



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO  
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**“Evaluación del proceso de coagulación y filtración en muestras sintéticas de ácidos húmicos empleando *Aloe barbadensis* como coagulante y *Piscidia piscipula* como carbón activado”**

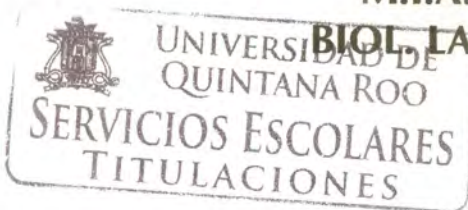
TESIS  
PARA OBTENER EL GRADO DE  
**INGENIERO AMBIENTAL**

PRESENTA  
**MARCO ANTONIO LOPEZ ARANDA**

DIRECTOR  
**DR. JOSÉ ALFONZO CANCHE UUH**



ASESORES  
**ING. JOSÉ LUIS GUEVARA FRANCO**  
**DRA. NORMA ANGÉLICA OROPEZA GARCÍA**  
**M.I.A. JUAN CARLOS ÁVILA REVELES**  
**BIOL. LAURA PATRICIA FLORES CASTILLO**



CHETUMAL QUINTANA ROO, MÉXICO, NOVIEMBRE DE 2017



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO  
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

TRABAJO DE TESIS ELABORADO BAJO SUPERVISIÓN DEL  
COMITÉ DE ASESORÍA APROBADA COMO REQUISITO PARA  
OBTENER EL GRADO DE:

INGENIERO AMBIENTAL

COMITÉ DE TESIS

DIRECTOR:

  
DR. JOSÉ ALFONZO CANCHE UUH



DIVISIÓN DE  
CIENCIAS E  
INGENIERÍA

SUPERVISOR:

  
ING. JOSÉ LUIS GUEVARA FRANCO

SUPERVISOR:

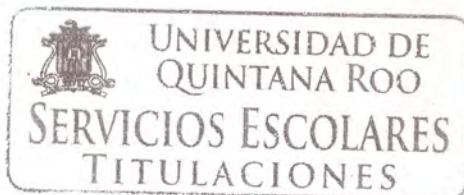
  
DRA. NORMA ANGÉLICA OROPEZA GARCÍA

SUPERVISOR:

~~M.I.A. JUAN CARLOS ÁVILA REVELES~~

SUPERVISOR:

  
BIOL. LAURA PATRICIA FLORES CASTILLO



CHETUMAL QUINTANA ROO, MÉXICO, NOVIEMBRE DE 2017

## **DEDICATORIAS**

A mis padres por apoyarme a seguir adelante para cumplir mis metas a alcanzar.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco a mi comité de tesis por todo el apoyo que me brindaron durante la realización del presente trabajo.

A el Dr. José Alfonzo Canche Uuh por brindarme de los conocimientos, materiales y recursos, además de motivarme y guiarme durante la realización de la tesis, muchas gracias por todo profesor.

A el Ing. José Luis Guevara Franco por apoyarme y brindarme de recomendaciones en cuanto al presente trabajo, además de ser mi asesor durante Expociencias 2017 Q. Roo, muchas gracias profesor.

A la Dra. Norma Angélica Oropeza García por sus recomendaciones y conocimientos que marcaron pauta para los buenos resultados de la tesis, muchas gracias profesora.

Y a mis asesores suplentes, el M.I.A. Juan Carlos Ávila Reveles y la Biól. Laura Patricia Flores Castillo, muchas gracias profesores.

A mi novia, Margarita Acosta Aguilar por estar ahí cuando más lo necesitaba y motivarme a cumplir mis metas, muchas gracias, te amo.

A mis familiares que estuvieron apoyándome.

A mis compañeros y amigos que me acompañaron y aconsejaron durante la realización del presente trabajo.

“Los locos abren los caminos que más tarde recorren los sabios”  
-Carlo Dossi

## ÍNDICE

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	1
1.1 INTRODUCCIÓN	2
1.2 OBJETIVO GENERAL	5
1.3 JUSTIFICACIÓN	6
1.4 RESUMEN	7
CAPÍTULO 2: ANTECEDENTES	9
2.1 COMPOSICIÓN DEL AGUA	10
2.1.1 Estructura	11
2.1.1.1 Constante dieléctrica	12
2.1.1.2 Ionización	13
2.1.2 Clasificación	14
2.1.2.1 Agua atmosférica	14
2.1.2.2 Océanos, zonas costeras, estuarios y mares interiores	15
2.1.2.3 Ríos, embalses, lagos y humedales	16
2.1.2.4 Agua subterránea	17
2.1.2.5 Agua del suelo	17
2.1.2.6 Glaciares, icebergs y hielo proveniente de la tierra	17
2.1.3 Características fisicoquímicas	18
2.1.3.1 Turbiedad	18
2.1.3.2 Sólidos	19
2.1.3.3 Color	20
2.1.3.4 Olor	21
2.1.3.5 Sabor	21
2.1.3.6 Temperatura	22
2.1.4 Características químicas	22
2.1.4.1 pH	22
2.1.4.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	24
2.1.4.3 Conductividad	24
2.1.5 Características biológicas	25
2.1.6 Tipos de Agua	26
2.1.6.1 Agua potable	26
2.1.6.2 Agua salada	27
2.1.6.3 Agua dulce	28
2.1.6.4 Agua dura	28
2.1.6.5 Agua salobre	29

	2.1.6.6 Agua residual	29
	2.1.7 Problemática del agua en el mundo	30
2.2 COMPUESTOS ORGÁNICOS NATURALES COMO COAGULANTES FLOCULANTES		32
	2.2.1 Introducción	32
	2.2.2 Elementos empleados	33
2.3 USOS DEL CARBÓN ACTIVADO		37
	2.3.1 Introducción	37
	2.3.2 Elementos empleados	39
CAPÍTULO 3: MARCO TEORÍCO		42
3.1 AGUA RESIDUALES		43
	3.1.1 Caracterización de las aguas residuales	43
	3.1.1.1 Aguas blancas	43
	3.1.1.2 Aguas grises	44
	3.1.1.3 Aguas negras	44
	3.1.1.4 Aguas industriales	45
	3.1.2 Pretratamiento	46
	3.1.2.1 Desbaste	46
	3.1.2.2 Rejillas	46
	3.1.2.3 Tamices	47
	3.1.2.4 Desarenador	48
	3.1.2.5 Trampas de grasa y aceite	49
	3.1.3 Tratamiento primario	49
	3.1.3.1 Sedimentación	49
	3.1.3.2 Proceso de coagulación y floculación	50
	3.1.3.3 Flotación	51
	3.1.3.4 Neutralización y Homogeneización	52
	3.1.3.5 Filtración	54
	3.1.4 Tratamiento secundario	54
	3.1.4.1 Lodos activados	55
	3.1.4.2 Filtros percoladores	55
	3.1.4.3 Lagunas aireadas	56
	3.1.4.4 Biodiscos	57
	3.1.5 Tratamiento Terciario	58
	3.1.5.1 Adsorción en carbón activado	58
	3.1.5.2 Osmosis inversa	59
	3.1.5.3 Cloración	60
	3.1.6 Legislación y parámetros aceptables de un	61

	agua residual tratada en México	
3.2	PARTÍCULAS EN SUSPENSIÓN	64
	3.2.1 Tamaño de las partículas en suspensión	64
	3.2.1.1 Macropartículas	64
	3.2.1.2 Partículas coloidales	64
	3.2.1.3 Sustancias húmicas	65
	3.2.2 Carga eléctrica	66
	3.2.3 Propiedades de los sistemas coloidales	67
	3.2.4 Estabilidad e inestabilidad coloidal	69
3.3	COAGULACIÓN	71
	3.3.1 Mecanismos de coagulación	71
	3.3.2 Compresión de la doble capa	71
	3.3.3 Adsorción y neutralización de la carga	72
	3.3.4 Captura de barrido	72
	3.3.5 Adsorción y puente interarticular	73
	3.3.6 Etapas de la coagulación	73
	3.3.7 Principales factores que influyen a la coagulación	75
	3.3.8 Coagulantes más usados	76
3.4	FLOCULACIÓN	78
	3.4.1 Mecanismos de floculación	78
	3.4.2 Factores que afectan a la floculación	79
	3.4.3 Floculantes más usados	79
3.5	CARBÓN ACTIVADO	82
	3.5.1 Estructura y composición	82
	3.5.2 Granulometría	83
	3.5.3 Adsorción	85
	3.5.4 Procesos de activación	88



3.6 ALOE VERA ( <i>Aloe barbadensis</i> ) COMO COAGULANTE	90
3.7 JABÍN ( <i>Piscidia piscipula</i> ) COMO CARBÓN ACTIVADO	95
CAPÍTULO 4: METODOLOGÍA	
4.1 PARÁMETROS ESTABLECIDOS Y MÉTODOS DE MEDICIÓN	99
4.2 ÁCIDOS HÚMICOS	102
4.2.1 Preparación de la muestra sintética	102
4.3 COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN	104
4.3.1 Preparación de la solución del gel o mucilago de <i>Aloe barbadensis</i>	104
4.4 CARBÓN ACTIVADO	108
4.4.1 Activación química	109
4.5 MUESTRAS DE AGUA RESIDUAL	111
CAPÍTULO 5: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
5.1 RESULTADOS	114
5.1.1 Obtención de la DQO deseable para la muestra sintética	114
5.1.2 Resultados del tratamiento de las muestras sintéticas con el tren de tratamiento propuesto	115
5.1.2.1 Coagulante al 30%	115
5.1.2.2 Coagulante al 40%	121
5.1.2.3 Coagulante al 50%	126
5.1.2.4 Coagulante al 60%	130
5.1.3 Muestras de agua residual	135
5.1.3.1 Agua residual de baja concentración	135
5.1.3.2 Agua residual de media concentración	138
5.1.4 Capacidad y eficiencia del carbón activado	141
5.2 DISCUSIÓN	144

CAPÍTULO 6: CONCLUSIÓN	150
BIBLIOGRAFÍA	152
ANEXO A	163
ANEXO B	170
ANEXO C	173
ANEXO D	175

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Proteínas físicas seleccionadas del agua y hielo (Sharp, 2001)	13
Tabla 2 Longitud de onda absorbida y color (Klyachko, 2002)	20
Tabla 3 Olores característicos del agua y su origen (Barrenechea, 2004)	21
Tabla 4 Límite de percepción de sales, metales y otros compuestos en mg/L (Barrenechea, 2004)	22
Tabla 5 Rangos más comunes de la conductividad en soluciones (Hach Company, 2000).	25
Tabla 6. Parámetros fisicoquímicos del agua potable (EPA, 2004)	26
Tabla 7 Categorías del agua salina (National Ground Water Association, 2010)	29
Tabla 8 Características del agua residual doméstica (Tchobanoglous & Burton, 1995)	30
Tabla 9 Elementos empleados como coagulante/floculante	33
Tabla 10 Elementos empleados para la elaboración de carbón activado	40
Tabla 11 Valores de la contaminación en las aguas blancas (Hernández <i>et al.</i> , 2004)	43
Tabla 12 Límites máximos permisibles para las descargas de agua residual en alcantarillado urbano o municipal (SEMARNAT, 1996)	62
Tabla 13 Límites máximos permisibles de contaminantes para las A.R. que se reúsen en servicios públicos (SEMARNAT, 1997)	63
Tabla 14 Propiedades de las partículas coloidales (Barrenechea, 2004; Martínez, 2015)	68
Tabla 15 Principales Factores que influyen en el proceso de coagulación	75
Tabla 16 Coagulantes comerciales generalmente utilizados (Barrenechea, 2004; Martínez, 2015)	76
Tabla 17 Floculantes más usados (Lorenzo, 2006; Martínez, 2015)	80
Tabla 18 Medidas de las mallas americana U.S. Std. Sieve para determinar el tamaño del grano	85
Tabla 19 Componentes químicos del gel de Aloe Vera ( <i>Aloe barbadensis</i> ), (Domínguez <i>et al.</i> , 2012)	91
Tabla 20 Parámetros físico-químicos a medir en el tren de tratamiento propuesto	100
Tabla 21 Parámetros físico-químicos establecidos para las muestras sintéticas	103
Tabla 22 Dosificación de los coagulantes del gel de <i>Aloe barbadensis</i> según la solución	106
Tabla 23 Tamaños de granos según la malla	108
Tabla 24 Parámetros físico-químicos del agua residual de baja concentración	111
Tabla 25 Parámetros físico-químicos del agua residual de media concentración	112
Tabla 26 Volumen de la solución madre diluida y su DQO correspondiente	114
Tabla 27 Parámetros físico-químicos de la dosis óptima de la solución al 30% después del proceso de coagulación-floculación	117
Tabla 28 Parámetros físico-químicos de la muestra después de la filtración (coagulante al 30%)	118
Tabla 29 Parámetros físico-químicos de la dosis óptima de la solución al 40% después del proceso de coagulación-floculación	122
Tabla 30 Parámetros físico-químicos de la muestra después de la filtración (coagulante al 40%)	123
Tabla 31 Parámetros físico-químicos de la dosis óptima de la solución al 50% después del proceso de coagulación-floculación	127
Tabla 32 Parámetros físico-químicos de la muestra después de la filtración (coagulante	127

al 50%)	
Tabla 33 Parámetros físico-químicos de la dosis óptima de la solución al 60% después del proceso de coagulación-floculación	131
Tabla 34 Parámetros físico-químicos de la muestra después de la filtración (coagulante al 60%)	132
Tabla 35 Parámetros fisicoquímicos del agua residual de baja concentración y su variabilidad de acuerdo al proceso de tratamiento	136
Tabla 36 Parámetros fisicoquímicos del agua residual de media concentración y su variabilidad de acuerdo al proceso de tratamiento	139
Tabla 37 Límites máximos permisibles para contaminantes básicos en descargas para las aguas y bienes internacionales (SEMARNAT, 1996)	175
Tabla 38 Límites máximos permisibles para metales pesados y cianuros en descargas para las aguas y bienes internacionales (SEMARNAT, 1996)	176

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Ciclo hidrológico (Maderey, 2005)	11
Figura 2 Estructura tetraédrica reticular (Carbajal, 2002)	12
Figura 3 Tamaños de partículas en el agua (Barrenechea, 2004)	19
Figura 4 Relación entre las concentraciones de $[\text{OH}^-]$ y $[\text{H}^+]$ en mol/L (Hach Company, 2010)	24
Figura 5 Esquema de un sistema acuático (UNESCO, 2015)	26
Figura 6 Desbaste empleando rejillas (CHD, 2013)	46
Figura 7 Rejillas móviles autolimpiantes (Tchobanoglous & Burton, 1995)	47
Figura 8 Esquema de un tamiz rotativo (Hernández, 2004)	48
Figura 9 Desarenador con doble canal (Wun, 2006)	48
Figura 10 Atracción de las partículas coloidales al adicionar un coagulante (Lorenzo, 2006)	51
Figura 11 Ejemplo de un sistema de flotación por aire disuelto sin recirculación (Tchobanoglous & Burton, 1995)	52
Figura 12 Neutralización y homogeneización de nivel variable (Ramalho, 1983)	53
Figura 13 Filtro convencional utilizado en una planta de tratamiento (Tchobanoglous & Burton, 1995)	54
Figura 14 Reactor de lodos activados combinado con una decantación secundaria y aireación superficial (Hernández <i>et al.</i> , 2004)	55
Figura 15 Vista superficial de un filtro percolador con sus empaquetaduras y brazos rociadores (Menéndez, 2005)	56
Figura 16 Laguna aireada facultativa (Rolim, 1999)	57
Figura 17 Prototipo de un reactor de biodiscos de tres etapas (Mata, 2012)	58
Figura 18 (De izquierda a derecha) tratamiento con osmosis normal (presión osmótica) y tratamiento con osmosis inversa (D.S.S. S.A., 2012)	60
Figura 19 Capas de una partícula coloidal (Martínez, 2015)	66
Figura 20 Potencial Z y la distancia del coloide (Sandoval <i>et al.</i> , 2000)	67
Figura 21 Reestabilización coloidal (Andía, 2000)	72
Figura 22 Modelo de puentes La Mer (Kirchmer, 1981)	74
Figura 23 El floculante crea puentes para que las partículas coloidales aglomeradas formen un flóculo más grande (Andía, 2000)	78
Figura 24 Capas de carbono de un carbón activado (Martínez de Yuso, 2012)	82
Figura 25 Clasificación de poros de un grano de carbón activado (Sevilla, 2002)	83
Figura 26 Isotherma de Langmuir	86
Figura 27 Isotherma de adsorción BET	88
Figura 28 Gel contenido en la hoja de Aloe vera (Vega <i>et al.</i> , 2005)	90
Figura 29 Estructura de la Glucosa	92
Figura 30 Estructura del Acemanano	93
Figura 31 Micrografías electrónicas de barrido de Roble blanco con tratamientos: (a) químico (utilizando ácido fosfórico) y (b) térmico (Jagtøyen & Derbyshire, 1993)	96
Figura 32 Diagrama general del tren de tratamiento propuesto	101
Figura 33 Proceso de coagulación-floculación del tren de tratamiento	107
Figura 34 Filtro de carbón activado	110
Figura 35 Tendencia de la DQO en cuento a la muestra sintética preparada	114

Figura 36 Dosis del coagulante (30%) vs turbiedad	116
Figura 37 Gráfica de dispersión y tendencia de las dosis del coagulante al 30%	117
Figura 38 Diagrama general de la eficiencia del tren de tratamiento en la disminución de la turbidez empleando el coagulante al 30% y filtración	118
Figura 39 Decremento de la Turbiedad de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 30% y filtración	119
Figura 40 Decremento de la DQO de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 30% y filtración	119
Figura 41 Decremento de los SST de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 30% y filtración	120
Figura 42 Dosis del coagulante (40%) vs turbiedad	121
Figura 43 Gráfica de dispersión y tendencia de la dosis del coagulante al 40%	122
Figura 44 Diagrama general de la eficiencia del tren de tratamiento en la disminución de la turbidez empleando el coagulante al 40% y filtración	123
Figura 45 Decremento de la Turbiedad de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 40% y filtración	124
Figura 46 Decremento de la DQO de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 40% y filtración	124
Figura 47 Decremento de los SST de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 40% y filtración	125
Figura 48 Dosis del coagulante (50%) vs turbiedad	126
Figura 49 Diagrama general de la eficiencia del tren de tratamiento en la disminución de la turbidez empleando el coagulante al 50% y filtración	128
Figura 50 Decremento de la Turbiedad de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 50% y filtración	128
Figura 51 Decremento de la DQO de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 50% y filtración	129
Figura 52 Decremento de los SST de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 50% y filtración	130
Figura 53 Dosis del coagulante (60%) vs turbiedad	131
Figura 54 Diagrama general de la eficiencia del tren de tratamiento en la disminución de la turbidez empleando el coagulante al 60% y filtración	132
Figura 55 Decremento de la Turbiedad de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 60% y filtración	133
Figura 56 Decremento de la DQO de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 60% y filtración	133
Figura 57 Decremento de los SST de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 60% y filtración	134
Figura 58 Remoción de la turbiedad de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de baja concentración	137
Figura 59 Disminución de la DQO de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de baja concentración	137
Figura 60 Disminución de los SST de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de baja concentración	138
Figura 61 Remoción de la turbiedad de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de media concentración.	139
Figura 62 Disminución de la DQO de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del	140

agua residual de media concentración	
Figura 63 Disminución de los SST de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de media concentración	140
Figura 64 Capacidad y eficiencia de adsorción del carbón activado elaborado	142
Figura 65 (de izquierda a derecha) Micrografías del carbón activado de <i>Piscidia piscipula</i> antes y después de su uso en el tren de tratamiento propuesto con agua residual de baja concentración de DQO	142
Figura 66 Activación química con ácido fosfórico del carbón triturado	163
Figura 67 Cubos de la madera de <i>Piscidia piscipula</i> antes de carbonizar	163
Figura 68 Carbón obtenido	164
Figura 69 Tamices empleados para la selección de tamaño de granos	163
Figura 70 Polvo de ácidos húmicos marca Fluka	165
Figura 71 Drenado de aloína de las pencas de <i>Aloe barbadensis</i>	165
Figura 72 Solución madre de ácidos húmicos	166
Figura 73 Prueba de jarras con las muestras sintéticas y el coagulante de <i>Aloe barbadensis</i> al 30%	166
Figura 74 Coagulante natural de <i>Aloe barbadensis</i> al 30%	167
Figura 75 (Izquierda a derecha) muestras sintéticas y su reducción de la turbiedad por coagulación-floculación empleando el coagulante al 30% y filtración	167
Figura 76 (Izquierda a derecha) agua residual de baja concentración de DQO y su reducción de la turbiedad por coagulación-floculación empleando el coagulante al 30% y filtración	168
Figura 77 Agua residual de baja concentración de DQO depurada con el coagulante al 30% y la filtración de carbón activado	168
Figura 78 Carbón activado granular de <i>Piscidia piscipula</i>	169
Figura 79 Muestra sintética tratada con el coagulante al 30% y la filtración con el carbón activado propuesto	169
Figura 80 Determinación de la demanda química de oxígeno por el método modificado (Canche, 2007)	170
Figura 81 Metodología para determinar los SST	171
Figura 82 Metodología para determinar los ST	172
Figura 83 Micrografía de un grano del carbón activado de <i>Piscidia piscipula</i> sin emplear con zoom x70	173
Figura 84 Micrografía de un grano del carbón activado de <i>Piscidia piscipula</i> sin emplear con zoom x500	173
Figura 85 Micrografía de un grano del carbón activado de <i>Piscidia piscipula</i> sin emplear con zoom x3000	174

## **CAPÍTULO 1**

### **INTRODUCCIÓN**

En este capítulo se explicará a manera introductoria la importancia del agua en el mundo, así como las limitantes en cuanto a su distribución para consumo y reserva. Además de la relación entre la generación de residuos contaminantes y la calidad que este vital líquido requiere para su uso en específico. Los tratamientos al que se somete este líquido y los subproductos que estos pueden generar de igual manera se comentan en este apartado.

Se incluye igualmente el objetivo general y específicos del presente trabajo, así como su justificación y un pequeño resumen del trabajo incluyendo los resultados más destacables.



## 1.1 INTRODUCCIÓN

El agua, un recurso que no puede estar apartado de la vida en la Tierra, ya que sin esta nunca se hubiera desarrollado. Gracias al agua se pueden transportar, diluir y metabolizar elementos que son necesarios para las interacciones entre sistemas e individuos. El ciclo hidrológico mantiene el flujo constante de este elemento pasando por los diferentes estratos de la Tierra y transformaciones, hasta llegar a depósitos o masas de agua para poder finalmente, distribuir y abastecer a seres vivos. El paso del tiempo ha determinado la limitación de este valioso recurso, el aumento en la población, aproximadamente aumenta a 80 millones de personas al año (United States Census Bureau, 2012). Llevado de la mano con los problemas de distribución, el uso desmedido y el crecimiento industrial, han provocado una escasez y contaminación creciente del líquido, optando así diversos métodos y técnicas de tratamiento para su potabilización, reúso o acoplamiento al ciclo hidrológico.

Un factor importante de la calidad del agua que está asociado estrechamente con el incremento en la población, es el índice de la contaminación presente en este medio, ya que se generan desechos o residuos que afectan directamente en la calidad del líquido. A su vez, este incremento en la contaminación se puede deber a la acción de la misma naturaleza, como lo viene siendo la disolución de las rocas o materia orgánica natural (Canche, 2007).

Para que el agua se considere contaminada, se requiere cierta intervención de agentes ajenos que puedan alterar su composición o calidad, y que deja de ser apto para su uso. Existen tres tipos de contaminación: física (agentes físicos de origen ajeno), química (por la adición de elementos artificiales) y biológica (bacterias y microorganismos), (Junta de Calidad Ambiental, 2003).

Los principales contaminantes presentes en el agua, de la que se requiere ser tratada son: bacterias coliformes (indican la presencia de contaminantes patógenos), oxígeno disuelto (una reducción de oxígeno disuelto nos puede indicar la cantidad de materia orgánica presente o la circulación del cuerpo de agua), plaguicidas y fertilizantes (sin importar su procedencia natural o artificial, presentan un alto riesgo de contaminación), erosión del suelo (causado por

escorrentías que acarrearán desechos depositándolos en cuerpos de agua superficiales), y metales (generados por las descargas de industrias y el contaminante más tóxico para el ambiente), (Junta de Calidad Ambiental, 2003).

Los procesos de tratamiento para un agua, ya sea pluvial, residual o meramente procedentes de cuerpos de agua requieren la manipulación de las características físicas, químicas y biológicas del vital líquido, esto con el fin de tener un agua con la calidad deseada según el uso o fin exacto según las “Guías para la calidad del agua potable” publicado en el año 2003 por la Organización Mundial de la Salud.

Existen diferentes niveles de tratamiento para el agua, de acuerdo a los objetivos, tales como tratar un agua para facilitar un tratamiento posterior. En el pre-tratamiento se separan los residuos de gran tamaño del agua, mayormente mediante rejillas o desbaste. El tratamiento primario consiste en remover mayormente materiales físicos mediante la sedimentación, así como el uso de catalizadores para acelerarla, tales como lo es la adición de agentes coagulantes y/o floculantes que ayudan a desestabilizar aquellas partículas que no se pueden tratar mediante un tratamiento meramente físico, para luego atraerlas y crear un volumen más elevado de lodos o sedimento. Finalmente se tienen los tratamientos secundarios, este tipo de tratamientos se centran en la actividad biológica, ya que facilitan a las bacterias aerobias de digerir la materia orgánica restante, misma que se puede llevar a cabo a través de sistemas de burbujeo y/o con recirculación de lodos al mismo tanque en donde se trata el agua, con esto se obtendrán los denominados y muy conocidos “lodos activados” (lodos que albergan microorganismos aerobios). De igual manera existen tratamientos más avanzados para remover virus, diversos metales y minerales, específicamente tratando aguas residuales industriales o zonas con alto índice de eutrofización utilizando nuevas tecnologías de cloración y fotólisis (Echarri, 2007).

Sin embargo, existe otro proceso el cual conlleva una refinación en un sentido más estricto llamada purificación o potabilización del agua. La purificación o potabilización consiste en tratar el agua hasta estar dentro de los estándares de consumo determinados por las autoridades locales o internacionales, esto significa disminuir aquellos parámetros físicos, químicos y

biológicos mediante sus respectivos procesos de tratamiento hasta lograr casi su eliminación total y posterior cloración o postcloración para su desinfección, obteniendo finalmente agua ingerible (Romero, 2008).

Hoy en día se están experimentando e incluso implementando nuevas tecnologías para el tratamiento y potabilización del agua, sustituyendo a los métodos convencionales, esto con el fin de poseer tecnologías que son altamente sostenibles (Morató *et al.*, 2009). Estas tecnologías buscan minimizar el impacto ambiental a largo plazo, así como la reducción en los costos de producción y energéticos. Entre las que destacan se pueden mencionar las siguientes: Reacciones Fenton (consiste en la adición de peróxido de oxígeno en conjunto con iones  $Fe^{2+}$  para crear radicales hidroxilo ( $*OH$ ) mismo que oxidará la materia orgánica y microorganismos patógenos del agua), humedales, sustitutos orgánicos para procesos de coagulación-floculación, Foto-Fenton la fotocatalisis (uso de rayos de UV en conjunto con dióxido de Titanio como catalizador) y filtros de carbón activado (Castillo *et al.*, 2010).

Estas nuevas tecnologías para el tratamiento de agua además de sus beneficios ambientales, no generan subproductos derivados de la desinfección (SDP's), que al usar desinfectantes u oxidantes químicos, estos SDP's se generan en contacto con la materia orgánica o aquel compuesto que contenga Carbono en su estructura o bromuros (elementos con un estado de oxidación -1), como lo son los trihalometanos, ácidos haloacéticos, haloacetoneitrilos, la cloropicrina y clorofenoles, donde a largo plazo puede generar diversos padecimientos degenerativos (Canche, 2007). Es por eso que el presente trabajo, donde se enfoca meramente en la disminución de los parámetros fisicoquímicos de un agua residual, se pueden utilizar alternativas meramente orgánicas y naturales, obteniendo un agua óptima para su disposición final o para su post-tratamiento biológico de desinfección, en donde no se generan subproductos riesgosos para la salud y el ambiente.

En el siguiente trabajo documentado se registran los resultados obtenidos así como la teoría y metodología empleada de un tren de tratamiento de aguas residuales que consta de los procesos de coagulación-floculación y filtración utilizando materiales naturales, con el objetivo de probar nuevas herramientas alternativas más ecológicas y menos tóxicas para el medio ambiente.

## 1.2 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la eficiencia de remoción de la turbidez causada por las partículas coloidales mediante los parámetros fisicoquímicos presentes en muestras sintéticas de ácidos húmicos utilizando un tren de tratamiento compuesto de coagulación-floculación y filtración elaborados con materiales naturales.

### OBJETIVOS PARTICULARES

- Elaboración de un tren de tratamiento que llevará los procesos de coagulación-floculación y filtración.
- Elaboración de coagulante natural a partir de *Aloe barbadensis* (Aloe Vera)
- Evaluar la eficiencia de remoción de la turbidez utilizando coagulante natural elaborado a partir de *Aloe barbadensis* (Aloe Vera) en el proceso de coagulación-floculación.
- Evaluar la eficiencia a través de los parámetros físico-químicos del proceso de coagulación-floculación: Dosis óptima, pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto, DQO, sólidos suspendidos, sólidos totales, tiempo y velocidad de sedimentación.
- Elaboración de carbón activado a partir del jabín (*Piscidia piscipula*).
- Evaluar la capacidad y eficiencia de adsorción del filtro de carbón activado elaborado a partir del jabín (*Piscidia piscipula*).

### 1.3 JUSTIFICACIÓN

En el proceso de coagulación-floculación del tratamiento de aguas residuales, el uso de coadyuvantes tanto inorgánicos (minerales), como orgánicos (sales), tales como el sulfato de aluminio, el cual a su vez es el coagulante inorgánico más utilizado en el mundo, presentan un proceso en su elaboración complejo y delicado, por lo cual no muchas personas sin las herramientas y elementos necesarios para elaborarlos pueden obtenerlos.

En México el proceso de coagulación-floculación se utiliza el sulfato de aluminio como principal coadyuvante para el tratamiento de aguas, por lo que implementar un distinto coadyuvante orgánico que sea menos peligroso tanto en su manejo y concentración. El uso del Aloe Vera como agente coagulador en el tratamiento de aguas residuales beneficiaría al personal y a la población, ya que serían menos los costos de su elaboración y obtención de la materia prima, y menos peligroso al ser un compuesto orgánico no tóxico. Además de ser de fácil acceso para las poblaciones de bajos recursos y no urbanizadas que carecen de un tratamiento de las aguas que estos consumen.

Al igual que con el Aloe Vera, el carbón activado presenta materia prima de fácil obtención y manipulación, ya que comprende una amplia gama de elementos de los cuales se puede obtener, desde huesos, hasta carbones minerales, por lo que en México uno de los recursos más abundantes es el maderable, lo cual lo hace uno de los más explotados, en el cual se puede aprovechar tanto la madera, como el aserrín (desecho) para la obtención del carbón y su posterior activación (física o química) para finalmente se procederá a la clasificación del tipo de carbón activado (características físico-químicas).

## 1.4 RESUMEN

Dentro del área de tratamiento de aguas, el uso de reactivos y coadyuvantes como catalizadores de los procesos que se llevan a cabo es de amplio uso, sin embargo la mayoría provienen de elementos inorgánicos o minerales, los cuales a su vez pueden repercutir tanto en la salud humana como en el ambiente, por lo que otras alternativas menos tóxicas y sustentables para su uso en el área ya mencionada sería una alternativa en el manejo de sustancias peligrosas por el uso de polímeros naturales que son derivados de polisacáridos y proteínas. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos de estudiar un tren de tratamiento utilizando *Aloe barbadensis* como coagulante orgánico y *Piscidia piscipula* como carbón activado en la remoción de partículas coloidales causantes de la turbidez en muestras sintéticas. Para llevar a cabo la metodología, se empleó un tren de tratamiento que consiste en dos procesos, coagulación-floculación en dosis ascendentes de coagulante y un filtro de carbón activado, este último se propuso para remover los residuos provenientes del coagulante, además de aumentar la eficiencia de remoción de la turbidez. Para la evaluación de la eficiencia, se tomaron como parámetros fisicoquímicos indicadores los siguientes: Turbidez, pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, DQO, ST y SST; mismos que se midieron antes y después de cada proceso para poder así demostrar la eficiencia. En la coagulación-floculación, se establecieron los siguientes parámetros iniciales para tratar las muestras sintéticas: pH aproximado de 7, temperatura de 23-25°C, en las pruebas de jarras se practicó la agitación rápida de 100 RPM durante 1 minuto y agitación lenta de 40 RPM durante 30 minutos con dosis de: 10, 20, 30, 40, 50 y 60 ml (6 jarras de 2 L); tras la prueba de jarras se seleccionó la muestra usando la jarra con la dosis óptima para el siguiente proceso. Los coagulantes empleados fueron soluciones a base del gel de *Aloe barbadensis* con concentraciones de 30, 40, 50 y 60%. La muestra a tratar fue la dilución de una solución madre de ácidos húmicos. Las muestras a tratar de acuerdo a su dosis óptima de la concentración del coagulante se sometieron a la filtración con un carbón activado granulado a base de la madera de *Piscidia piscipula*. La dosis óptima de los coagulantes (dosis óptima definitiva) utilizados fue la del coagulante al 30% con una dosis de 50 ml. Los resultados demostraron que la eficiencia de remoción de partículas coloidales obtenidos del tren de tratamiento es del 77.24% de remoción de la turbidez, con una dosis óptima de 50 ml del

coagulante preparado. Los parámetros que disminuyeron beneficiosamente fueron: DQO con 48.09%, y SST en un 98.71%, el pH inicial de 7.72 bajo a 2.75 ocasionado de igual forma por el carbón activado. La conductividad aumentó ligeramente de 0 a 0.5 mS sin cambios significativos, la temperatura y el oxígeno disuelto se mantuvieron constantes. Así mismo se trataron muestras reales con la dosis óptima definitiva y el filtro de carbón activado propuesto, en donde la muestra de agua residual doméstica de baja concentración presentó la mayor eficiencia de remoción. La turbidez removida de la muestra real de baja concentración fue del 91.22%, la DQO de 87.69% y los SST del 92.59%. Mismos resultados se discutieron y compararon con la normatividad mexicana y española para el reúso del agua depurada con el tren de tratamiento de agua residual propuesto de acuerdo a los límites máximos permisibles de sus parámetros.

## **CAPÍTULO 2**

### **ANTECEDENTES**

En este capítulo se describirán las características principales del agua, así como su estructura y funcionalidad en el medio que la rodea, de igual manera su clasificación de acuerdo a su naturaleza. Además del repaso a elementos orgánicos naturales utilizados para el tratamiento de aguas y cómo estos se comportan, siendo estos los coagulantes y carbones activados, demostrando que pueden ser alternativas bastante viables para el tratamiento de distintos tipos de agua que requieran métodos convencionales, tales como son reactivos inorgánicos tóxicos y compuestos altamente volátiles, así como sus usos en otras áreas de la ciencia.



## 2.1 COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS

El agua es un compuesto vital para la vida, sustentando civilizaciones enteras desde hace siglos y que hoy en día sigue siendo de gran importancia, llegando a ser un bien económico y casi exclusivo para ciertos sectores socioeconómicos. Más del 70% de la superficie del planeta Tierra está compuesta de agua, en donde la litosfera está compuesta con cerca de 1386 millones de kilómetros cúbicos. El porcentaje de agua salina se ve representada por el 97.5% y el de agua dulce por un escaso 2.5%. La mayor parte de la fracción de agua dulce son contenidos por glaciares en un 68.7%, las aguas subterráneas o acuíferos en un 29.9%. Finalmente todos los demás cuerpos de agua como lo son los lagos y ríos que son utilizados como abastecimiento equivalen al 0.26% del agua total dulce (Shiklomanov, 1998). Teniendo en cuenta que la fracción de agua que el hombre puede utilizar como recurso para desarrollarse es muy pequeña es de vital importancia y estudio, mantener en óptimas condiciones este elemento.

El agua permanece en movimiento constante entre los sistemas de la Tierra, grandes masas de agua pasan por diferentes transportes y transformaciones hasta llegar a las zonas o cuerpos de abastecimiento humanos, a este fenómeno se le conoce como ciclo hidrológico del agua.

Sin embargo, muchos de estos cuerpos de agua contienen algún elemento o compuesto que hacen que se les considere “contaminadas”, lo cual se procede a su caracterización.

Esta “contaminación” puede suceder de dos maneras, la primera por causas naturales como lo son fenómenos climatológicos como huracanes o tsunamis, deslaves, lluvias, etc. La segunda puede ser por causas antropogénicas (causadas por el ser humano) tales como lo son la minería, vertido de aguas residuales, construcciones, etc. Sin embargo, esta aparente “contaminación” constituye parte de la estructura del agua, ya que el suelo, la lluvia y demás fauna constituyente de los cuerpos de agua pueden aportar ciertos elementos considerados como nutrientes, como lo son bicarbonatos de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) y sus derivados por parte del suelo, y compuestos constituidos por carbono (lluvia y fauna) los cuales son considerados como materia orgánica esencial para los procesos fisicoquímicos y desarrollo de vida en estos cuerpos de agua (Figura 1), (Kemmer, 1988).

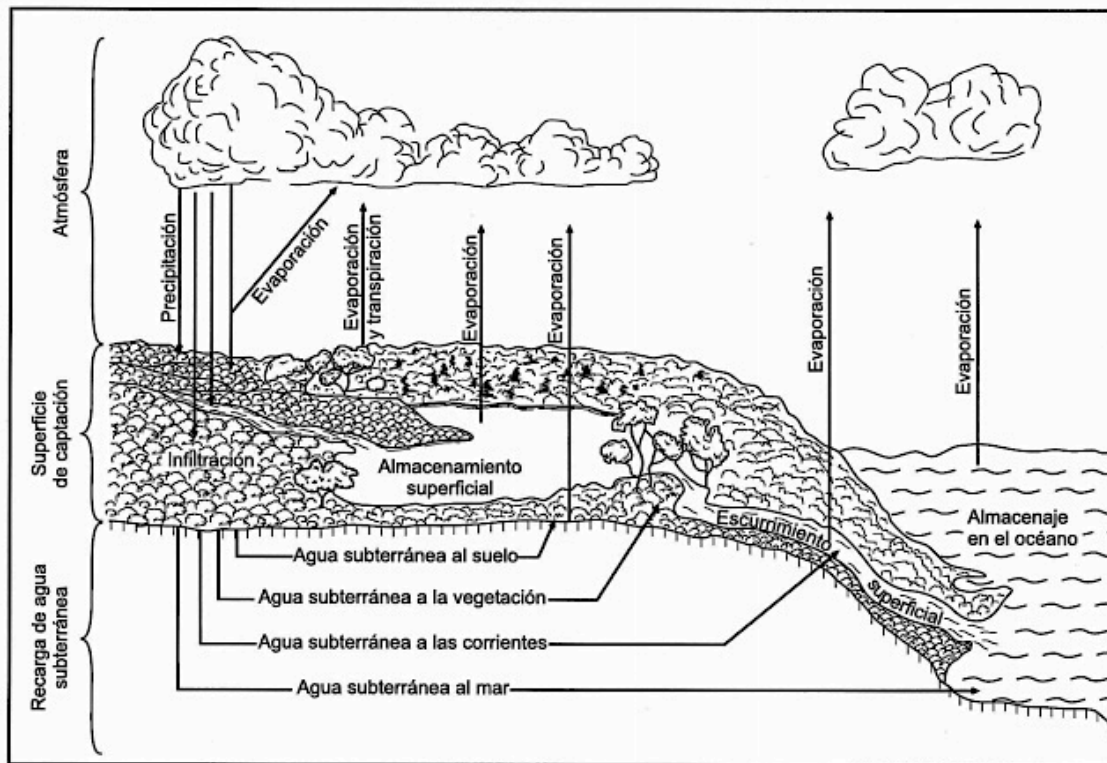


Figura 1 Ciclo hidrológico (Maderey, 2005)

### 2.1.1 Estructura

La molécula de agua está representada por dos átomos de hidrógeno y uno de oxígeno, unidos por un enlace covalente, es decir, las moléculas de hidrógeno están adheridas a los electrones del último nivel del átomo de oxígeno. La molécula tiene geometría angular (dos de sus átomos de hidrógeno forman un ángulo de  $105^{\circ}$  lo cual lo hace adherible a otras partículas). (Carbajal *et al.*, 2002).

Esta molécula a su vez es asimétrica, ya que está cargada positivamente por parte de los dos átomos de hidrógeno adheridos y negativamente por parte del oxígeno, considerándose como una molécula dipolar. Al considerarse dipolar existe una atracción molecular de una molécula de agua hacia otra, esto ocurre cuando el hidrógeno de una molécula vecina es atraída por el oxígeno de la otra, lo cual este fenómeno es llamado como un enlace o puente de hidrógeno la cual da a las moléculas enlazadas una estructura tetraédrica reticular (Kemmer, 1988).

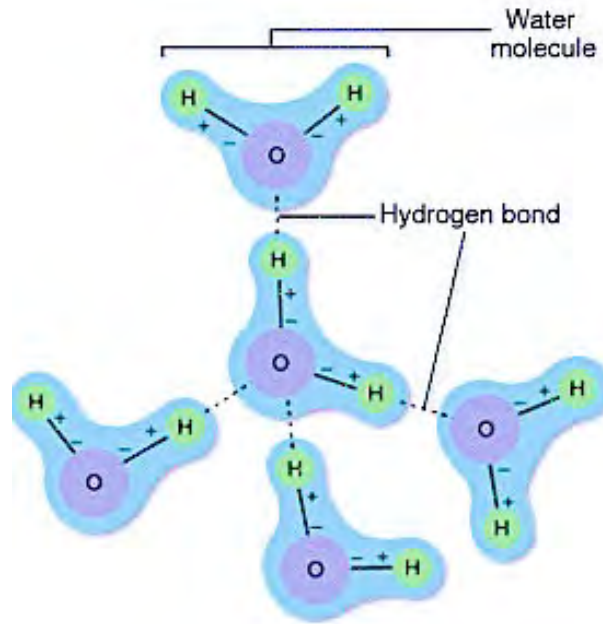


Figura 2 Estructura tetraédrica reticular (Carbajal *et al.*, 2002)

### 2.1.1.1 Constante dieléctrica

La constante dieléctrica o permeabilidad se define como la facilidad de polarización de un material relativo al vacío, entendiéndose que cuando el centro de gravedad de las moléculas positivas no coincide con el de las negativas se creará un dipolo eléctrico.

El agua a su vez tiene cerca de 80 veces la constante del vacío (teniendo en cuenta que la constante del vacío es  $8,8541878176 \times 10^{-12} \text{ C}^2/\text{Nm}^2$ , lo cual lo hace más polarizable que otros solventes orgánicos. Pero la constante dieléctrica en un líquido depende de diversos factores, tales como lo son el momento dipolar permanente, la densidad dipolar, que tan fácilmente se pueden reorientar a un campo eléctrico y qué tan cooperativa la reorientación será (Sharp, 2001).

El agua tiene un momento dipolar alto por lo que es rápidamente y fácilmente la reorientación de las moléculas, esto quiere decir que en el agua los átomos de hidrógeno son altamente reorientables, lo cual hace que las moléculas del agua no puedan moverse independientemente una de las otras. De igual manera esta regla afecta cuando se manipula la temperatura del agua, ya que al haber un aumento de temperatura, las fluctuaciones serán mayores, lo cual

generará disturbios en los enlaces moleculares que harán que se desorienten las moléculas, caso contrario cuando hay un descenso en la temperatura, mientras menos sea, mayor será la constante dieléctrica del agua (Sharp, 2001).

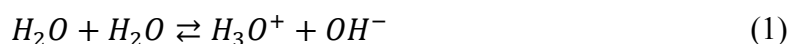
Tabla 1 Proteínas físicas seleccionadas del agua y hielo (Sharp, 2001)

	Líquido (293°K)	Hielo (269°K)
Polarizabilidad (nm)	0.144	0.144
Constante estática dieléctrica	78.6	93
Tiempo dieléctrico de relajación	9.5 ps	10 $\mu$ s
Tiempo de reorientación molecular	10 ps	10 $\mu$ s
Tiempo de translación molecular	20 ps	10 $\mu$ s

### 2.1.1.2 Ionización

Debido a que el enlace de oxígeno e hidrógeno es altamente polar, la densidad que rodea al hidrógeno es baja, por lo que al compararlo con otros enlaces covalentes resulta ser un enlace débil. Cuando al agua se le aplica fluctuaciones térmicas se estará promoviendo la polarización en los enlaces hidroxilo, por lo que el núcleo del hidrógeno se puede disociar como un protón o un ion hidrógeno ( $H^+$ ). El agua resulta ser un excelente solvente de iones, por lo que puede solventar los iones de  $OH^-$  y el  $H^+$  para posteriormente convertirlo en  $H_3O^+$  (ion hidronio), (Sharp, 2001).

La característica única que tiene el agua de ionizar fácilmente y solventar los iones de  $OH^-$  e  $H^+$  permite intercambiar polaridades con otros solutos, tal es el caso de los ácidos-base, donde puede donar un ion  $H^+$  a una base o aceptar cuando es un ácido. El intercambio de protones, así como de ácido-base son mecanismos que están ligados a la biología, tal es el caso de la síntesis de adenosín trifosfato (mejor conocida como ATP, es una molécula que proporciona energía a los organismos en las reacciones químicas) o la unión de proteínas, además de la transmisión de energía vía protones resulta ser rápida debido a la rápida ionización del agua (Sharp, 2001).



## 2.1.2 Clasificación del agua

El agua de acuerdo a su origen y disposición final se puede clasificar de las siguientes maneras:

### 2.1.2.1 Agua atmosférica

La humedad que se genera en la atmosfera participa en la circulación del agua transformándose de un estado a otro, donde la mayor parte de humedad se encuentra en estado gaseoso. Sin embargo el contenido promedio de vapor de agua disminuye con la latitud y altitud, dependiendo igualmente de la temporada y de la superficie donde se mantiene suspendida (Khublaryan *et al.*, 2009).

El contenido de humedad del agua atmosférica es relativamente pequeña, pero lo que la hace una de las fuentes más importante de agua dulce es por su capacidad de regeneración en el ambiente mediante evaporación y posterior precipitación rellenando o creando cuerpos de agua. La evaporación total de los océanos y continentes es de alrededor de 577, 000 Km<sup>3</sup> por año consumiendo 88W/m<sup>2</sup> de calor que equivale a más de un tercio del suministro de energía solar de la Tierra. El vapor del agua es el componente atmosférico más variable ya que su contenido volumétrico depende de la temporada y lugar, por lo que se considera que a mayor altura menor será la cantidad de agua en la atmosfera o altiplanos. Principalmente el agua atmosférica viene de la evaporación de la superficie y océanos, al igual que de las plantas (evapotranspiración) y hielo (sublimación), por lo que para que el agua atmosférica pueda depositarse en los reservorios de agua en la superficie se acude a la condensación, la cual ocurre cuando el aire se satura de vapor de agua se enfría por lo que posteriormente el agua puede caer en forma de rocío y escarcha dependiendo de la temperatura (Khublaryan *et al.*, 2009).

### **2.1.2.2 Océanos, zonas costeras, estuarios y mares interiores.**

Los mares son clasificados como interiores, marginales o interinsulares de acuerdo a su posición geográfica y grado de aislamiento, un mar en la superficie es aquel cuerpo de agua que está rodeado de tierra y que se conecta con el océano o adyacentemente a este mediante canales estrechos. Asimismo están clasificados como continentales e intercontinentales. Los continentales son aquellos mares superficiales que se introducen en la tierra de un continente, mientras que los mares intercontinentales son los que están ubicados entre dos continentes conectados por canales hacia el mar. Un mar marginal es parte del océano del mundo el cual es contiguo o parcialmente separado por un continente, penínsulas o islas. Los mares interinsulares es aquella parte del océano que está rodeada por islas y que no permiten un intercambio de agua con el océano. En cuanto a la salinidad del agua de mar, se ve afectada por las desembocaduras de ríos o canales (superficiales y subterráneos) provenientes de la tierra y por la evaporación, aunque la salinidad se considera constante (Khublaryan *et al.*, 2009).

El agua en las zonas costeras tienden a ser una mezcla por causa de las olas y corrientes, además de estar en zonas de alta energía y tráfico, mayormente tienen una temperatura elevada a otros niveles oceánicos (Monzón, 2009).

Un estuario es una masa de agua costera que no está completamente cerrada y tiene conexión con el mar, donde el agua salada está parcialmente diluida con la de agua dulce proveniente de ríos o canales. Las aguas de un estuario se encuentran clasificadas de 3 formas, la positiva es donde las aguas del estuario se encuentran mezcladas (agua dulce y salada), los estuarios inversos son aquellos en los que aumentan su salinidad por las pérdidas de evaporación excediendo a las de las descargas y precipitación, y finalmente están los estuarios neutrales donde la evaporación es compensada por las descargas y la precipitación (Ibañez *et al.*, 2009).

### **2.1.2.3 Ríos, embalses, lagos y humedales.**

Las llamadas aguas superficiales son aquel tipo de agua que se encuentra en la superficie de la tierra en diferentes cuerpos de agua, ya sea en ríos, lagos u otros cuerpos de agua temporales. Estos cuerpos de agua son los principales receptores en cuanto a captación de agua atmosférica debido a la gravedad, a este fenómeno se le llama escorrentía superficial. Los ríos son cuerpos de agua que acarrear a la misma a causa de la gravedad a diferentes velocidades, provenientes de escorrentías de glaciares, casquetes o fluctuaciones de agua subterránea hacia la superficie. La estructura del río varía por el relieve, cuencas, clima y estructura geológica. En temporadas las aguas de los ríos acarrear grandes cargas de materiales por causas naturales o antropogénicas afectando a otros cuerpos de agua como zonas costeras debido al movimiento de este. Las descargas de los ríos al océano es aproximadamente de 47, 000 Km<sup>3</sup> (Khublaryan, 2009).

Los lagos son cuerpos de agua que están en el interior de la superficie terrestre que carecen de intercambio de aguas con el océano. Existen dos clasificaciones para un lago, el exorreico es aquel que tiene una o varias desembocaduras hacia el mar, y el endorreico es el que carece de estas (Nelson *et al.*, 2002).

Un embalse o reservorio de agua básicamente es una cuenca artificial, ya que es la acumulación de agua producida por construcciones por diversos propósitos (económicos, ambientales, etc.) y que tiene un cauce parcialmente o totalmente cerrado. Un embalse puede ser fluvial, lacustre (cierta conexión con un lago) o mixto (Berga, 2008).

Los humedales es una proporción de tierra en constante humedad lo que favorece el crecimiento vegetal y donde se lleva a cabo diversos mecanismos de formación de tierra. Son cuerpos de agua con un mal drenaje, por lo que la sedimentación es constante que propicia la formación de lodos conteniendo minerales orgánicos (Khublaryan, 2009).

#### **2.1.2.4 Agua subterránea**

Por agua subterránea se entiende que es toda masa de agua, no importando su estado físico, que se encuentra en la corteza terrestre, ya sea en las superficies de las rocas sedimentarias, o en las fracturas de las rocas mineralizadas. Se puede clasificar en: libremente gravitacional (dependiendo de la porosidad de las rocas el agua se infiltra hasta llegar a rocas permeables o se almacenan en estas por acción de la gravedad), por enlaces físicos y químicos, por un estado sólido vaporoso y agua en condiciones supercríticas (presión y temperatura supercrítica). Este tipo de agua contiene componentes tales como lo son carbonatos, diferentes tipos de iones, materia orgánica-mineral y coloidal, variando cada uno de estos por factores tales como tipo de suelo, clima, estructura física y geográfica, e hidrología del área donde se encuentra (Khublaryan, 2009).

#### **2.1.2.5 Agua del suelo**

El agua localizada en los espacios porosos del suelo (en la parte superficial de la tierra) en forma de humedad (liquida), de agua gaseosa o forma sólida (hielo) y que es capaz de moverse a través de la columna o perfil de la misma es considerada como agua proveniente del suelo. El volumen total en comparación con el agua que se encuentra en la superficie terrestre es apenas del 0.06% pero juega un papel importante en la estructura de la biósfera de la Tierra en cuanto a la energía que emite la radiación solar, ya que permite la libre circulación de la misma a través de la hidrosfera y litosfera, además de ser transformada y asimilada por la biosfera. El agua proveniente del suelo es igualmente un regulador del crecimiento de la vegetación y distribución de las masas de agua que se encuentran en la corteza terrestre por lo cual se vuelve un factor trófico importante (Khublaryan, 2009).

#### **2.1.2.6 Glaciares, icebergs y hielo proveniente de la tierra**

El hielo es el mineral más abundante de la Tierra, tanto es que la masa total entre glaciares, icebergs, hielo proveniente de la tierra, nieve y de la atmosfera es de  $2.423 \times 10^{22}$  toneladas, además de cubrir el 11% de la superficie terrestre (Khublaryan, 2009).



Los glaciares son acumulaciones de nieve debido al movimiento negativo de esta excediendo a la de la evaporación. Para que el hielo se forme se lleva a cabo la fusión, pero al no haber una evaporación considerable el agua líquida se solidifica por las bajas temperaturas y ocasionando un ablandamiento en la zona, saturándose y formando finalmente los glaciares. Los glaciares se clasifican en montañosos (los que fluyen para abajo) y los que cubren (capas que se extienden) según un reporte en 2008 elaborado por la United Nations Environment Programme (UNEP).

Los icebergs son aquellas masas continentales de hielo que se han desprendido de los glaciares y que flotan a la deriva en el océano. Debido a la diferencia entre las densidades del iceberg y del agua oceánica, cerca de 85% del iceberg permanece debajo del agua de mar, y estos a su vez pueden ser tabulares (tienen una superficie plana), típicos (caracterizados por una altura de entre 70 a 100 metros), piramidales y destruido (forma irregular).

Finalmente el hielo proveniente de la tierra es aquel hielo que está formado por los espacios vacíos o poros de la tierra o rocas, considerándose un glaciar enterrado, ríos, lagos y bancos de nieve como hielo que proviene de la tierra. El permafrost entra igual en esta categoría ya que es el suelo o rocas que se han mantenido por dos años debajo de los 0°C (Khublaryan, 2009).

### **2.1.3 Características fisicoquímicas del agua**

Las características fisicoquímicas del agua son aquel conjunto de propiedades físicas y químicas las cuales afectan directamente la percepción de la misma. Las principales características fisicoquímicas del agua son las siguientes:

#### **2.1.3.1 Turbiedad**

La turbiedad en el agua es originada por partículas en suspensión o coloidales provenientes de la degradación de materia orgánica, arenas, arcillas, etc. La turbiedad es causada debido a la aglomeración de diferentes tamaños de este tipo de partículas lo que genera una disminución en la transparencia de la columna de agua. Esta misma se puede medir a través de un

turbidímetro o nefelómetro con unidad de medición en nefelométricas. Es considerado como un parámetro en la estética del agua, ya que no se conocen efectos directos en la salud por la misma, (Barrenechea, 2004).

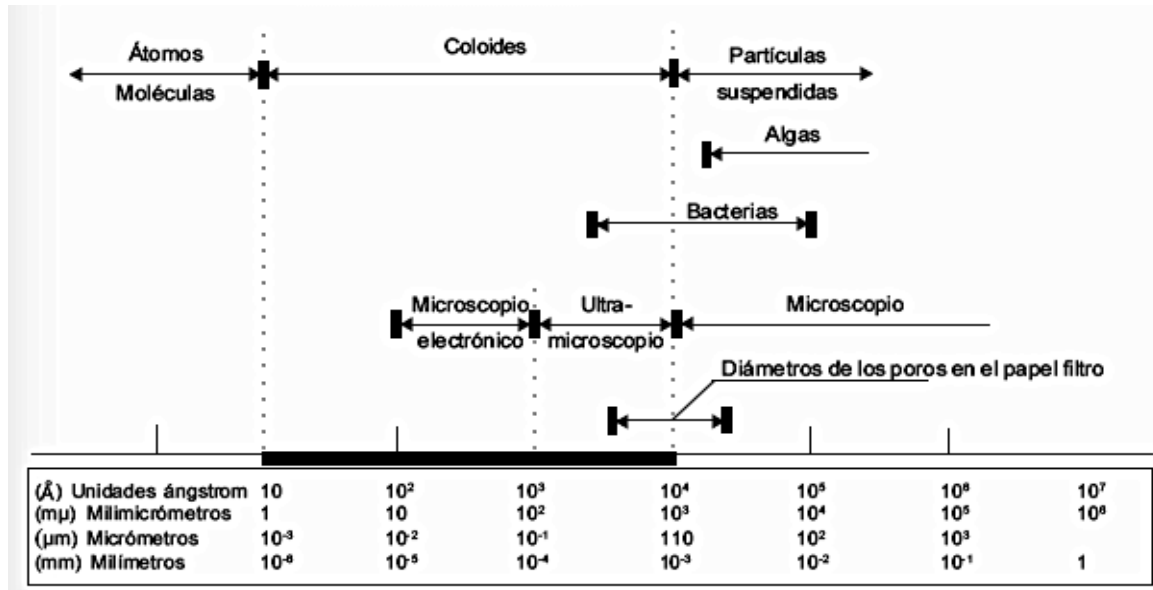


Figura 3 Tamaños de partículas en el agua (Barrenechea, 2004)

### 2.1.3.2 Sólidos

Los sólidos en el agua son todos aquellos compuestos que no se encuentran de manera gaseosa y que no están relacionados con el agua. Los sólidos en el agua dependiendo de cómo se relacionan al agua e interacciones que tengan en esta se pueden clasificar en suspendidos y disueltos. Los sólidos suspendidos totales (SST) son aquellos que no son solubles en el medio acuoso y los cuales son los determinante de la turbiedad, se presentan comúnmente en el agua de tipo residual mediante tamaños coloidales (alrededor de 1 micra) la cual representa la fracción de materia orgánica particulada (MOP) e inorgánica. Los sólidos disueltos totales (SDT) son todas las sales inorgánicas (calcio, sulfatos, bicarbonatos), materia orgánica disuelta en el agua y iones disueltos en el agua según por el libro “Guías para la calidad del agua potable: Volumen 1, Tercera Edición” publicado en el 2003 por la Organización Mundial de la Salud.

De la suma de los sólidos suspendidos totales (SST) y de los sólidos disueltos totales (SDT) se encuentran los sólidos totales (ST) que no es más que toda aquella materia orgánica e inorgánica que se obtiene después de evaporar el agua de estudio. Para determinar la cantidad de materia volatilizada se emplea la calcinación a temperaturas de entre 550 a 600°C respectivamente, con esto la materia orgánica se oxidará (Sólidos volátiles) y la ceniza remanente serán los compuestos inorgánicos (Sólidos fijos) según el libro “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” publicado en 1992 por la American Public Health Association.

### 2.1.3.3 Color

El color en el agua es una medida que está ligada directamente con la turbidez de la misma, ya que la turbidez (partículas en suspensión) es el color aparente del agua, mientras que la materia disuelta es la que le da el “color verdadero” al agua, de igual manera al conjunto de estos dos conceptos se puede decir que la transparencia del agua depende de estos dos (Barrenechea, 2004).

Las determinaciones de color en el agua son muy variadas, pero específicamente la más acertada es con la ayuda de un espectrofotómetro el cual determina la densidad óptica de absorción (absortividad) mediante diferentes longitudes de onda causada por una luz de cruce. La longitud de onda máxima que es absorbida será el color característico del agua, ya que el color a simple vista será un parámetro complementario a ésta (Klyachko, 2002).

Tabla 2 Longitud de onda absorbida y color (Klyachko, 2002)

Longitud de onda por la luz absorbida	Color de la radiación absorbida	Color suplementario (visual) del agua investigada
400-450	Violeta	Verde azulado
450-480	Azul oscuro	Amarillo
480-490	Verde azulado	Naranja
490-500	Azul rojizo	Rojo
500-560	Verde	Púrpura
560-575	Amarillo verdoso	Violeta
575-590	Amarillo	Azul oscuro
590-605	Naranja	Verde azulado
605-730	Rojo	Azul verdoso
730-760	Púrpura	Verde

#### 2.1.3.4 Olor

El olor es un factor indirecto de la calidad del agua, ya que una ausencia de olor puede derivar igualmente una ausencia de contaminantes aparentemente.

El olor en aguas crudas es causado por la actividad bacteriológica o de las algas debido a la descomposición de materia orgánica presente desprendiendo a su vez sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S) causante del hedor putrefacto.

La anterior aclaración hace referencia a los olores putrefactivos, mientras que los no-putrefactivos son aquellos desprendidos por flores, pedazos de madera, tierra, etc.

Tabla 3 Olores característicos del agua y su origen (Barrenechea, 2004)

Naturaleza	Origen
Olor balsámico	Flores
Dulzor	<i>Coelosphaerium</i>
Olor químico	Aguas residuales industriales
Olor a cloro	Cloro libre
Olor a hidrocarburo	Refinería de petróleo
Olor a medicamentoso	Fenol, yodoformo
Olor a azufre	Ácido sulfhídrico, H <sub>2</sub> S
Olor a pescado	Pescado, mariscos
Olor séptico	Alcantarilla
Olor a tierra	Arcillas húmedas
Olor fecaloide	Retrete, alcantarilla
Olor a moho	Cueva húmeda
Olor a legumbres	Hierbas, hojas en descomposición

#### 2.1.3.5 Sabor

El sabor del agua está ligado con el olor, ya que por ser un parámetro de percepción sensorial puede ser causado por la presencia y/o degradación de materia orgánica e inorgánica. El sabor del agua se puede clasificar en: dulce, ácido, salado y amargo. El ser humano es perceptible a un número limitado de sales, metales y otros compuestos del agua:

Tabla 4 Límite de percepción de sales, metales y otros compuestos en mg/L (Barrenechea, 2004)

Sustancia	Neta reconocible	Debidamente perceptible	No apreciable
CaCl <sub>2</sub> ; NaCl	600	300	150
MgCl <sub>2</sub>	100	60	---
FeSO <sub>4</sub>	---	3,5	1,75
CuSO <sub>4</sub>	7	3,5	1,75
H <sub>2</sub> S	1,15	0,55	0,30
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4	2	1
Cl <sub>2</sub>	0,1	0,05	0,05
Ca(OCl) <sub>2</sub>	0,5	0,20	0,20

### 2.1.3.6 Temperatura

La temperatura influye en el agua a que se lleven procesos tales como la actividad biológica, intercambios químicos entre la superficie y la columna superficial del agua, precipitación y sedimentación de material, etc.

En general la presencia de una temperatura menor o mayor representa la densidad que llegará a tener el agua (menor temperatura igual a mayor densidad, mayor temperatura igual a menor densidad).

Esto sucede debido a que el calor aplicado en la columna del agua hace que cada molécula de H<sub>2</sub>O choque entre sí, por lo que no habrá una resistencia, caso contrario cuando el agua está a temperaturas bajas a excepción del hielo debido a su estado sólido (Deas *et al.*, 2001).

### 2.1.4 Características químicas del agua

#### 2.1.4.1 pH

Generalmente al pH se le toma como medida para saber si una solución es ácida o alcalina, pero específicamente es la medida en que se pueden calcular los iones hidrógeno presentes en el agua. Los valores para determinar si una solución es ácida o alcalina van de un rango de 0 a 14, donde los valores menores a 7 representan soluciones ácidas, y mayores a 7 soluciones

alcalinas. Valores neutrales van de 6.5 a 8.5 para el agua según la guía “WHAT IS pH AND HOW IS IT MEASURED?” publicada en 2010 por la compañía Hach.

El pH está definido como el logaritmo negativo de la concentración iones de hidrógeno, está fue introducida en 1909 por el bioquímico Soren Peter Lauritz Sorensen, representándose matemáticamente de la siguiente manera:

$$pH = -\log [H^+] \quad (2)$$


\*Donde  $[H^+]$  representa la concentración de iones hidrógeno en mol/L.

Los valores del pH hacen a la relación entre  $[H^+]$  y  $[OH^-]$  (concentración de iones hidróxido) por lo que si una solución tiene mayor  $[H^+]$  quiere decir que es ácida, caso contrario si la solución tiene mayor  $[OH^-]$  entonces será alcalina.

Si la relación de  $[H^+]$  a  $[OH^-]$  es igual, entonces la solución es neutra. Teniendo en cuenta las relaciones de los iones se puede deducir que cualquier cambio en el pH representa un cambio de 10 veces en la concentración de  $[H^+]$ , entonces, en una solución neutra el pH será de  $[H^+] = 1 \times 10^{-7}$  mol/L (3), (Hach Company, 2010).

$$\begin{aligned} pH &= -\log (1 \times 10^{-7}) & (3) \\ &= -(\log 1 + \log 10^{-7}) \\ &= -(0 + (-7)) \\ &= 7 \end{aligned}$$

	[OH <sup>-</sup> ] concentration (mol/l)	pH	[H <sup>+</sup> ] concentration (mol/l)	
1 x 10 <sup>-14</sup>	0.00000000000001	0	1	1 x 100
1 x 10 <sup>-13</sup>	0.0000000000001	1	0.1	1 x 10 <sup>-1</sup>
1 x 10 <sup>-12</sup>	0.0000000000001	2	0.01	1 x 10 <sup>-2</sup>
1 x 10 <sup>-11</sup>	0.000000000001	3	0.001	1 x 10 <sup>-3</sup>
1 x 10 <sup>-10</sup>	0.0000000001	4	0.0001	1 x 10 <sup>-4</sup>
1 x 10 <sup>-9</sup>	0.000000001	5	0.00001	1 x 10 <sup>-5</sup>
1 x 10 <sup>-8</sup>	0.00000001	6	0.000001	1 x 10 <sup>-6</sup>
1 x 10 <sup>-7</sup>	0.0000001	7	0.0000001	1 x 10 <sup>-7</sup>
1 x 10 <sup>-6</sup>	0.000001	8	0.00000001	1 x 10 <sup>-8</sup>
1 x 10 <sup>-5</sup>	0.00001	9	0.000000001	1 x 10 <sup>-9</sup>
1 x 10 <sup>-4</sup>	0.0001	10	0.0000000001	1 x 10 <sup>-10</sup>
1 x 10 <sup>-3</sup>	0.001	11	0.00000000001	1 x 10 <sup>-11</sup>
1 x 10 <sup>-2</sup>	0.01	12	0.000000000001	1 x 10 <sup>-12</sup>
1 x 10 <sup>-1</sup>	0.1	13	0.0000000000001	1 x 10 <sup>-13</sup>
1 x 100	1	14	0.00000000000001	1 x 10 <sup>-14</sup>



Increasing acidity

Neutral

Increasing basicity

Figura 4 Relación entre las concentraciones de [OH<sup>-</sup>] y [H<sup>+</sup>] en mol/L (Hach Company, 2010)

### 2.1.4.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

El oxígeno disuelto en el agua permite llevar a cabo una serie de reacciones y procesos de circulación de nutrientes los cuales son de suma importancia para la vida en esta. La DQO es un parámetro químico que nos permite saber la cantidad de oxígeno requerido para poder oxidar la materia tanto orgánica como inorgánica. Este parámetro de igual manera nos permite conocer el nivel de contaminación de un cuerpo de agua ya que se permite relacionar el contenido de materia orgánica en conjunto con el oxígeno disuelto de esta. La DBO por su parte, es la cantidad de materia orgánica únicamente biodegradable por microorganismos en condiciones aerobias tomando en cuenta el oxígeno requerido para llevar a cabo esta acción según la guía “Guidelines for water reuse” de la Environmental Protection Agency (EPA) publicada en el año 2004.

### 2.1.4.3 Conductividad

La conductividad electrolítica es la medida de la capacidad de una solución para conducir una corriente eléctrica y es a veces denominado "conductancia específica". La conductividad electrolítica se define como lo contrario de la resistencia eléctrica (ohmios) y utiliza las unidades de medida denominadas mhos, donde la millonésima parte de un mhos es igual a un micromhos o microsiemens (como es conocido comercialmente,  $\mu\text{S}$ ). Resistividad es inversa a la conductividad se define como la medida de la capacidad de una solución para resistir el

flujo de una corriente eléctrica según el “MANUAL DE ANÁLISIS DE AGUA” publicado en el año 2000 por la compañía Hach.

La conductividad eléctrica a través de los líquidos está asociada a compuestos iónicos, estos a su vez se pueden difundir al aplicar una carga eléctrica, pero si movilidad no será significativa. En pocas palabras, la carga eléctrica se moviliza a través de los compuestos iónicos disueltos mismos que tienen cargas eléctricas. Los iones disueltos se moverán más lento que los electrones (metales, compuestos aislantes). Los iones hidrógeno [H<sup>+</sup>] e hidróxido [OH<sup>-</sup>] presentes en el agua se mueven más rápido que otros iones debido a su geometría. Si se eliminan todas las sales e iones libres del agua se obtendría un agua “pura”, teniendo una conductividad de 0.056  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , a comparación del agua de grifo que tiene de entre 100 a 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dependiendo del tratamiento que se le haga (Hach Company, 2000).

Tabla 5 Rangos más comunes de la conductividad en soluciones (Hach Company, 2000)

Agua pura	0.05 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Agua desmineralizada	0.1 a 1.0 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Agua destilada	1 a 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Agua de la llave	100 a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Agua contaminada	1000 a 10,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Agua de mar	30,000 50,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Solución de Cloruro de Sodio al 5%	70,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Solución de Ácido sulfúrico al 10%	140,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$

### 2.1.5 Características biológicas del agua

En un ecosistema acuático los materiales de plantas y animales están constituidos principalmente de Carbono, Hidrógeno, Oxígeno, Nitrógeno y Sulfuro. Entre estos organismos se pueden encontrar: Bacterias, algas, virus, hongos, insectos y fungi (microorganismos no fotosintéticos), cada uno adaptados y que participan en la cadena trófica de procesos y reacciones tanto físicas como químicas en el agua natural. En cuestión de patogenicidad, la mayoría de estos microorganismos generan una bioactivación de contaminantes causando diversas enfermedades transmitidas a través del agua según el “Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo” de la United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) en el 2015.



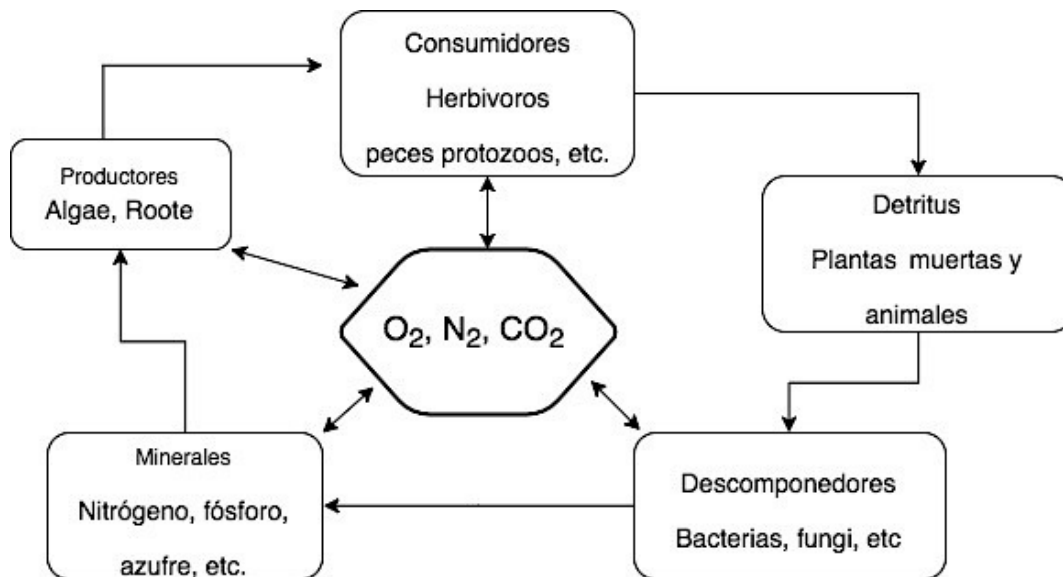


Figura 5 Esquema de un sistema acuático (UNESCO, 2015)

### 2.1.6 Tipos de agua

El agua de acuerdo a su composición y su origen se puede clasificar de las siguientes maneras:

#### 2.1.6.1 Agua potable

El agua potable es aquella agua que está lista para ser ingerida, ya que es tratada con métodos de remoción y desinfección para su purificación. Es un tipo de agua la cual no debe tener color, sabor ni olor aparentes, siendo así manejada estrictamente por normativas. Los parámetros presentes en esta agua son casi nulos:

Tabla 6 Parámetros fisicoquímicos del agua potable (EPA, 2004)

CONTAMINANTES	EPA (EEUU)	OMS
Coliformes totales	< 5% en muestras positivas	0
Turbidez	0.5 – 1 NTU	1 NTU
Antimonio	6	---
Arsénico	50	50
Asbesto	7 x 10	---
Bario	2000	---
Berilio	4	---
Cadmio	5	5
Cromo	100	5
Flúor	4000	1500

(Continuación de la Tabla 6)

Mercurio	2	1
Níquel	100	---
Nitrato + Nitrito	10,000	10,000
Selenio	50	10
Talio	2	---
Endrín	2	---
Lindano	0.2	3
Metoxiclor	40	30
Toxafeno	3	---
Trihalometano	100	---
Aluminio	0.5 – 0.20	0.2
Cloruro	250	250
Color	15 unidades de color	15 unidades de color
Cobre	1.0	1.0
Hierro	0.3	0.3
Manganeso	0.05	0.1
pH	6.5 – 8.5	6.5 – 8.5
Zinc	5.0	5.0
Sólidos disueltos totales	500	1000

### 2.1.6.2 Agua salada

El agua de salada se encuentra comúnmente en el agua de mar, la cual, es una solución compuesta, ya que contiene la mayoría de los elementos conocidos. Algunos de los componentes más abundantes, como el porcentaje de la masa total de material disuelto, son el ion de cloro (55.0%), ion de sulfato (7.7%), ion de sodio (30.7%), ion de magnesio (3.6%), ) e ion potasio (1.1%), (Talley *et al.*, 2011).

La fuente dominante de las sales en el océano es la escorrentía de los ríos provenientes de los continentes. El desgaste ocurre muy lentamente, tomándose hasta millones de años, y por lo tanto los elementos disueltos se distribuyen igualmente en el océano como resultado de la mezcla. El tiempo total para que el agua circule a través de los océanos es, como máximo, de miles de años, que es mucho más corto que el tiempo de erosión geológica. Sin embargo, hay diferencias significativas en la concentración total de las sales disueltas de un lugar a otro. Estas diferencias resultan de la evaporación y de la dilución por agua dulce de lluvia y

escorrentías de ríos. Los procesos de evaporación y dilución sólo se producen en la superficie del mar (Talley *et al.*, 2011).

La salinidad se definió originalmente como la masa en gramos de material sólido en un kilogramo de agua de mar después de evaporar el agua. La salinidad promedio de los océanos es de 35 gramos de sales por kilogramos de agua de mar (Kg/g) o  $S = 35 \text{ ‰}$  (treinta y cinco partes por mil) (Talley *et al.*, 2011).

### **2.1.6.3 Agua dulce**

El agua dulce se considera una de las fuentes de abastecimientos más importantes para la humanidad, representando aproximadamente cerca del 2.5% del total del agua en la Tierra, de este porcentaje se encuentra distribuido en glaciares, ríos, lagos y acuíferos.

Presenta una baja cantidad de sales disueltas, por lo que es apta para potabilizar además de no tener contaminación aparente. La química del agua natural o dulce es intrínsecamente muy variable en el espacio y el tiempo (Meybeck, 2003).

### **2.1.6.4 Agua dura**

Se denomina agua dura a aquella agua que tiene un contenido de iones  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  disueltos excediendo los límites permisibles dependiendo del uso que se le destine. Los iones antes mencionados representan el 95% de la dureza del agua, el 5% constituye iones de hierro, manganeso, bario y otros iones polivalentes (diversas valencias), los cuales se combinan con aniones como el sulfato, cloruro, nitrato y bicarbonato. La dureza por lo general se expresa como mg/L de  $\text{CaCO}_3$  (Carbonato de Calcio), (Neira, 2006).

La dureza del agua puede variar con el espacio y tiempo, por lo que se le considerará dura cuando tenga un contenido de entre 121 a 180 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  (OMS, 2017). Las fuentes principales de la dureza del agua provienen del suelo, rocas sedimentarias, escorrentías y percolaciones, generándose donde la capa del suelo es más gruesa, por lo que es más la dureza en aguas subterráneas que en superficiales (Neira, 2006). Entendiéndose el concepto de agua dura se puede deducir que el agua que presenta la mínima cantidad posible de sodio e iones

(cationes y aniones), aproximadamente menos de 100 mg/L de CaCO<sub>3</sub> se le denomina agua blanda (OMS, 2003).

### 2.1.6.5 Agua salobre

El agua salobre no tiene una definición exacta, pero se define típicamente como desagradablemente salada pero menos salina que el agua de mar, además de cierto parecido con aguas superficiales tales como estuarios, el agua salobre se puede encontrar en los acuíferos. El agua de mar generalmente contiene un contenido de sal más alto, aproximadamente 35.000 ppm en comparación con 10.000 ppm o menos para agua salobre. El aumento del contenido de sal aumenta la gravedad específica, lo que aumenta el potencial de sedimentos en suspensión. La Tabla 7 resume las diferentes categorías de agua salina, donde el agua salobre se clasificaría como moderadamente salina (entre 1,000 a 2,000 ppm o entre 1 a 2 ‰).

Tabla 7 Categorías del agua salina (National Ground Water Association, 2010)

Agua dulce	Menor a 1,000 ppm
Agua ligeramente salina	De 1,000 a 3,000 ppm
Agua moderadamente salina	De 3,000 a 10,000 ppm
Agua altamente salina	De 10,000 a 35,000 ppm
*El agua del océano contiene cerca de 35,000 ppm de sal	

### 2.1.6.6 Agua residual

El agua residual es aquella que es generada por el sistema de abastecimiento de agua de alguna población después de haber sido utilizada domésticamente, o industrialmente. De igual manera se puede clasificar el agua proveniente de las escorrentías generadas por lluvias arrastrando diversos materiales a su paso, estas se denominan pluviales (Blazquez & Montero, 2010).

Los contenidos del agua residual son muy variados, pero en todo caso son de alto rango, y van desde materia orgánica particulada hasta compuestos grasos flotantes.

Tabla 8 Características del agua residual doméstica (Tchobanoglous & Burton, 1995)

COMPONENTE	INTERVALO DE CONCENTRACIONES		
	ALTA	MEDIA	BAJA
Materia sólida, mg/L	1200	720	350
disuelta	850	500	250
inorgánica	525	300	145
orgánica	325	200	105
en suspensión	350	220	100
inorgánica	75	55	20
orgánica	275	165	80
Sólidos decantables, ml/L	20	10	5
DBO <sub>5</sub> a 20°C, mg/L	400	220	110
Carbono orgánico total, mg/L	290	160	80
DQO, mg/L	1000	500	250
Nitrógeno, mg/L, total	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoniacal	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo, mg/ l P, total	15	8	4
orgánico	5	3	1
inorgánico	10	5	3
Cloruros	100	50	30
Alcalinidad, mg/ l CaCO <sub>3</sub>	200	100	50
Grasa, mg/l	150	100	50

### 2.1.7 Problemática del agua en el mundo

La distribución del agua dulce sobre la superficie de la Tierra ha cambiado notablemente como resultado de los esfuerzos directos del hombre para manejarla. Estas alteraciones se acentuaron conforme la humanidad se urbaniza y también como resultado del impuesto por la revolución agrícola de los últimos decenios. Las principales acciones directas se iniciaron con la manipulación de los flujos de los grandes ríos, las presas de almacenamiento, el drenaje de los humedales, el transporte del agua a los centros urbanos, la explotación de los acuíferos y la irrigación de tierras agrícolas (Toledo, 2003). La navegación, la agricultura, la industria, la generación de energía y los usos domésticos han sido en esta fase de la historia humana, las principales actividades económicas que dependen directamente del agua. Estas actividades antropogénicas han terminado por modificar los flujos de agua dulce de los principales ríos del

mundo, cambiando sensiblemente las tasas de evaporación y la calidad de las aguas por el incremento sustancial de los desechos tóxicos (L'vovich, 1979).

La irrigación ha sido con mucho el mayor consumidor de agua en el mundo: cerca de 69% (lo que corresponde a unos 483 m<sup>3</sup>/persona/año); le sigue la industria con aproximadamente el 23%, equivalente a 161 m<sup>3</sup>/persona/año, y solamente el 8% del agua dulce se encuentra disponible para los usos domésticos, lo que representa unos 56 m<sup>3</sup>/persona/año, equivalente a 153 litros por persona al día. Las consecuencias biológicas de estas formas de consumo no han sido completamente cuantificadas, pero tienen que ver con los cambios de los ecosistemas fluviales a lagos artificiales, con la conversión de ecosistemas de zonas áridas y semiáridas en tierras para irrigación en más 250 000 km<sup>2</sup> y con el hecho de que más de 150, 000 km<sup>2</sup> de humedales han sido drenados y canalizados en diferentes costas en el mundo, todo ello junto con el persistente deterioro de la calidad de las aguas dulces de la Tierra.

El hecho es que bajo las pautas económicas de nuestra actual civilización industrial, las actividades productivas han magnificado los efectos adversos de la desigual distribución de los recursos acuáticos en el mundo. Las decisiones de planificación y manejo tendrán que ampliar sus escalas de espacio y tiempo a fin de incluir las necesidades inter e intrarregionales y en horizontes de largo plazo que incluyen a varias generaciones (Toledo, 2003).

## 2.2 COMPUESTOS ORGÁNICOS NATURALES COMO COAGULANTES- FLOCULANTES

### 2.2.1 Introducción

Como se sabe, el agua que ha sido utilizada ya sea con fines recreacionales, domésticos e industriales no puede ser vertida o reutilizarse sin haber pasado por un proceso de tratamiento previo, por lo que dentro de la metodología del tratamiento de agua existen técnicas para disminuir parámetros establecidos por normativas o métodos experimentales.

La coagulación-floculación es un método fisicoquímico de uso común en el tratamiento de aguas residuales domésticas, recreativas e industriales, portadoras de metales y otros elementos, ya que elimina las partículas coloidales, algunos compuestos solubles y suspensiones sólidas muy finas mediante la desestabilización y formación de flocs. Este proceso desestabiliza la suspensión coloidal de las partículas con coagulantes y luego hace que las partículas se aglomeren con floculantes (Burke *et al.*, 2000).

El desarrollo de nuevas técnicas para coagulación y floculación consiste en explotar las capacidades de materiales y compuestos sean orgánicos e inorgánicos, donde éste último se ha utilizado de manera cotidiana en su mayoría como minerales derivados de sulfatos (ej. Sulfato de aluminio).

Muchos coagulantes son ampliamente utilizados en procesos convencionales de tratamiento de agua para la producción de agua “limpia”. Estos coagulantes se pueden clasificar en coagulante inorgánico, polímero orgánico sintético, y coagulante natural. Se usan polielectrolitos sintéticos como coagulante primario, así como coagulante para mejorar la resistencia de los agregados de partículas, mejorar la coagulación y la deposición (filtración) (Muyubi *et al.*, 2001).

La mayoría de las veces este tipo de productos sintéticos puede tener algún impacto en la salud del consumidor, ya que no se obtiene una degradación completa, de igual manera impactando al medio ambiente en donde se viertan esta agua tratadas.

Otro de los problemas más comunes es que el uso de productos sintéticos e inorgánicos es que día con día se va deteriorando su eficiencia de remoción de elementos, ya que las aguas a tratar fluctúan de manera agresiva por lo que al final se observa un deterioro en la calidad del agua final.

La preocupación principal del ingeniero ambiental hoy en día, es cómo disminuir el coste de los coagulantes y floculantes y, al mismo tiempo, mejorar las características del agua producida para ser manipulada con seguridad, por lo que se recurre a la alternativa de los productos orgánicos naturales como coagulantes y floculantes (Abdelaal, 2004).

El siguiente apartado describe algunos de los elementos naturales utilizados como coagulantes y floculantes para la remoción de parámetros fisicoquímicos perjudiciales para la salud, haciendo énfasis a los resultados aplicando los productos obtenidos.

### 2.2.2 Elementos empleados

La tabla 9 muestra de manera general los elementos empleados como coagulantes y/o floculante, haciendo énfasis de los elementos empleados.

Tabla 9 Elementos empleados como coagulante/floculante

ELEMENTO EMPLEADO	COMPUESTO COAGULANE/FLOCULANTE	MÉTODO DE EXTRACCIÓN	REMOCIÓN DE LA TURBIDEZ	AUTORES
<i>Moringa oleifera</i>	Compuestos bioactivos del polvo de la semilla de la <i>Moringa oleifera</i>	Extracción por método Soxhlet electrotérmico usando hexano y solución buffer de fosfato	Del 95.5% con turbidez inicial de 43.1 NTU.  Del 98.5% con turbidez inicial de 91 NTU  Del 99.3% con turbidez inicial de 333 NTU	Eman <i>et al.</i> , 2009



## (Continuación de la tabla 9)

<i>Tamarindus indica</i>	Polvo de la semilla de <i>Tamarindus indica</i>	Secado y triturado hasta obtener polvo	Remoción máxima del 98% con turbidez inicial de 1670 NTU	Ayangunn <i>et al.</i> , 2016
<i>Aloe barbadensis</i>	Gel de la penca de <i>Aloe barbadensis</i>	Solución del 10% del gel mezclado con agua destilada	Del 72% con turbidez inicial de 186.8 NTU	Nougbo <i>et al.</i> , 2015
<i>Plantago ovata</i> como coadyuvante del Cloruro Férrico	Aceite de las semillas de <i>Plantago ovata</i>	Extracción de aceite por método Soxhlet	Del 94.1% con turbidez inicial de 100 NTU Del 94.5% con turbidez inicial de 50 NTU Del 88.15% con turbidez inicial de 20 NTU	Bidhendi <i>et al.</i> , 2009
<i>Dolichos lablab</i>	Polvo de la semilla de <i>Dolichos lablab</i>	Solución del 1% del polvo de la semilla mezclado con agua destilada	Remoción máxima del 88.9% con turbidez inicial de 100 NTU	Asrafuzman <i>et al.</i> , 2011
<i>Cicer arietinum</i>	Polvo de la semilla de <i>Cicer arietinum</i>	Solución del 1% del polvo de la semilla mezclado con agua destilada	Remoción máxima del 95.89% con turbidez inicial de 100 NTU	Asrafuzman <i>et al.</i> , 2011
<i>Manihot esculenta</i> como coadyuvante del sulfato de aluminio	Cernido de <i>Manihot esculenta</i>	Solución del 0.2% del cernido mezclado con agua destilada	Remoción máxima del 98.7% con turbidez inicial de 70 NTU	Solís <i>et al.</i> , 2012
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Polvo del mucilago de la <i>Opuntia ficus-indica</i>	Secado, triturado y extracción de pigmentos con alcohol etílico de la penca	Remoción máxima del 83.66% con turbidez inicial del 174 NTU	Olivero <i>et al.</i> , 2014

## (Continuación de la tabla 9)

Arcilla de bentonita como coadyuvante de coagulantes químicos aniónicos y catiónicos	Polvo de bentonita	Solución utilizando 0.1 g/L de bentonita seca triturada y tamizada	Remoción máxima del 99% en conjunto con cloruro férrico catiónico	Abdelaal, 2004
<i>Trigonella foenum – graecum</i>	Polvo de las semillas de <i>Trigonella foenum – graecum</i>	Solución del 1% del polvo de la semilla mezclado con agua destilada y solución mezclando NaCl al 0.5 y 1.0 M	Remoción máxima del 81% con turbidez inicial de 228 NTU con la mezcla de NaCl 1.0 M	Ramamurthy <i>et al.</i> , 2012
<i>Strychnos potatorum</i>	Polvo de las semillas de <i>Strychnos potatorum</i>	Solución del 1% del polvo de la semilla mezclado con agua destilada y solución mezclando NaCl al 1.0 M	Remoción máxima del 97% con turbidez inicial de 228 NTU con ambas mezclas	Ramamurthy <i>et al.</i> , 2012
<i>Melocactus sp.</i>	Polvo de <i>Melocactus sp.</i>	Corte, molido y secado de la planta hasta obtener polvo de la misma	Remoción del 95.3% con turbidez inicial del 44.5 NTU	Epalza <i>et al.</i> , 2016
<i>Zea mays</i>	Polvo de los granos de <i>Zea mays</i>	Lavado, secado y tamizado del grano	Remoción máxima del 48.9% con turbidez inicial de 291.3 NTU	Patel & Vashi, 2013
<i>Sargassum spp.</i>	Ácido algínico de <i>Sargassum spp.</i>	Extracción de 35 iones electrolitos por el método de precipitación alcalina	Remoción máxima del 98.86% con turbidez inicial de 15 NTU	Hespanho 1, 1989
Quitosano como coadyuvante del alumbre	Quitosano en polvo proveniente de caparazones de cangrejos	Extracción de la quitina por desmineralización, desproteínización y desacetilación. Quitosano obtenido diluido en agua destilada HCl 0.1 M para obtener una solución al 100%	Remoción máxima del 98.2% con turbidez inicial de 220 NTU	Bina <i>et al.</i> , 2009

(Continuación de la tabla 9)

<i>Typha spp.</i>	Aceite de la planta <i>Typha spp.</i>	Extracción de aceite por método Soxhlet	Remoción máxima del 97% con turbidez inicial de 47 NTU	Pinkal <i>et al.</i> , 2010
-------------------	---------------------------------------	---	--	-----------------------------

## 2.3 CARBÓN ACTIVADO

### 2.3.1 Introducción

El término de carbón activado se le da a todo material carbonizado altamente poroso el cual se puede clasificar de acuerdo a su estructura o a su composición química (McDougall, 1991). Estos materiales son capaces de adsorber (retención de gases, líquidos, o material disuelto), reteniendo así en su superficie interna aquellas moléculas polares según el manual publicado en 1986 por la Conseil Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique (CEFIC). Entonces el carbón se puede denominar “activado” cuando se ha tratado con el objetivo de crear poros en su superficie.

El uso del carbón activado se remonta al uso del carbón vegetal proveniente de la madera la cual era utilizada como remedio medicinal ya que se podía apreciar de que era un buen adsorbente, pero no fue hasta aproximadamente en 400 a.C. donde se utilizaba como un filtro para eliminar los malos olores y sabores del agua almacenada por los antiguos griegos. Esta práctica siguió vigente aún en el siglo XVIII en donde la era de la industrialización comienza a florecer y es cuando distintas industrias empleaban el carbón activado como decolorante y eliminador de sabor en la elaboración de productos mediante procesos químicos (Gonzales y Teruya, 2004).

Estos filtros a su vez se empleaban a manera de protección dentro de las máscaras de gas de los operadores para evitar la inhalación de gases peligrosos. El carbón activado era usado de igual manera en forma de gas para eliminar olores fétidos producidos por el sistema de drenaje de grandes naciones (Sevilla, 2002).

El considerado padre del carbón activado, Von Raphael Ostrejko quien fue la primera persona en patentar distintos métodos para la obtención de carbón activado provenientes de materiales orgánicos o de carbón vegetal y su posterior activación química o física (Gonzales y Teruya, 2004).

En la actualidad el carbón activado se utiliza a menudo como filtros domésticos en forma de cartuchos de tipo particular (por tamaño de grano) y adsortivos (carbón que contiene algún medio adsorbente o reactivo) para la purificación del agua efluente a un hogar, ya que se eliminan ciertos residuos orgánicos, color/olor y algunas bacterias y virus presentes en el agua (Lemley *et al.*, 1995).

El carbón activado a su vez es gran aliado para remover la materia orgánica y la turbidez del agua residual, ya sea comercial o elaborada a partir de residuos aprovechables. De acuerdo a un análisis de remoción de la Demanda Química de Oxígeno presente en un agua residual de alta carga (muy contaminada o industrial), un carbón activado elaborado a partir de diversos cuernos de animales es comparable a un carbón activado comercial hecho con el coco, presentando índices de remoción muy similares entre los dos elementos (Aluyor & Badmus, 2008).

El carbón activado por su versatilidad se está empleando de manera industrial en el área de alimentos, ya que es un gran aliado para detoxificar o purificar elementos o compuestos con el fin de cumplir la normatividad para ingesta de productos. Entre los parámetros que puede disminuir son: la cafeína, glicerina, ácido láctico, remover el color de los vinos, así como para el refinamiento de alimentos (Jacobi Carbons, 2012).

Como caso de estudio, se probó el carbón activado granular del tipo comercial para la refinación y decoloración de la goma arábiga (usado como estabilizador o inhibidor de reacciones químicas entre dos o más químicos) empleado en la industria alimentaria como sustituto a decolorantes químicos derivados del cloro. Los resultados mostraron tener una remoción exitosa en el color al igual que los decolorantes derivados del cloro, además de observar que debido a la remoción del color, el pH de la goma arábiga aumentaba beneficiosamente (Azeez, 2005).

Así mismo el carbón activado desde sus orígenes hasta la fecha se sigue empleando como agente farmacéutico, ya que puede ayudar a reducir los niveles de colesterol en la sangre y se puede utilizar como anestésico para el dolor estomacal (Jacobi Carbons, 2012). Como

evidencia de igual manera, queda constatado que dosis a manera desinfectante de carbón activado antes de la dosificación de Teofilina (broncodilatador) a pacientes con asma ayuda a evitar el envenenamiento por sobredosis de este medicamento (Lowry, 2008).

La capacidad del carbón activado de absorber distintas drogas de acuerdo a su presentación es imprescindible. De acuerdo a un estudio realizado por doctores de la región de Nepal, es posible curar la intoxicación o sobredosis de paracetamol utilizando distintas presentaciones de carbón activado para uso médico (polvo, cápsulas y suspensiones).

Se simularon condiciones para ácidos gástricos e intestinales, los resultados arrojaron que las tres presentaciones de carbón activado pueden adsorber la suficiente cantidad del fármaco, donde la mayor adsorción se presentó en la forma de polvo. Como conclusión los doctores determinaron que al presentarse sobredosis de diversos fármacos, en especial el paracetamol, se recomienda la ingesta de 1 g/kg (gramo de carbón activado por kilogramo de peso corporal) para reducir la concentración del fármaco en el cuerpo (Panthee & Lohani, 2008).

Hoy en día es el elemento adsorbente más utilizado en distintas áreas, tales como la farmacéutica, la industria química, en el tratamiento de aguas, y una amplia gama de áreas más, debido a su gran capacidad de retención y contando en la actualidad con tecnologías que ayudan a su regeneración para su continuo uso, además de ser una herramienta relativamente barata y de fácil obtención.

La siguiente tabla remarca algunos de los materiales o productos que se han elaborado para su uso como carbón activado.

### **2.3.2 Elementos utilizados**

Como se puede ver en la tabla 10, de manera general se muestran los elementos empleados para la elaboración de carbón activado, su estructura y uso.

Tabla 10 Elementos empleados para la elaboración de carbón activado

MATERIAL O PRODUCTO	ESTRUCTURA	USOS	AUTORES
Cáscara de naranja	CAG	Remoción de colorantes	Castro <i>et al.</i> , 2009
Bagazo de caña	CAG	Remoción de color en el jugo de caña	Solís <i>et al.</i> , 2012
Endocarpio de coco, palma y carbón bituminoso	CAG	Determinación de adsorción a partir de una solución acuosa de fenol	Bastidas <i>et al.</i> , 2010
Cascarilla de café	CAG	Remoción de color en el jugo de caña	Solís <i>et al.</i> , 2012
Cáscara de coco pretratada con vapor	CAG	Medición del índice de yodo de una muestra para determinar la capacidad de absorción del área superficial	Velásquez <i>et al.</i> , 2007
Cáscaras de la semilla de melón	CAP	Blanqueador de aceite vegetal desgomado para la producción de comida	Madu & Lajide, 2013
Carbón activado a partir de dátiles	CAP	Medición de parámetros de adsorción utilizando soluciones de azul metileno y fenol	Alhamed, 2006
Residuos agroforestales como carbón activado ( <i>Pinus contorta</i> , <i>Abies cilicica</i> , <i>Acer ginnala</i> y <i>Prunus persica</i> )	CAP	Adsorción de nitratos, sulfatos y iones metálicos de aguas contaminadas, y medición de parámetros de adsorción	Ntuli & Hapazari, 2013
Carbón activado elaborado a partir de cáscaras y vainas de <i>Moringa oleifera</i>	CAG y CAP	Pruebas de adsorción con azul metileno y fenol, pruebas con agua subterráneas presentando altas concentraciones de hierro y manganeso	McConnachie <i>et al.</i> , 1996

(Continuación de la tabla 10)

Residuos de madera convertidos en carbón activado	CAP	Pruebas de adsorción, análisis SEM y BET	Tsang <i>et al.</i> , 2008
Roble blanco ( <i>Quercus alba</i> ) como carbón activado	CAP	Estudios en las diferencias de activación física y química y su relación con biopolímeros (celulosa y lignina)	Jagtoyen & Derbyshire, 1993
Madera de Encino y <i>Eucalyptus</i> como carbón activado	CAG	Análisis físico y químico, caracterización por contenido de humedad, ceniza y carbono fijo	Pastor <i>et al.</i> , 2006
<i>Balsamodendron caudatum</i> como carbón activado	CAP	Diferencias estructurales por diferentes métodos de activación química seguida de una activación física térmica por N <sub>2</sub>	Sivakumar <i>et al.</i> , 2012
Carbón activado elaborado a partir de la madera de <i>Melaleuca cajuputi</i>	CAG	Caracterización física, análisis de adsorción, pH y contenido de ceniza	Abdullah <i>et al.</i> , 2001
Carbón activado elaborado a partir de mangle ( <i>Rizophora apiculata</i> )	CAP	Caracterización física y determinación del número de yodo por técnicas de adsorción	Zulkarnain <i>et al.</i> , 1993

\*CAG: Carbón Activado Granular

\*CAP: Carbón Activado Pulverizado o en Polvo



## **CAPÍTULO 3**

### **MARCO TEÓRICO**

En este capítulo se tratará de las aguas residuales, su caracterización y los principales tratamientos a los que se somete, así como el marco legal que esta posee y sus regulaciones. Asimismo se explicará teóricamente los principales procesos que se llevaron a cabo en la realización y funcionamiento del tren de tratamiento de aguas residuales propuesto. De igual manera se explican los elementos y compuestos utilizados para depurar el agua, empleando una base científica en la teoría de sus componentes.

### 3.1 AGUAS RESIDUALES

Por el término de aguas residuales se entiende a toda aquella agua que ha sido utilizada para un fin específico y a la cual se le ha introducido elementos ajenos a esta los cuales disminuyen su calidad y su posterior uso. Por lo general este tipo de agua se puede caracterizar de acuerdo a su contenido de compuestos orgánicos e inorgánicos en: aguas blancas, aguas grises, aguas negras y aguas industriales (Barba, 2002).

#### 3.1.1 Caracterización de las aguas residuales

A continuación se describen los tipos de aguas residuales de acuerdo a su composición y uso que se le haya dado.

##### 3.1.1.1 Aguas blancas

Este tipo de agua residual proviene mayormente de la escorrentía producida por las lluvias las cuales son captadas por sistemas de alcantarillado, de igual manera acarreado diversas cantidades de desechos y residuos urbanos como papel, plástico, aceites y grasas, excremento, diversos insecticidas e incluso elementos de la contaminación atmosférica (Hernández *et al.*, 2004).

Tabla 11 Valores de la contaminación en las aguas blancas (Hernández *et al.*, 2004)

CARACTERÍSTICAS	CONTAMINACIÓN (mg/L)
DBO <sub>5</sub>	25
DQO	65
SST	230
SSV	40
N en (NH <sub>3</sub> )	0.2
N en (NO <sub>2</sub> )	0.05
N en (NO <sub>3</sub> )	0.5
N (orgánico)	1.4
PO <sub>4</sub> (total)	1.15
PO (soluble)	0.46

### **3.1.1.2 Aguas grises**

Las aguas grises o aguas jabonosas, son aquellas que contienen ciertos niveles de jabón, cabello, detergentes, polvo, bacterias no patógenas (el lavado de pañales y ropa con excrementos puede elevar drásticamente los niveles de bacterias patógenas pero es inferior al de las aguas negras), rastros de materia orgánica e inorgánica, además de un olor no menos desagradable que las aguas negras y poseer un color grisáceo, provenientes de las baños, lavaderos, cocinas, etc. El nivel de sólidos suspendidos es bajo, debido a que la mayoría de los sólidos están disueltos. Su composición las hacen altamente beneficiosas para el riego de áreas verdes, ya que estas pueden contener un índice relativamente considerable de potasio, fósforo y nitrógeno, los cuales son nutrientes fundamentales para su crecimiento y conservación. De acuerdo al lugar, este tipo de agua residual se incluye dentro de las aguas negras (Allen, 2015).

### **3.1.1.3 Aguas negras**

También conocida como domésticas o urbanas, son aguas residuales con altos niveles de materia orgánica e inorgánica, procedentes de viviendas y comercios, ya que se combina las aguas grises, conteniendo aguas jabonosas, heces, urea, albumina,, proteínas, ácidos acético y láctico; almidones, aceites animales, vegetales y minerales; hidrocarburos, gases y diferentes sales. Sus volúmenes son menores a las aguas blancas, pero sus caudales y contaminación son más regulares, además de que el pH se mantiene en un rango de entre 6 a 9 (Hernández *et al.*, 2004).

Las aguas negras generalmente tienen un parón de flujo que se puede expresar en dos picos hidráulicos, en la mañana antes que los trabajadores se dirijan a su lugar laboral y en la tarde una vez que hayan regresado de estos.

A pesar de estas variaciones, la composición de las aguas negras se prestan a un buen tratamiento biológico, en términos de disponibilidad y balance entre compuestos de carbono y nutrientes (Ng, 2006).

Las aguas negras se pueden clasificar de acuerdo a la cantidad de componentes, tales como los sólidos y la demanda química de oxígeno, y se pueden clasificar en concentraciones altas, medias y bajas. La tabla 8 hace referencia a esto.

#### **3.1.1.4 Aguas industriales**

Las aguas industriales (incluyendo las aguas residuales agro-industriales) son aquellas aguas que han sido utilizadas por la industria según su giro y tipo de materiales que procesan, su composición es similar a las aguas negras exceptuando a que pueden contener elementos tóxicos o inhibidores los cuales impiden los procesos enzimáticos de los microorganismos llegando inclusive a propiciar su muerte (Hernández *et al.*, 2004).

La diferencia más grande que tiene con las aguas negras es que son aguas orgánicamente fuertes, fácilmente biodegradables y en gran parte inorgánicas, además de ser potencialmente inhibidoras, por lo que los SST, la DBO<sub>5</sub> y la DQO pueden tener valores de cerca de decenas de miles. Debido a las altas concentraciones orgánicas, las aguas industriales son deficientes en cuanto a nutrientes.

A diferencia de las aguas negras, este tipo de agua residual tiene valores que van más allá del rango neutral de pH, y esto puede estar asociado a altas concentraciones de diferentes sales metálicas disueltas (Ng, 2006).

El flujo de las aguas industriales puede variar de acuerdo a la industria, pueden ser cambios en los flujos de 8 o 12 horas o hasta tres cambios en el flujo por día. Muchas veces este flujo, dependiendo del giro de la industria, se incluye dentro del sistema de aguas residuales de una comunidad o ciudad y dan como resultado en conjunto con las aguas negras, las llamadas aguas residuales municipales. En consecuencia, esta combinación de aguas residuales puede ayudar a la amortiguación de características del agua residual industrial y así hacerla más fácil a tratar (Ng, 2006).

### 3.1.2 Pretratamiento

El pretratamiento consiste en remover sólidos de gran tamaño para su posterior tratamiento primario. Entre las técnicas y mecanismos que se emplean se encuentran los siguientes:

#### 3.1.2.1 Desbaste

Comúnmente es el primer pretratamiento que tiene un agua residual antes de entrar a una planta de tratamiento. Se le llama desbaste a la retención de sólidos gruesos contenidos en un agua residual, mediante rejillas, barras, alambres, mallas metálicas o placas perforadas (figura 6). El término de rejillas o barrotes reciben el nombre de rejas de barrotes. En cuanto al tamiz, se refiere al uso de placas perforadas o mallas con sección cuneiforme (forma triangular con un ángulo muy agudo), (Tchobanoglous & Burton, 1995).



Figura 6 Desbaste empleando rejillas (Huertas *et al.*, 2013)

#### 3.1.2.2 Rejillas

Generalmente las rejillas (figura 7) son un elemento típico y esencial para el pretratamiento de aguas residuales, gracias a estas se pueden retener y separar objetos voluminosos flotantes y en suspensión. Los objetivos específicos que tienen es eludir (en cuanto a los sólidos flotantes

y en suspensión) posteriores tratamientos o depósitos, evitar obstrucciones en canales, tuberías y equipo hidráulico, y principalmente aumentar la eficiencia de posteriores tratamientos. La separación de las barras va desde los 1.5 cm hasta 5.0 cm (Hernández, 2004).

Las rejillas pueden clasificarse en:

- De acuerdo a su posición: Horizontales, verticales, inclinadas y curvas.
- De acuerdo a su tamaño: Finas, medias y gruesas.
- De acuerdo a su mecanismo de acción: Fijas o móviles.

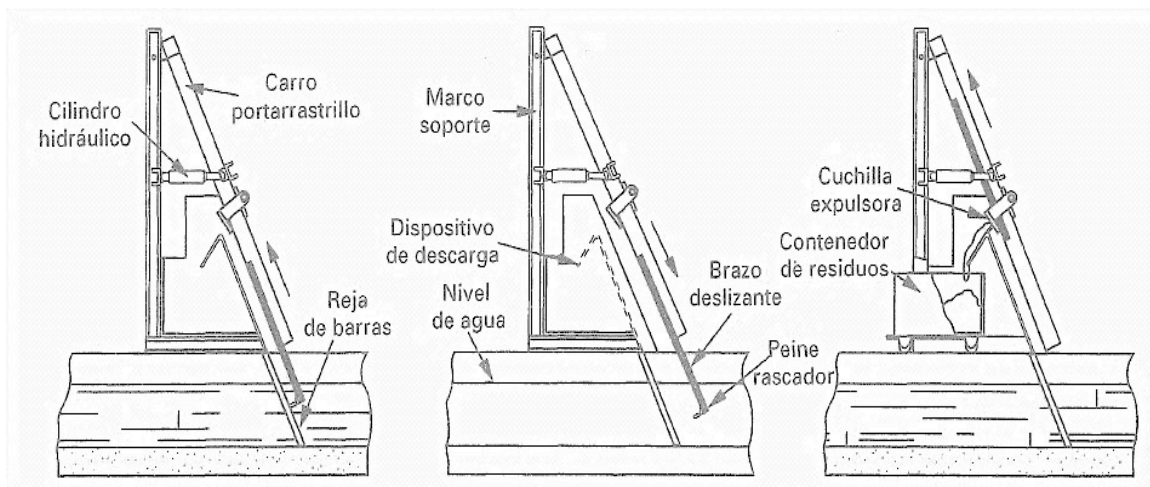


Figura 7 Rejillas móviles autolimpiantes (Tchobanoglous & Burton, 1995)

### 3.1.2.3 Tamices

Los tamices a comparación de las rejillas poseen aberturas más pequeñas, llegando a medir hasta de 0.2 mm y de 1.5 mm, donde normalmente se utilizan aberturas de 1 mm. Los tamices específicamente buscan eliminar arenas gruesas que acarrea en agua residual (Hernández, 2004).

Los tipos de tamices más utilizados son del tipo rotatorio (figura 8), donde de igual manera se puede utilizar como un sustituto de sedimentador en el tratamiento primario (Tchobanoglous & Burton, 1995).

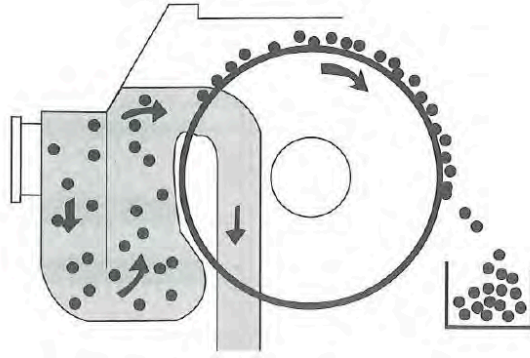


Figura 8 Esquema de un tamiz rotativo (Hernández, 2004)

### 3.1.2.4 Desarenador

El objetivo de la inclusión de un desarenador en un pretratamiento es la eliminación de materiales gruesos, aproximadamente de 0.2 mm o superior, sedimentando las arenas finas y gruesas del afluente.

De igual manera, se logra la sedimentación de residuos orgánicos como cascara de huevos, cascara de frutas, huesos, etc. El canal o los canales del desarenador pueden ser de flujo constante o variable (figura 9). El desarenador de flujo constante mantiene una velocidad del caudal aproximadamente de 0.3 m/s. El desarenador de flujo variable por el contrario, se satura con el material sedimentado de acuerdo a la capacidad del desarenador (de 4 a 5 días) cerrando el flujo de paso y retirando mecánicamente o manualmente las arenas recolectadas (Ng, 2006).



Figura 9 Desarenador con doble canal (Ng, 2006)

### **3.1.2.5 Trampas de grasas y aceites**

Estas herramienta permiten separar, de acuerdo a las diferencias de densidades, las grasas y aceites flotantes de la superficie, así como aquellos sólidos que su densidad no sea mayor a la del agua. Los separadores o trampas pueden ser tubos cortados diagonalmente dejando la sección cortada en la superficie del canal de paso. Generalmente se utilizan paneles para una remoción más efectiva y así abarcar más área superficial, pero el tiempo de residencia a tratar el cual normalmente es corto lo hace no tan conveniente. Para su diseño se tiene que tomar en cuenta el caudal de paso, además del periodo en que se utilizará la trampa. Las trampas de grasas y aceites son parte fundamental para un tratamiento de aguas provenientes de estaciones de servicios de combustibles, refinerías de petróleo y actividades industriales ya que se puede combinar junto con un cribado y posterior sedimentación para luego separar las grasas y aceites del agua a tratar, además de un monitoreo al final del proceso general de tratamiento (Contreras, 2006).

### **3.1.3 Tratamiento primario**

El tratamiento primario consiste en una serie de procesos fisicoquímicos los cuales removerán en su mayor parte los sólidos suspendidos del agua a tratar. Los principales tratamientos primarios son los siguientes:

#### **3.1.3.1 Sedimentación**

La sedimentación se define como el proceso por el cual las partículas en suspensión en el agua serán removidas a consecuencia de la gravedad de acuerdo a su peso específico mayor al del fluido, por lo que el sobrenadante será el agua tratada mediante la sedimentación, misma que es removida mediante la decantación (Pérez, 2005).

De acuerdo a Tchobanoglous & Burton (1995), la sedimentación se caracteriza de la siguiente manera:



- Sedimentación de partículas discretas: Sedimentación de partículas en un fluido con baja concentración de sólidos suspendidos.
- Sedimentación tipo floculenta: Sedimentación que se debe a la floculación o agregación de las partículas en suspensión, con esto, las partículas floculadas van ganando tamaño hasta sedimentar.
- Sedimentación retardada o zonal: Se desarrolla en suspensiones o fluidos de concentraciones medias de sólidos. Las diferencias de concentraciones de acuerdo a la zona de distribución en el fluido afectará en cuanto a la sedimentación de las concentraciones vecinas y hace que se produzca una fase sólidos-líquido en la superficie de la masa sedimentada.
- Sedimentación por compresión: Se efectúa cuando las partículas se unen en una sola estructura, esto produce que su mismo peso comprima a la estructura de acuerdo a las partículas que se vayan añadiendo a ellas desde el líquido sobrenadante.

En algunos casos la sedimentación es el único tratamiento que se le da al agua residual, además de que en un sistema de tratamiento, puede encontrarse en una o varias etapas. Este tratamiento en la mayoría de los casos, puede preceder y estar después de los reactores biológicos, como clarificadores y eliminadores del resto de los lodos biológicos luego de que el agua residual haya pasado por previo o posterior tratamiento biológico (Ramalho, 1983).

### **3.1.3.2 Proceso de coagulación y floculación**

Otra de las formas infalibles para remover las partículas suspendidas de tamaño coloidal (0.0001 mm de diámetro) es mediante procesos de coagulación y floculación. Por coagulación se entiende a la desestabilización de partículas suspendidas estables, mismas que no pueden ser sedimentadas de manera natural, con esta desestabilización se facilita su aglomeración y la formación de los denominados “flocs” anulando las cargas eléctricas de las partículas coloidales, eliminando tanto la turbiedad, como materia orgánica y microorganismos, todo esto con una agitación rápida del fluido en el que se dosifica el coagulante (figura 10). La floculación procede de la coagulación, y se define como la aglomeración de los flocs formados para formar masas más grandes y que así puedan sedimentar con más facilidad, esto mediante

la agitación lenta para procurar que los flocs y las masas aglomeradas no tiendan a romperse (Andía, 2000).

Más adelante de este capítulo se hablará con más detalle este tipo de proceso, como la cinética de las partículas suspendidas, los tipos de coagulantes, entre otros temas relacionados a coagulación y floculación.

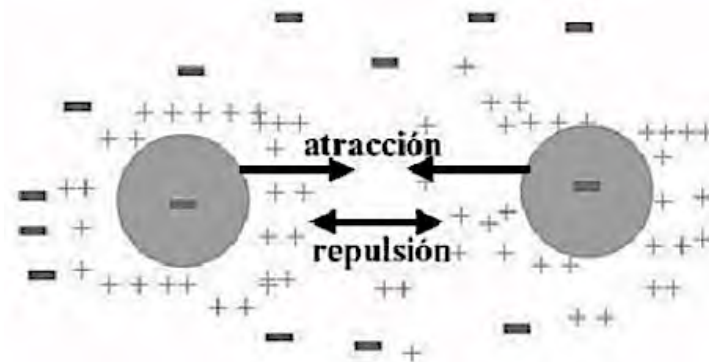


Figura 10 Atracción de las partículas coloidales al adicionar un coagulante (Lorenzo, 2006)

### 3.1.3.3 Flotación

La flotación se cataloga como una manera de separar los sólidos de baja densidad o partículas líquidas de un líquido. Se lleva a cabo mediante la inserción de algún gas que normalmente es aire, creando burbujas, esto con el fin de saturar el aire que hay en el líquido y generar un proceso de presurización (de 2 a 4 atm). Meramente seguido de una despresurización mediante una válvula reductora de presión hasta llevar el agua despresurizada a un tanque de flotación. El líquido ya tratado presentará pequeñas burbujas, mismas que acarrean en las mismas aquella materia suspendida, grasas y aceites, fibras, lodos floculados, etc. Los restos flotantes finalmente pueden ser separados del agua o recircularse para tratarlo de nuevo (Ramalho, 1983). Tchobanoglous & Burton clasifican el proceso de flotación de la siguiente manera:

- Flotación por aire disuelto: Se disuelve el aire en el agua residual a determinada presión para después restablecer a la presión atmosférica normal. Mediante una válvula reductora de presión se logra esta normalización de la presión, lo cual hace que el aire

deje de estar en disolución y se generen las pequeñas burbujas en el fluido tratado como se aprecia en la figura 11.

- Flotación por aireación: En este tipo de flotación, las burbujas son introducidas directamente en el líquido mediante difusores o turbinas sumergidas. Este tipo de tratamiento es especial para aguas residuales que tienen tendencia a generar espumas.
- Flotación por vacío: Consiste en saturar de aire al fluido dentro del tanque de aireación o hacer que el aire pase por el conducto de aspiración de una bomba, si se aplica parcialmente, el aire que esta disuelto se separará del líquido en forma de burbujas muy pequeñas. Estas pequeñas burbujas se adhieren las unas a las otras, además de las partículas en suspensión, formando en la superficie una capa espumosa que se puede retirar mediante un raspado, al igual que el material más denso depositado en el fondo.

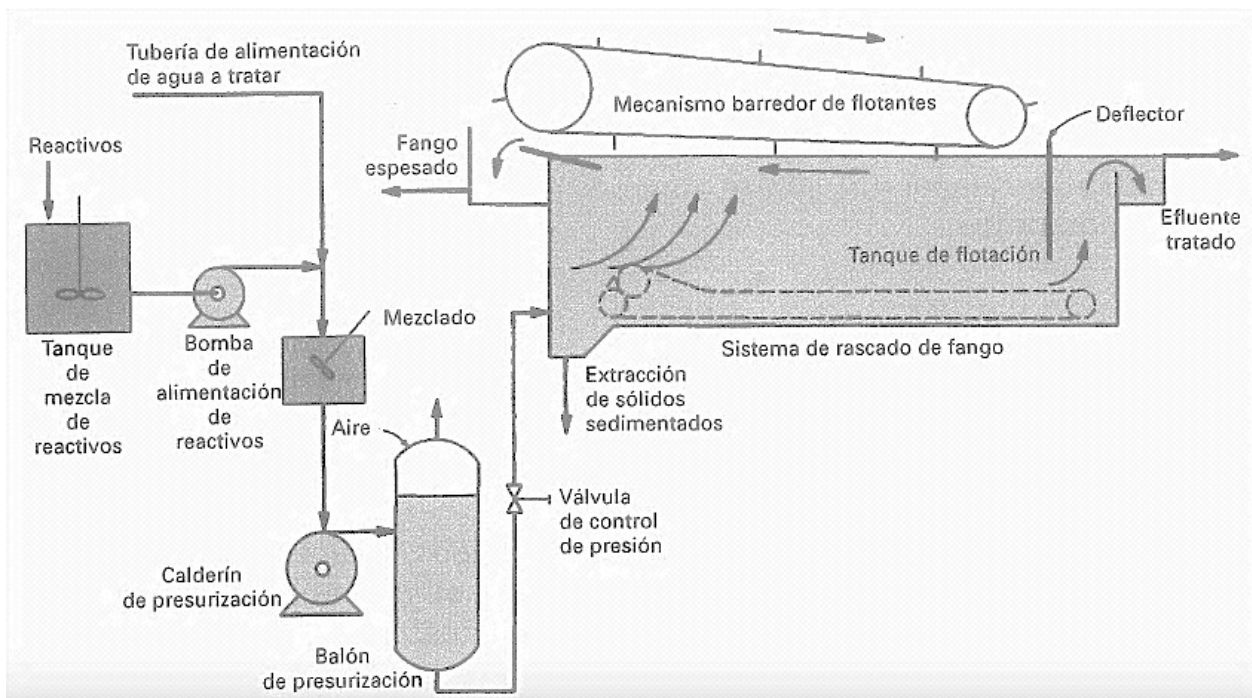


Figura 11 Ejemplo de un sistema de flotación por aire disuelto sin recirculación (Tchobanoglous & Burton, 1995)

### 3.1.3.4 Neutralización y Homogeneización

La neutralización consiste en llevar el pH de un agua residual a un nivel neutro (alrededor de 7) de acuerdo al pretratamiento o postratamiento que se le dé. Ramalho (1983) clasifica a qué tipo de aguas residuales se le debe de aplicar una neutralización:

- Antes de una descarga a un medio receptor, ya que la vida acuática que en este precede es muy sensible a las variaciones de pH que no se encuentre dentro del rango de 7.
- Antes de una descarga de aguas residuales industriales al alcantarillado municipal, ya que por cuestiones económicas, es más fácil neutralizar el pH del agua residual industrial antes que cuando ya se encuentre mezclado con las aguas residuales del alcantarillado municipal, además del volumen de que el volumen de agua residual a tratar sería menos.
- Antes de un tratamiento químico o biológico, ya que para procesos biológicos, la actividad biológica se lleva a cabo en niveles de pH de entre 6.5 y 8.5, aunque el proceso biológico puede en sí neutralizar el pH del líquido, ya que la actividad biológica produce  $\text{CO}_2$  que da lugar a carbonatos y bicarbonatos.

De igual manera, otro método para la neutralización en las aguas residuales es la mezcla de corrientes ácidas y alcalinas, o la adición de ácidos o bases (Ramalho, 1983).

A la mezcla de las corrientes ácidas y alcalinas para lograr la neutralización se le llama homogeneización, la cual se lleva a cabo en un tanque homogeneizador, receptor de estas corrientes, mezclándolas y a su vez, controlando su caudal para que sea constante. Estas corrientes pueden ser las que llegan a la planta de tratamiento, donde a este tipo de homogeneización se le llama homogeneización de nivel variable (figura 12), ya que de acuerdo a que el afluente variará con el tiempo, el efluente igual. Por otro lado, la homogeneización a nivel constante mantiene el nivel del depósito a nivel constante, este tipo de homogeneización se toma más como un método de neutralización (Ramalho 1983).

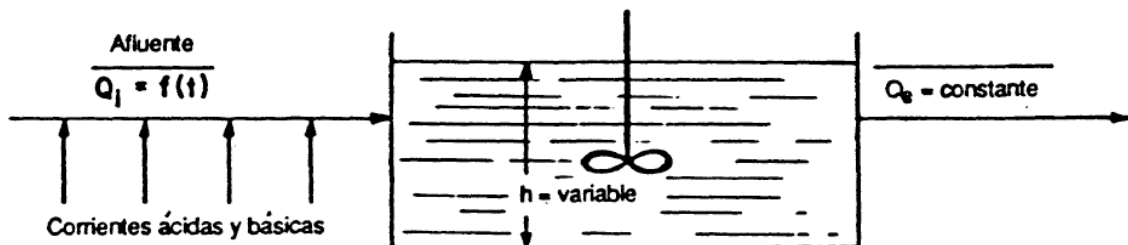


Figura 12 Neutralización y homogeneización de nivel variable (Ramalho, 1983)

### 3.1.3.5 Filtración

El objetivo general de la filtración es separar las partículas y microorganismos que no se han podido remover del proceso de coagulación y sedimentación. Por consiguiente, la eficiencia del filtro depende del pretratamiento que se le haya dado al agua. La filtración puede llevarse a cabo de forma distintas: mediante medios porosos (pastas arcillosas, papel de filtro), con baja carga superficial (filtros lentos), con alta carga superficial (filtros rápidos) o con medios granulares (arena, antracita o combinados) como se muestra en la figura 13 (Arboleda, 1972).

El proceso de filtración comprende de dos fases: filtración y lavado o regeneración. La fase de filtración es idéntica para todos los sistemas de filtración, mientras que para el lavado o regeneración depende si el filtro es de funcionamiento continuo o semicontinuo (Ramalho, 1983).

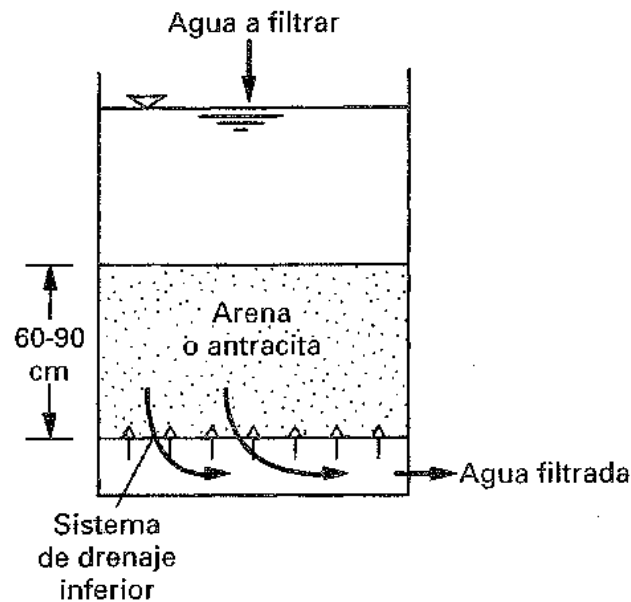


Figura 13 Filtro convencional utilizado en una planta de tratamiento (Tchobanoglous & Burton, 1995)

### 3.1.4 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario consiste en la degradación de los compuestos orgánicos presente en el agua a tratar mediante procesos biológicos aerobios y anaerobios.

### 3.1.4.1 Lodos activados

El proceso de lodos activados se lleva a cabo mediante la actividad metabólica de los microorganismos, utilizando los residuos orgánicos como sustrato o nutrientes para llevar a cabo su síntesis celular, removiendo así, la materia orgánica presente en el agua residual. El proceso se lleva a cabo mediante un tanque de aireación y un clarificador, los cuales los sólidos biológicos son separados del efluente y con una bomba se recirculan los sólidos que han sido recolectados al tanque de aireación (figura 14). El agua residual que entra al tanque de aireación se mezcla con estos lodos recirculados y los cuales se airean cerca de 6 horas o dependiendo de la carga orgánica. El propósito de la aireación es para proporcionar a los organismos el oxígeno suficiente para mantenerlos en un estado de suspensión y así se pueda mezclar de manera efectiva con el agua residual. Esta administración de oxígeno se proporciona mediante difusores, los cuales generan burbujas que, dependiendo de la temperatura del agua, determinará el nivel de  $O_2$  en la mezcla.

Entre las bacterias que pueden contener los lodos activados se encuentran en su mayoría bacterias de tipo heterótrofas (Capaces de convertir la materia orgánica en nutrientes y energía), además de diferentes tipos de protozoarios como los flagelados, rotíferos, nematodos, etc. (Arcos & Fernández, 1993).

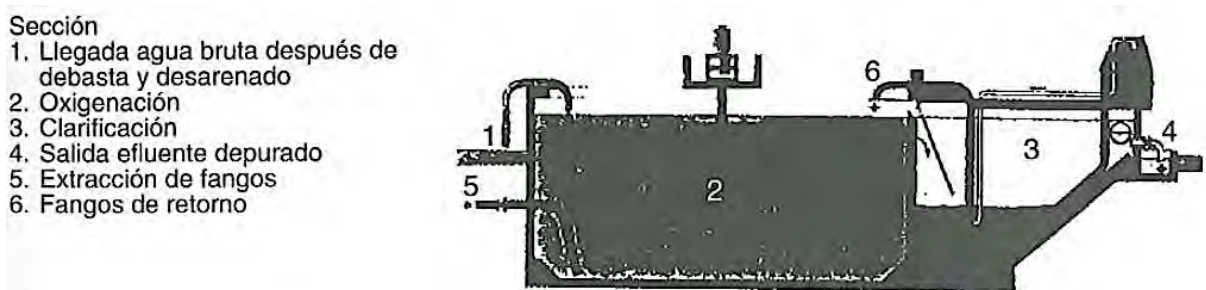


Figura 14 Reactor de lodos activados combinado con una decantación secundaria y aireación superficial (Hernández *et al.*, 2004)

### 3.1.4.2 Filtros percoladores

Los filtros percoladores comprenden un lecho hecho de material sintético (plástico) o grava, el cual se encuentran en un reactor, en esta cama o superficie del lecho se depositan mediante rociadores fijos o móviles el agua residual previamente tratada como mínimo con un

sedimentador (figura 15). En este lecho o empaquetadura se forman poblaciones de microorganismos y bacterias formando una biopelícula alrededor de cada empaquetadura, donde su función será digerir y eliminar los contaminantes del agua residual que estará siendo percolada a través del lecho. Luego de cierto tiempo esta capa bacteriana gana espesor, por lo que se desprende hidráulicamente hasta pasar a un clarificador en donde serán separados los lodos formados (Lesikar & Enciso, 2002)

Las biopelículas se pueden formar por ambiente aerobios (recibiendo sustrato) o anaerobios (sin sustrato ni oxígeno, se produce una fermentación). La biopelícula se compone principalmente de: bacterias y hongos filamentosos, protozoos (vorticelas y opercularias), gusanos (nematodos y lombrices) e insectos (principalmente moscas), (Menéndez *et al.*, 2005).



Figura 15 Vista superficial de un filtro percolador con sus empaquetaduras y brazos rociadores (Menéndez, 2005)

#### **3.1.4.3 Lagunas aireadas**

Las lagunas aireadas son balsas de aproximadamente de 1 a 4 metros (o de 3 a 5 metros, (Rolim, 1999)) de profundidad en las cuales se oxigenan las aguas residuales mediante

bombas, difusores o superficialmente (figura 16). La diferencia que tiene con el proceso de lodos activados es que no se recirculan los lodos. De igual manera, el agua residual a tratar en las lagunas aireadas deberán haber pasado por un pretratamiento (cribado y sedimentación) para eliminar el exceso de sólidos (Ramalho, 1983).

Se clasifican generalmente como: aerobias con mezcla completa, donde los sólidos sedimentables se mantienen en suspensión donde los tiempos de residencia son menores a tres días; y de tipo facultativas, las cuales no hay un control de sólidos, ya que una parte de los sólidos sedimentables salen en el efluente y la otra parte se sedimenta en la parte inferior de la laguna (Rolim, 1999).

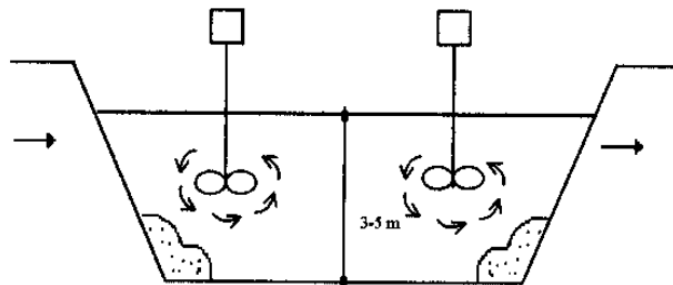


Figura 16 Laguna aireada facultativa (Rolim, 1999)

#### 3.1.4.4 Biodiscos

Los biodiscos son básicamente discos elaborados a partir de plástico con un eje rotatorio mediante el cual se encuentran sumergidos en un tanque con de agua residual (figura 17). Los biodiscos giran con una velocidad de 1 y 2 RPM, por lo que el 40% del área superficial de los discos está sumergida en estos discos. Los microorganismos del agua comienzan a fijarse en la superficie de los discos creando una biopelícula de 2 a 4 milímetros de espesor.

Los biodiscos remueven los sólidos solubles y coloidales bajo condiciones aerobias. El movimiento rotatorio de los discos mantiene el espesor de la película biológica, ya que se desprende el exceso de la misma y que se continúe regenerando, el exceso de biomasa se mantiene suspendido hasta pasar al efluente y posteriormente tratarla mediante sedimentación. Asimismo, el movimiento rotatorio acarrea el oxígeno necesario para que las bacterias



contenidas en las biopelículas lleven a cabo la metabolización de la materia orgánica (Deloya, 1997).

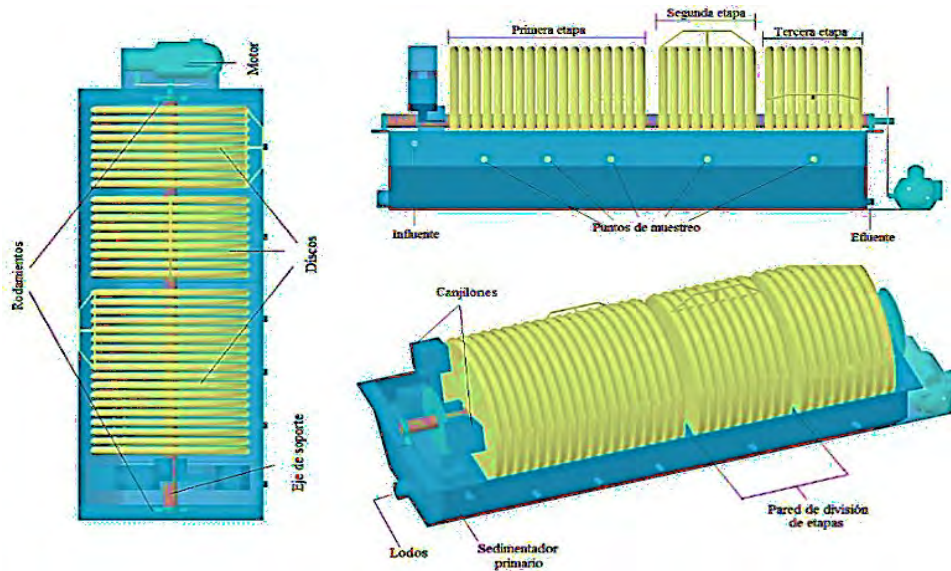


Figura 17 Prototipo de un reactor de biodiscos de tres etapas (Mata, 2012)

### 3.1.5 Tratamiento terciario

En el tratamiento terciario se somete toda aquella agua residual tratada que será depositada en algún cuerpo de agua como ríos, lagos, mar, humedales, etc., reduciendo a su vez el número de sales y compuestos químicos. Igualmente si su uso es más específico se implementa una desinfección para reducir aún más el contenido de organismos que se encuentren en el agua a tratar.

#### 3.1.5.1 Adsorción en carbón activado

Por adsorción se entiende que es la concentración de un soluto en la superficie de un sólido. Este fenómeno se da gracias al desequilibrio de las fuerzas superficiales. Lo que hace a esta superficie adsorbente del sólido es que contiene fuerzas que pueden desequilibrar las moléculas del soluto, siendo que la superficie presente una fuerza mayor, por lo cual atrapa a estas moléculas, este fenómeno se denomina adsorción física o de Van der Waals (Ramalho, 1983).

Un elemento capaz de adsorber los contaminantes del agua de acuerdo a su porosidad y área superficial es el carbón activado siguiendo el mismo principio de adsorción física, se puede elaborar con maderas, cascaras, lignito, etc. Mediante activación física, química o mixta se puede lograr esta porosidad. Dentro de este mismo capítulo se hablará de manera más detallada de este elemento.

### **3.1.5.2 Osmosis inversa**

La osmosis inversa consiste en el uso de membranas para desmineralizar el agua, y separar sólidos disueltos tales como iones. Las membranas son selectivas, es decir, que son permeables cuando de un agua se trata, pero cuando contiene sustancias diluidas (como los iones) las atrapa. Igualmente llamados filtros moleculares, el tamaño de los poros de las mallas es extremadamente pequeño por lo que se requiere una presión considerable para que pase el fluido.

Para la osmosis inversa se manejan dos solutos separados por una membrana, de un lado está el soluto con una concentración mínima, del otro lado está el soluto con una concentración mayor al anterior mencionado. Se le aplica presión al soluto de mayor concentración para que pase al de menor concentración, anulando la presión osmótica que la osmosis normal requiere. Con esto se pierde el equilibrio del proceso y se obtiene un agua más diluida (figura 18).

Para que no haya una saturación de material a eliminar y una presión más grande que pueda soportar la membrana, al momento de aplicar la presión al soluto a diluir, se va drenando con el paso de la presión un 50 o 90% del agua de alimentación, esta agua se denomina “rechazada”, misma que puede retroalimentarse para su tratamiento con la osmosis inversa según el manual de “OSMOSIS INVERSA” publicado en el año 2012 por la empresa Diseños y Soluciones Sostenibles S.A. en el 2012.

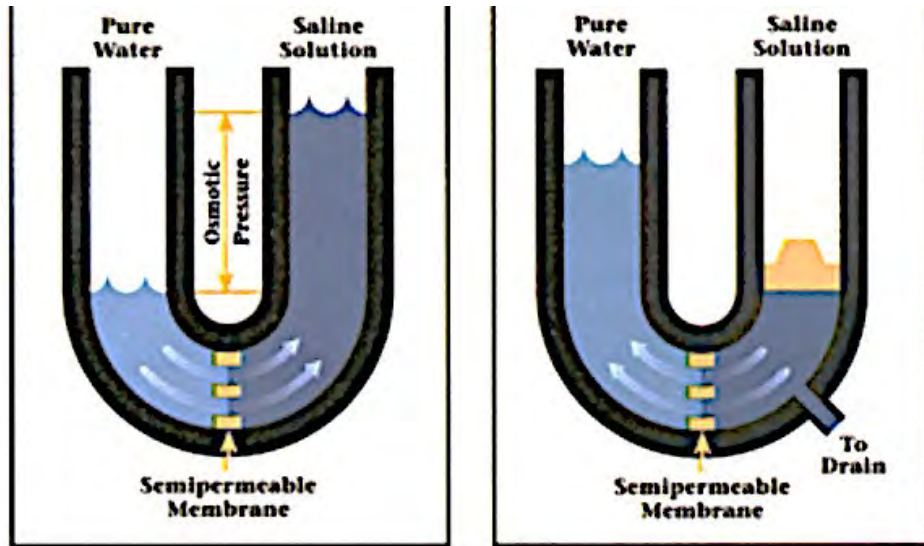


Figura 18 (De izquierda a derecha) tratamiento con osmosis normal (presión osmótica) y tratamiento con osmosis inversa (D.S.S. S.A., 2012)

### 3.1.5.3 Cloración

Sin duda uno de los métodos más usados, eficaces y que durante mucho tiempo ha sido pieza clave para la desinfección en un tren de tratamiento de aguas residuales. Ya sea en sus presentaciones como gas, pastillas o líquido, el cloro representa una vía económica para la desinfección, ya que no requiere una gran inversión por el bajo costo que presenta y bajo mantenimiento. Normalmente cuando se le adiciona cloro al agua, este generará nuevos iones llamados hipoclorito de sodio ( $\text{NaClO}$ ) y ácidos hipoclorosos, también conocidos como cloro libre, en donde ambos son capaces de destruir organismos a nivel celular inactivándolos. El cloro inclusive es capaz de destruir organismos patógenos como virus. Las dosis generalmente son de un rango de 5 a 20 mg/L. La distribución de los iones formados dependerán en gran medida del pH del agua según el “Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Desinfección con cloro” publicado en el año 1999 por la Environmental Protection Agency.

### **3.1.6 Legislación y parámetros aceptables de un agua residual en México**

En México existen tres normas principalmente para descargas de aguas residuales según su uso y destino final. La SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) establece los límites máximos permisibles para las descargas de aguas residuales según los parámetros físicos, químicos y biológicos que se indiquen. Estas aguas residuales deberán haber pasado por un pretratamiento que será determinante para que los parámetros establecidos cumpla con un límite igual o inferior que aplique la norma.

La NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas en aguas y bienes internacionales. En ella se especifican los límites máximos permisibles que deben tener los contaminantes básicos y para los metales pesados.

De igual manera, se especifica que el pH del agua de descarga debe encontrarse en un rango de 5 a 10 unidades.

La contaminación por elementos patógenos se tomará con el índice de coliformes fecales, teniendo un valor no mayor a 1000 para vertidos en aguas y bienes nacionales, y para el uso en suelo agrícola; el promedio diario y mensual será de 2000 como NMP (número más probable) por cada 100 ml.

Para determinar la contaminación por parásitos se tomará en cuenta los huevos de Helminto, el cual tendrá un límite de 1 huevo de Helminto por cada litro para riego en uso agrícola no restringido y 5 por cada litro para riego en uso agrícola por litro respectivamente.

En el presente trabajo se tomaron como parámetros principales materia flotante, sólidos suspendidos totales y DBO<sub>5</sub>, mismos que forman parte de la tabla 37 (ver anexo D) de la NOM-001-SEMARNAT-1996. Además se emplearon como indicadores para comparar si la calidad del agua tratada con el tren de tratamiento propuesto cumplen y no rebasan los límites establecidos en dicha norma.

La NOM-002-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles para las descargas de aguas residuales en sistemas de alcantarillado urbano o municipal. De acuerdo a la tabla 12 no deberán ser superiores a los mostrados.

Para obtener el valor de los aceites y grasas se deberá promediar en función del caudal. Para el pH, deberá tener un rango de entre 5.5 a 10 en cada muestra simple.

La temperatura máxima será de 40 grados, en caso contrario se deberá contactar con la autoridad competente para demostrar que no es dañino para el ambiente. No deberá presentarse materia flotante, la DBO<sub>5</sub> y los SST deberán tener el rango señalado por la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Tabla 12 Límites máximos permisibles para las descargas de agua residual en alcantarillado urbano o municipal (NOM-002-SEMARNAT, 1996)

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES			
PARÁMETROS (mg/L)	Promedio Mensual	Promedio Diario	Instantáneo
Grasas y Aceites	50	75	100
SS (ml/L)	5	7.5	10
Arsénico total	0.5	0.75	1
Cadmio total	0.5	0.75	1
Cianuro total	1	1.5	2
Cobre total	10	15	20
Cromo hexavalente	0.5	0.75	1
Mercurio total	0.01	0.015	0.02
Níquel total	4	6	8
Plomo total	1	1.5	2
Zinc total	6	9	12

La NOM-003-SEMARNAT-1997 establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. De acuerdo a la tabla 13 se establecen los límites máximos permisibles establecidos. La materia flotante debe de estar ausente en el agua tratada. El agua residual tratada que sea reusada no deberá contener un contenido máximo de metales pesados y cianuros, dichos límites se encuentran en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Tabla 13 Límites máximos permisibles de contaminantes para las A.R. que se reúsen en servicios públicos (NOM-003-SEMARNAT, 1997)

TIPO DE REUSO	PROMEDIO MENSUAL				
	COLIFORMES FECALES (NMP/100 ml)	HUEVOS DE HELMINTO (h/l)	GRASAS Y ACEITES (ml/L)	DBO5 (mg/L)	SST (mg/L)
SERVICIOS AL PÚBLICO CON CONTACTO DIRECTO	240	≤1	15	20	20
SERVICIOS AL PÚBLICO CON CONTACTO INDIRECTO U OCASIONAL	1000	≤5	15	30	30

## 3.2 PARTÍCULAS EN SUSPENSIÓN

El agua está conformada en parte por la composición de partículas ya sean disueltas o suspendidas. Para las partículas en suspensión, éstas dan el característico color al agua en el caso de materia orgánica y metales. La turbidez en el agua se produce por el material orgánico e inorgánico suspendido, como las arcillas y arenas. El material en suspensión se puede originar por dos causas: por causas naturales, producidas por la disolución de minerales, erosión del suelo y por la descomposición de materia orgánica; y por causas antropogénicas, por descargas de aguas residuales, industriales y agrícolas (Martínez, 2015). De acuerdo a su tamaño pueden ser macropartículas, coloidales y sustancias húmicas.

### 3.2.1 Tamaños de partículas

#### 3.2.1.1 Macropartículas

Para que una partícula se considere de tamaño macro, ésta debe de tener un tamaño de entre 0.1 a 0.001 mm, como lo son algunas algas, protozoarios y limo (Beckett, 1990).

En el tratamiento de aguas, si el tamaño de las partículas es mayor a 0.1 mm más grande, pueden ser eliminadas con un tratamiento físico, como lo es la sedimentación, decantación y flotación (partículas de entre 0.2 a 10 mm).; si se supera los 0.1 mm se puede separar con un sistema de rejillas. Las partículas coloidales son normalmente las responsables de darle color y turbiedad al agua (Andía, 2000).

#### 3.2.1.2 Partículas coloidales

Generalmente el término “coloidal” se le da a toda aquella partícula suspendida con un tamaño de entre 1 nm a 10  $\mu\text{m}$  que comprenden los coloides abióticos (arcilla, óxidos metálicos y sustancias húmicas) y biocoloides (virus, bacterias y protozoos), (Bin *et al.*, 2011).

Los sistemas coloidales pueden ser hidrófobos o suspensores (repelen el agua) también llamados suspensoides, e hidrófilos o emulsores (afines al agua) también llamados emulsoides. Los coloides hidrófobos no repelen completamente al agua, ya que cierta parte es absorbida por una película de las mismas (arcillas y óxidos metálicos). Los coloides hidrófilos comprenden las soluciones verdaderas (partículas grandes o agregados de pequeñas partículas llamados micelas), como lo son los polímeros, sustancias biológicas y macromoléculas (Barrenechea, 2004).

### **3.2.1.3 Sustancias húmicas**

Son el resultado de la degradación de materia orgánica por microorganismos. Las sustancias húmicas son el conjunto de polímeros de alto peso molecular que se relacionan entre sí, conformándose de:

- Ácidos húmicos: Fracción de las sustancias húmicas que no es soluble en soluciones acuosas ácidas, pero sí en valores mayores de pH. Su coloración es de marrón oscuro y negro (Gara, 2008).
- Ácidos Fúlvicos: Fracción de las sustancias húmicas que es soluble con cualquier solución acuosa de diferente pH. Su coloración es de amarillo amarronado (Gara, 2008).
- Huminas: Fracción de las sustancias húmicas insoluble en agua a cualquier pH. Su coloración es negro (Gara, 2008).

Las partículas coloidales están cubiertas por sustancias húmicas, lo cual les da la carga negativa que las caracteriza debido a que se adhieren en la superficie de la misma. Sin embargo si la partícula coloidal es positiva, la adsorción es de las moléculas húmicas con la carga negativa. Si el coloide es negativo, la superficie estará cubierta por cationes de óxidos metálicos hidratados, y estos serán el puente de adsorción de las sustancias húmicas (Beckett, 1990).



### 3.2.2 Carga eléctrica

Como ya se mencionó en el apartado de las partículas coloidales, estas son las que dan el color y la turbiedad al agua, por lo que en el tratamiento de la misma está enfocado a la remoción de las mismas. Poseen una carga negativa en su superficie lo cual atraen a los iones de agua con una carga positiva, mismas que atraen otros iones con una carga negativa o positiva más débil (Andía, 2000).

En aguas con baja concentración de electrolitos (iones) la adsorción de la capa o película que recubre a los coloides formará una mono-capa la cual estará cargada de manera opuesta a la del coloide, dicho en otro modo, si la partícula coloidal está cargada generalmente negativamente, formará una mono-capa positiva, mientras que los de la misma carga (negativa) serán repelidos, a esta capa se le conoce como capa de Stern. La capa de Stern cuenta con una capa externa móvil, la cual formará una atracción electrostática, la cual atraerá iones positivos y negativos, esta capa se denomina capa difusa (figura 19). Estas capas con regiones diferentes se le denomina Doble Capa (Martínez, 2015).

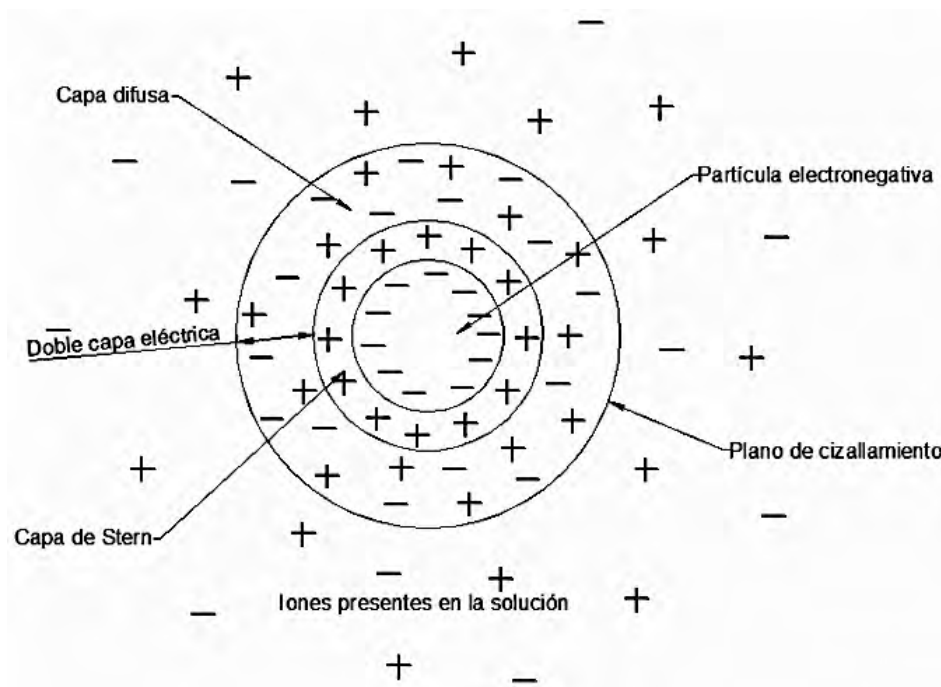


Figura 19 Capas de una partícula coloidal (Martínez, 2015)

A lo largo de la superficie de la Capa Difusa, existe un plano el cual dicha capa separa al coloide de la solución denominada plano de cizallamiento, y donde ocurre la electroforesis, que es la migración de sustancias por el desplazamiento de las capas del coloide. A la diferencia de potencial que ocurre en el plano de cizallamiento se le llama potencial Zeta (Martínez, 2015). El potencial Zeta puede ser una herramienta para poder determinar el comportamiento de los coloides ya que indica los cambios de potencial en la superficie y en las fuerzas de repulsión entre los coloides (figura 20).

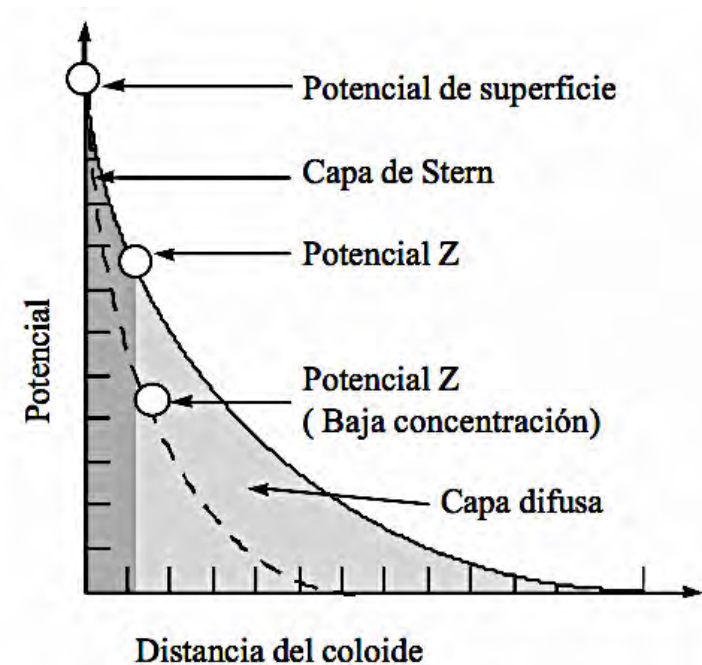


Figura 20 Potencial Z y la distancia del coloide (Sandoval *et al.*, 2000)

### 3.2.3 Propiedades de los sistemas coloidales

Los sistemas coloidales son suspensiones estables las cuales no pueden sedimentar de manera natural. La tabla 14 define las propiedades de las partículas coloidales en el agua y su comportamiento:

Tabla 14 Propiedades de las partículas coloidales (Barrenechea, 2004; Martínez, 2015)

PROPIEDAD	DESCRIPCIÓN DE LA PROPIEDAD
Cinética	<p>Describe el comportamiento de las partículas coloidales y la interacción con las moléculas de agua producidas por el movimiento.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Movimiento Browniano:</b> Es el movimiento irregular constante de las partículas coloidales en un medio, debido al contacto que tienen con las partículas presentes en ese medio en dispersiones coloidales pequeñas. A este fenómeno se debe la estabilidad de los sistemas coloidales, ya que si se le aumenta la temperatura al medio, aumentará la energía cinética de los coloides; mismo caso al aumentar la presión.</li> <li>• <b>Difusión:</b> Es la dispersión de las partículas generada por los choques del movimiento Browniano.</li> <li>• <b>Presión osmótica:</b> La osmosis es una difusión pasiva, en la cual el flujo de un disolvente pasa a través de una membrana semipermeable la cual lo separa del sistema coloidal que contenía. A la presión hidrostática que detiene el flujo del disolvente, desde la solución más diluida a la más concentrada se denomina, presión osmótica.</li> </ul>
Óptica: Efecto Tyndall-Faraday	<p>Es la dispersión de luz que pasa a través de un sistema coloidal. La dispersión es proporcional al tamaño de partículas y su concentración.</p>
Superficie: Adsorción	<p>La superficie de las partículas coloidales es selectiva, ya que en ella se adsorben iones de la misma carga, excluyendo a los opuestos. Los iones excluidos rodean a la partícula, formando una doble capa. Su superficie específica tiene relación con su área superficial y la masa de la partícula. Gracias a su adsorción, las partículas coloidales quedan estables en el agua por su carga superficial.</p>

(Continuación de la tabla 14)

Electrocinética: Electroforesis	Demuestra que los sistemas coloidales tienen carga eléctrica, ya que se le aplica una carga (positiva) a la solución atrayendo al sistema coloidal de carga opuesta (negativa). Permite calcular el potencial Z de un sistema coloidal.
------------------------------------	---

### 3.2.4 Estabilidad e inestabilidad coloidal

Los sistemas coloidales ejercen su estabilidad a través de la repulsión. Los mecanismos de repulsión o estabilización dependen de los siguientes factores:

- Carga eléctrica: Generalmente las partículas de las sustancias húmicas poseen carga negativa en su superficie, la cual depende de tres factores: Los grupos que estén presentes en la superficie pueden donar o ceder protones al entrar en contacto con el agua, reacciones con otros solutos presentes en el agua e imperfecciones de la estructura molecular (Barrenechea, 2004).
- La hidratación es la fijación de las moléculas de agua u orgánicas (grupos amínicos, guanidínicos, etc.) entorno al coloide emulsor o hidrófilo, fijándose las moléculas de agua en su superficie. La hidratación será mayor dependiendo de la intensidad del campo eléctrico que determine la polaridad del sistema coloidal (Jiménez & Macarulla 1989).

Los mecanismos de atracción o desestabilización son los siguientes:

- La gravedad: Aunque es un factor importante comprende una fuerza insignificante a los sistemas coloidales de acuerdo a su tamaño, ya que mientras más pequeña una partícula coloidal, mayor será el tiempo natural de sedimentación (Barrenechea, 2004).
- El movimiento Browniano: Debido al contacto entre partículas ya sea del propio sistema o del medio se genera un movimiento irregular y constante.
- Las fuerzas de Van der Waals: Es la fuerza de atracción de los átomos de las moléculas que conforman un sistema coloidal, o sea, es la fuerza de atracción de una molécula perteneciente a un coloide hacia otra molécula perteneciente a otro coloide. Se produce

una atracción entre el polo positivo de una molécula con el polo negativo de otra molécula (atracción dipolo-dipolo), (Dzyaloshinskii *et al.*, 1961).

### **3.3 COAGULACIÓN**

La coagulación es el proceso de desestabilización de una suspensión o solución. Es la reducción de aquellas fuerzas que propician la estabilidad en los sistemas coloidales o la eliminación de las mismas, mediante la adición de aditivos o reactivos en un movimiento rápido o mezcla rápida (Bratby, 1980).

Este proceso se usa para disminuir o remover la turbiedad, bacterias, algas y color de un agua contaminada por desechos orgánicos e inorgánicos, además de metales.

#### **3.3.1 Mecanismos de coagulación**

Como se ha mencionado anteriormente, los sistemas coloidales, algunos microorganismos y sustancias húmicas presentan una carga negativa en el agua lo que genera la repulsión entre ellas. Para tratar lograr la desestabilización de estos sistemas coloidales es necesario la adición de sustancias coagulantes para modificar la fuerza iónica que impide el acercamiento de los coloides. La coagulación se genera a través de cuatro mecanismos:

#### **3.3.2 Compresión de la doble capa**

La compresión de doble capa ocurre con la interacción entre las capas difusas de dos partículas coloidales y la adición de un electrolito. Cuando dos partículas coloidales interactúan, estas tienden a repelerse por sus cargas, por lo que la fuerza de Van der Waals es mínima si se habla de la interacción de la partícula completa y sus cargas. Mediante la adición de un electrolito con carga diferente o los iones que contienen los coagulantes se aumenta la densidad en las cargas de la capa difusa y disminuye el rango de influencia de las partículas. Con el incremento en la concentración de los iones presentes en el agua propiciado por la adición del coagulante, la capa difusa de los coloides se verán saturadas y generará una reducción en el volumen en la capa de tal modo que las fuerzas de Van der Waals serán dominantes, por lo cual, el sistema coloidal no presentará una estabilización electrostática (Barrenechea, 2004).

### 3.3.3 Adsorción y neutralización de la carga

Comprende en la adición y adsorción de moléculas de carga opuesta a la superficie del coloide, por lo cual, al ser opuestas, estas cargas se anulan y propician la coagulación. Existe asimismo una falta de interacción con de los iones con el agua, por lo que son llevados fuera de la solución y dentro de los coloides, por lo que causa su desestabilización. Este efecto se encuentra estrechamente ligado a la compresión de la doble capa (Kirchmer, 1981).

Cuando hay un exceso en la dosis del coagulante el sistema coloidal tiende a la reestabilización, ya que se genera un exceso de iones opuestos al coloide lo cual invierte la carga original (figura 21), (Andía, 2000).

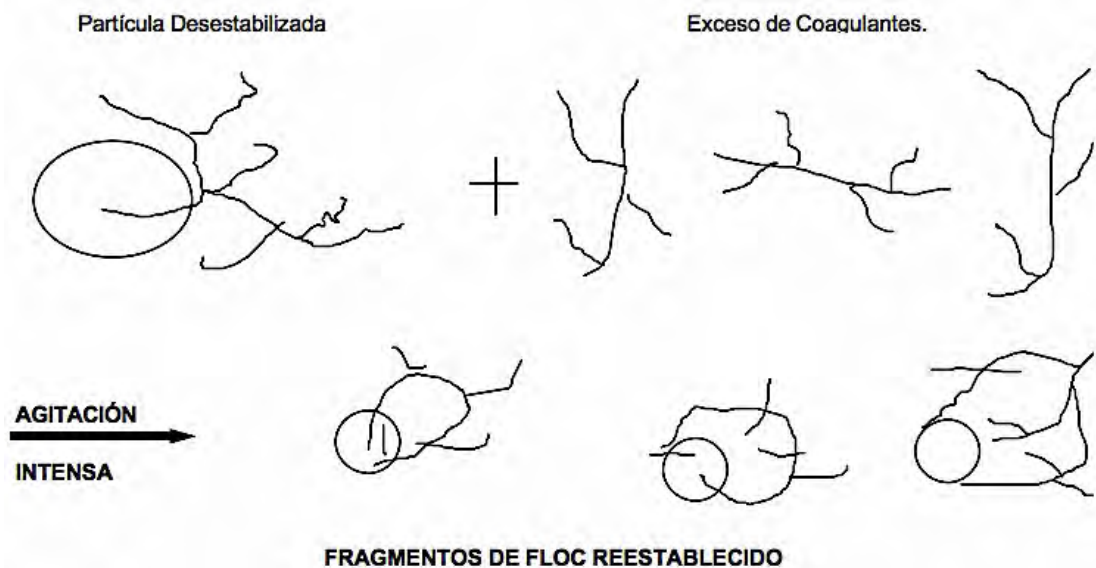


Figura 21 Reestabilización coloidal (Andía, 2000)

### 3.3.4 Captura de barrido

Las partículas coloidales ya desestabilizadas tienden a aglomerarse, formando los denominados “flocs”, mediante los precipitados de hidróxidos metálicos formados por la adición de coagulantes tales como  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)$  y  $\text{FeCl}_3$  (formación de una masa gelatinosa que excede la solubilidad en agua o hidróxidos gelatinosos). Este precipitado atrapa a las partículas

del sistema coloidal y iones dispersos para acelerar la remoción de la turbiedad y compuestos particulados (Andía. 2000).

### **3.3.5 Adsorción y puente interarticular**

La adición de polímeros hidrolizados sintéticos o naturales de cadena larga y iones metálicos prácticamente sirven como puentes a las partículas. Los polímeros actúan como un puente químico para las partículas, lo cual propicia su aglomeración y decantación. Se ha observado que polímeros de carga negativa son efectivos para coagular coloides de carga negativa. Este fenómeno no puede ser explicado con un modelo basado en la neutralización de las cargas, por lo que se ha desarrollado una teoría del “puente” llamado la teoría de La Mer (Kirchmer, 1981). En la figura 22 se describe gráficamente dicha teoría.

Cabe destacar que los tipos de coagulación predominantes se originan por los mecanismos de adsorción y barrido.

### **3.3.6 Etapas de la coagulación**

- Primera fase: Hidrólisis de los coagulantes y la desestabilización de las partículas de la suspensión.
- Segunda fase: Adsorción de las especies hidrolíticas o polimerización.
- Tercera fase: Aglomeración, transporte e interacciones químicas mediante un puente de las cadenas poliméricas.
- Cuarta fase: Aglomeración de las partículas desestabilizadas por las fuerzas de Van der Waals.
- Quinta fase: Formación de flocs
- Sexta fase: Captura de barrido



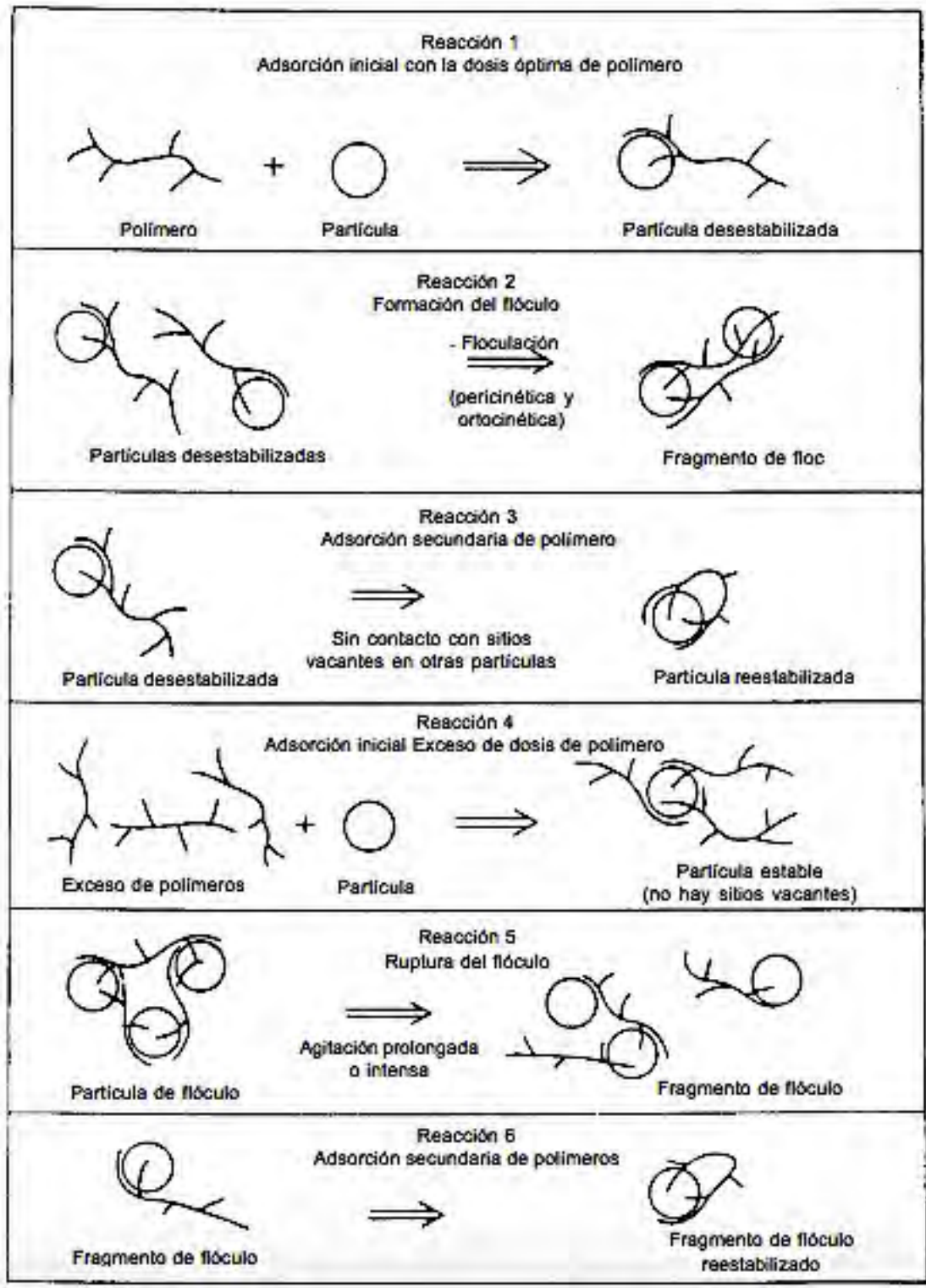


Figura 22 Modelo de puentes La Mer (Kirchmer, 1981)

### 3.3.7 Principales factores que afectan a la coagulación

La tabla 15 enlista los principales factores que influyen o afectan al proceso de coagulación en el tratamiento de aguas:

Tabla 15 Principales Factores que influyen en el proceso de coagulación

FACTOR	DESCRIPCIÓN
Influencia de la concentración del coagulante	No hay una concentración establecida, por lo que en las estaciones de tratamiento la concentración mínima 0.5%.
Concentraciones de coloides, alcalinidad y pH	<p>a) Alta concentración de coloides y alcalinidad baja: La desestabilización se realiza con la adsorción de especies hidrolíticas con cargas positivas, se producen con un nivel de pH ácido (4 a 6).</p> <p>b) Alta concentración de coloides y alcalinidad alta: Desestabilización por adsorción y neutralización en un medio de pH neutro.</p> <p>c) Baja concentración de coloides y alcalinidad alta: Desestabilización con dosis altas de coagulante.</p> <p>d) Baja concentración de coloides y alcalinidad baja: La desestabilización es más difícil ya al agregar el coagulante se disminuye el pH, por lo que no se forman los hidróxidos. La adsorción igualmente se hace difícil debido a la baja concentración de coloides.</p>
Temperatura	Determina los parámetros dominantes como el pH y la viscosidad del agua. Mientras más baja la temperatura a los 0°C, más se dificulta la remoción de la turbiedad. La eficiencia es mejor a una temperatura superior a los 10°C.

(Continuación de la tabla 15)

Dosis óptima	Depende del mecanismo de desestabilización. En baja turbiedad la dosis requerida disminuye con la concentración coloidal necesitando un floculo de hidróxido voluminoso.
pH óptimo	En general, el pH óptimo para aguas con color es bajo (4 a 6), que con una turbiedad más alta (6.5 a 8.5). Depende de los iones y la alcalinidad el agua.
Concentración óptima	Determina la eficiencia de la coagulación y la formación de flocs. La concentración óptima casi exclusivamente se determina realizando la prueba de jarras.

### 3.3.8 Coagulantes más usados

La tabla 16 enlista los coagulante más recurridos para llevar a cabo el proceso de coagulación en el tratamiento de aguas::

Tabla 16 Coagulantes comerciales generalmente utilizados (Barrenechea, 2004; Martínez, 2015)

COAGULANTE	CARACTERÍSTICAS
Sulfato de aluminio ( $Al_2(SO_4)$ )	Su presentación suele ser sólida (placas, gránulos y polvo) y líquida. Su concentración se define por el contenido de alúmina ( $Al_2O_3$ ) la cual suele ser de 17% o más. Es una sal derivada de una base débil (hidróxido de aluminio) y un ácido fuerte (ácido sulfúrico), por lo que es una solución ácida (de 2 a 3.8 de pH).
Cloruro férrico ( $FeCl_3$ )	De presentación sólida o líquida, de color pardo, la cual en su forma líquida tiene una concentración del 35% al 40% de Cloruro férrico. Para saber si es comercial o producto puro, se debe expresar en Fe equivalente, donde la concentración es de 20.5% para la presentación sólida y 14% para la presentación líquida comercial. Se funde rápidamente debido al calor, en su propia agua de cristalización. Se aplica normalmente en una solución del 2 al 20%.

(Continuación de la tabla 16)

Sulfato ferroso (FeSO <sub>4</sub> )	Su presentación es en polvo, de color verdoso fácilmente soluble en agua y de masa volumétrica de 900 kg/m <sup>3</sup> . Su concentración es de 100% de Sulfato ferroso, pero su contenido en hierro es de aproximadamente 19%. En una solución del 10% su pH es de 2.8, por lo que es de naturaleza ácida.
Sulfato férico (Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> )	De color blanco verdoso, es un polvo de igual manera muy soluble al agua. Posee una masa volumétrica aparente de 1000 kg/m <sup>3</sup> . El único inconveniente es que al momento que tiene contacto con las moléculas de agua, este se hidroliza y tiende a formar ácido sulfúrico. En su presentación sin agua presenta una concentración del 90% de sulfato férrico y en su presentación cristalina del 60%.

### 3.4 FLOCULACIÓN

La floculación procede inmediatamente a la coagulación. El objetivo principal de la floculación es la atracción de las partículas ya desestabilizadas para formar flocs más densos y pesados para que precipiten más rápido y eficientemente para su posterior remoción (Richter & Cánepa de Vargas, 1984). En esta etapa el movimiento que se efectúa es una mezcla lenta para promover el crecimiento de los flóculos.

#### 3.4.1 Mecanismos de floculación

Para el crecimiento o formación del flóculo existen dos tipos de mecanismos que se basan en el movimiento e interacción de los conglomerados de partículas coloidales coaguladas:

- Floculación pericinética: Se trata del movimiento Browniano del sistema coloidal debido a la energía térmica del fluido que lo contiene (Barrenechea, 2004).
- Floculación ortocinética: Es la colisión de las partículas coloidales por fuerza inducida al agua mediante mecánicos o hidráulicos (Andía, 2000).

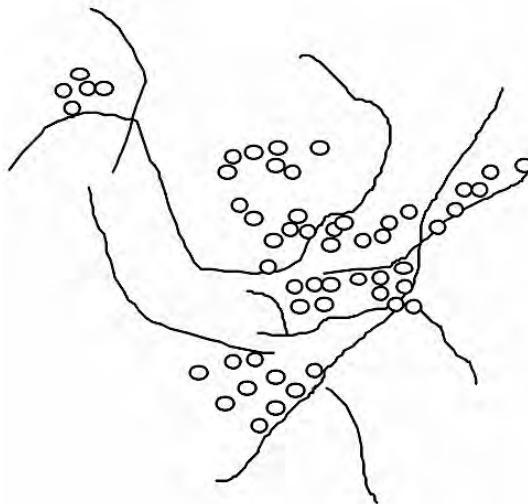


Figura 23 El floculante crea puentes para que las partículas coloidales aglomeradas formen un flóculo más grande (Andía, 2000)

### **3.4.2 Factores que afectan a la floculación**

De acuerdo a los siguientes parámetros o factores, estos afectan a la calidad final del agua, además de brindar beneficios al proceso:

- **Naturaleza del agua:** Los iones presentes en el agua pueden presentar iones que afecten al proceso, como lo es el tiempo de floculación. Las partículas suspendidas del agua de igual manera afectan al tiempo de floculación, ya que si posee una concentración muy alta de coloides, el proceso tardará más, debido a la diversidad (tamaños) y densidad (turbiedad) coloidal. El pH puede afectar en la formación de los compuestos hidróxidos (cadenas poliméricas).
- **Tiempo de floculación:** Mediante la prueba de jarras (prueba para determinar los parámetros óptimos en el proceso de coagulación) se puede determinar el tiempo de floculación. El tiempo en que se flocula determinará resultados beneficiosos o inferiores, ya que la velocidad de aglomeración de las partículas es proporcional al tiempo (Barrenechea, 2004).
- **Gradiente de velocidad:** Teóricamente, mientras más velocidad, mayor será la velocidad de floculación; sin embargo, las partículas que al momento de floclar alcanzan un tamaño y peso considerable, una velocidad o mezcla rápida puede llevar a la desintegración o pérdida en la estructura del floc formado debido a las fuerzas de cizallamiento (Martínez, 2015).
- **Variación del caudal:** Al variar el caudal se modifican los tiempos de residencia y la gradiente de velocidad en los reactores donde se lleve a cabo los procesos de coagulación y floculación, así como en otros reactores (Martínez, 2015).

### **3.4.3 Floculantes más usados**

Los floculantes son también conocidos como los coadyuvantes o “ayudantes” de coagulación. La tabla 17 resume los floculantes más usados comercialmente, tanto orgánicos como inorgánicos o sintéticos:

Tabla 17 Floculantes más usados (Lorenzo, 2006; Martínez, 2015)

FLOCULANTE O COADYUVANTE	CARACTERÍSTICAS
Modificadores de pH	Cuando el agua a tratar con un coagulante determinado no cumple con las características del coagulante se recurre a los modificadores de pH. Estos modificadores ayudan a controlar el pH del fluido para que el resultado de coagulación sea bueno. Pueden ser ácidos (sulfúrico y fosfórico) y alcalinos (cal o sosa cáustica).
Sílice activada	Uno de los primeros floculantes utilizados y de los que mejores resultados de coagulación reportan, ya que se podría decir que es un polímero catalizador si se utiliza con sulfato de aluminio o sulfato férrico. Consiste en la mezcla de ácido policíclico ((H <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub> ) <sub>4</sub> ) originada mediante la polimerización de silicato de sodio (NaSiO <sub>2</sub> ) en un medio ácido. Su mayor desventaja es su inestabilidad.
Núcleos de flóculos	Cuando un agua a tratar presenta un nivel de turbiedad bajo (bajos niveles coloidales) se recurre a utilizar lodos, arenas, o cualquier material soluble para generar una turbiedad tal que propicie la coagulación y floculación, así como la remoción de elementos “adheribles” a partículas coloidales.
Arcillas	Mediante suspensiones o “lechadas” de distintos tipos de arcillas para aumentar el peso y las colisiones de los flóculos.
Polímeros orgánicos naturales	Extraídos de semillas y cortezas vegetales, son almidones o polímeros de no tan alto peso molecular.
Polímeros orgánicos sintéticos	Son derivados del carbón y del petróleo, son polímeros de alto peso molecular que promueven la aglomeración de flóculos.
Polímeros no iónicos	Derivados de las poliacrilamidas (homopolímeros de la acrilamida) y poliaminas (moléculas presentes en los seres vivos que ayudan en el desarrollo) que ayudan en la deshidratación y clarificación, además hace más resistente al flóculo.

(Continuación de la tabla 17)

Polímeros aniónicos	Polielectrolitos cargados negativamente, así como también sus grupos carboxilos o sulfúricos para su adsorción, además de provocar la cobertura del polímero.
Polímeros catiónicos	Polielectrolitos cargados positivamente por sus grupos aminos. Son capaces de remover el color, la turbiedad y acondicionar lodos. No son sensibles con el pH y el cloro, además que se pueden combinar con coagulantes inorgánicos.

Otros tipos de floculantes son el carbón activado en polvo, arena fina, quitosano, etc.



### 3.5 CARBÓN ACTIVADO

Por carbón activado se entiende a todo material carbonoso que cuenta con porosidad a lo largo de su superficie los cuales son preparados artificialmente a través de procesos de activación para elevar esa misma porosidad y superficie interna (Luna *et al.*, 2007).

En México, aproximadamente el 80% del carbón activado que se utiliza en la industria es de importación. Los materiales que se utilizan e la elaboración de los carbones activados comerciales contienen alto contenido de carbono, principalmente materiales orgánicos o también llamados precursores (maderas, cáscaras de semillas, huesos, etc.), (Luna *et al.*, 2007).

#### 3.5.1 Estructura y composición

El carbón activado posee una estructura de capas de carbono (poros de adsorción, los que son mayores a 0.1 mm son llamados poros de transporte) ordenadas de manera irregular, las cuales conforman a los poros (figura 24), (Martínez de Yuso, 2012).

Posee materiales microcristalinos esparcidos por toda la estructura, similares al grafito, por lo que presenta una estructura reticular cristalina no tan perfecta. Su composición química en su gran mayoría representa carbón puro (75 a 80%), mientras que otros elementos se encuentran en poca cantidad, como lo son: oxígeno (60%), hidrógeno (0.5%) y cenizas (60%), (Sevilla, 2002).



Figura 24 Capas de carbono de un carbón activado (Martínez de Yuso, 2012)

Con la clasificación IUPAC (International Union of Pure Applied Chemists), los poros se pueden clasificar de acuerdo a sus diámetros (figura 25) siguientes:

- Microporos: menor a 2 nm (para moléculas pequeñas como el agua)
- Mesoporos: de 2 a 50 nm
- Macroporos: mayor a 50 nm (moléculas cloradas o sustancias húmicas, entre otras)

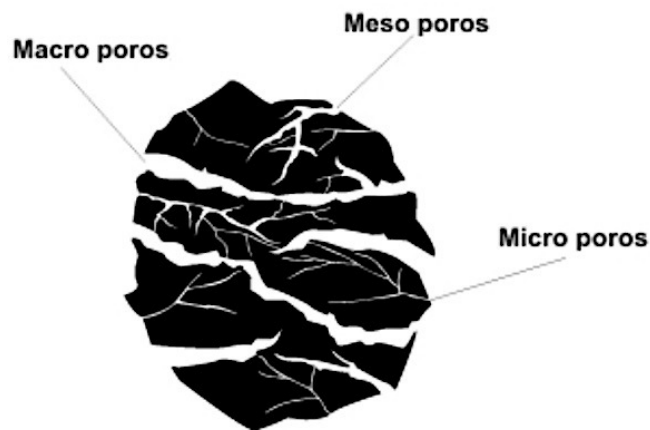


Figura 25 Clasificación de poros de un grano de carbón activado (Sevilla, 2002)

La cantidad y distribución de poros en el carbón principalmente depende de tres factores: La forma en la que se active, la materia prima y el tiempo del proceso de activación.

Para su caracterización se evalúa su área superficial activa mediante una corriente de butano o nitrógeno, la cual es adsorbido por el carbón que se requiere evaluar. Si se retiene gran cantidad del gas, su área superficial será mayor y en consecuencia su retención para partículas adheribles.

### 3.5.2 Granulometría

Los carbones activados, de acuerdo a su tamaño, se clasifican en Carbón Activado Granular (CAG) y Carbón Activado Pulverizado o en polvo (CAP), en donde el primero es el que se utiliza más en el tratamiento de aguas, el cual se maneja mediante filtros en forma de columnas, las cuales se le hacen pasar el flujo de agua a tratar, removiendo diversos materiales

orgánicos, sabor y olor, además de químicos presentes en el agua residual (Lemley *et al.*, 1995).

El CAP se usa habitualmente para el limpiado y decolorización del agua y para filtrar flujos de gas. Mientras que el CAG es el que más se utiliza en sistemas de tratamiento de agua, además de eliminar los olores de esta según el manual “Particle size and shape analysis of activated carbon using dynamic image analysis” publicado en el año 2008 por la empresa Horiba Instruments.

Los tamaños de grano para que se considere al carbón CAP o CAG varía de acuerdo al criterio del autor, aunque normalmente las medidas son:

- Carbón Activado Pulverizado (CAP): menor a 0.18 mm
- Carbón Activado Granular (CAG): mayor a de 0.2 a 5 mm

Las partículas o granos del carbón activado normalmente el comercial, combina los tamaños de grano, desde dos, a 4 tamaños, dependiendo del que se le dé. Esta medida se basa en el número de malla, frecuentemente se utiliza la medida americana U.S. Std. Sieve (tabla 18).

El número de malla indica la medida de la abertura en milímetros o pulgadas, o en su defecto, hasta en micrómetros, por lo que para la granulometría de carbones activados se toma primero el número de malla en el que pasan los granos y quedan retenidos, por ejemplo, una granulometría de 8x30 quiere decir que son los granos que pasan por la malla número 8 y quedan retenidos por la malla número 30.

Tabla 18 Medidas de las mallas americana U.S. Std. Sieve para determinar el tamaño del grano

MALLA U.S.	ABERTURA (mm)
0.25	6.35
4	4.76
5	4
6	3.36
8	2.38
10	2
12	1.68
14	1.41
16	1.19
18	1
20	0.841
25	0.707
30	0.595
35	0.5
40	0.42
45	0.354
50	0.297
60	0.25
70	0.21
80	0.177
100	0.149
200	0.074
325	0.044
400	0.037

### 3.5.3 Adsorción

Por adsorción se entiende que es la concentración de un soluto en la superficie de un sólido. Este fenómeno se da gracias al desequilibrio de las fuerzas superficiales. Lo que hace a esta superficie adsorbente del sólido es que contiene fuerzas que pueden desequilibrar las moléculas del soluto, siendo que la superficie presente una fuerza mayor, por lo cual atrapa a estas moléculas, este fenómeno se denomina adsorción física o de Van der Waals (Ramalho, 1983).

Ramalho (1983) describe estas relaciones de equilibrio del adsorbente con el adsorbato mediante las isotermas de adsorción. Este equilibrio se establece cuando la concentración del

remanente del contaminante en la solución se encuentre en un equilibrio con el de la superficie del sólido al que se somete a las pruebas de adsorción. Los tres principales isotermas de adsorción son 3:

- Isoterma de Langmuir: Es el isoterma más utilizado en donde se adsorbe el soluto como película monomolecular (de una molécula) en la superficie del material adsorbente a una temperatura constante (figura 26) y (ecuación 4).

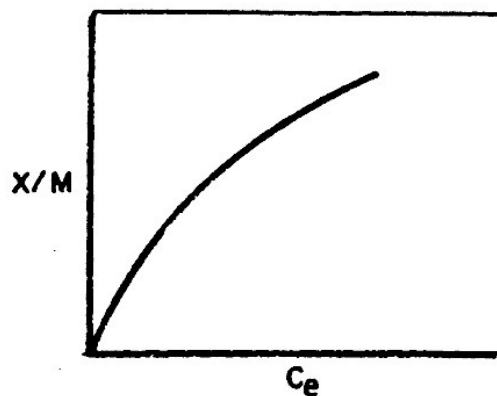


Figura 26 Isoterma de Langmuir, donde X= Peso del soluto adsorbido (adsorbato) (mg), M= Peso del adsorbente (g) y  $C_e$ = Concentración de equilibrio del soluto (mg/l)

$$\frac{X}{M} = \frac{KbC_e}{1+KC_e} \quad (4)$$

X= Peso del soluto adsorbido (adsorbato) (mg)

M= Peso del adsorbente (g)

K= Constante de equilibrio ( $\text{cm}^3$  de adsorbente/mg de adsorbato)

$C_e$ = Concentración de equilibrio del soluto (mg/l)

b= Constante del recubrimiento de la monocapa por peso del adsorbente (mg de adsorbato/g de adsorbente)

- Isoterma de Freundlich: Se representa la concentración del adsorbato con la superficie del adsorbente con la concentración del líquido contenedor del adsorbato (ecuación 5).

$$\frac{X}{M} = kC_e^{1/n} \quad (5)$$

Donde:

X= Peso del soluto adsorbido (adsorbato) (mg)

M= Peso del adsorbente (g)

k y n= Constantes de factores ambientales

C<sub>e</sub>= Concentración de equilibrio del soluto (mg/l)

- Isoterma de adsorción BET (Brunauer, Emmet y Teller): Explica que las capas de las moléculas en la superficie del adsorbente las adsorben las moléculas previamente adsorbidas. Además que con esta se determina el área superficial del adsorbente, (figura 27) y (ecuación 6).

$$\frac{X}{M} = \frac{bkC_e}{(C_s - C_e)[1 + (k - 1)C_e/C_s]} \quad (6)$$

Donde:

X= Peso del soluto adsorbido (adsorbato) (mg)

M= Peso del adsorbente (g)

k= Constante de factor ambiental

C<sub>e</sub>= Concentración de equilibrio del soluto (mg/l)

b= Constante del recubrimiento de la monocapa por peso del adsorbente (mg de adsorbato/g de adsorbente)

C<sub>s</sub>= Concentración de soluto a saturación en todas las capas

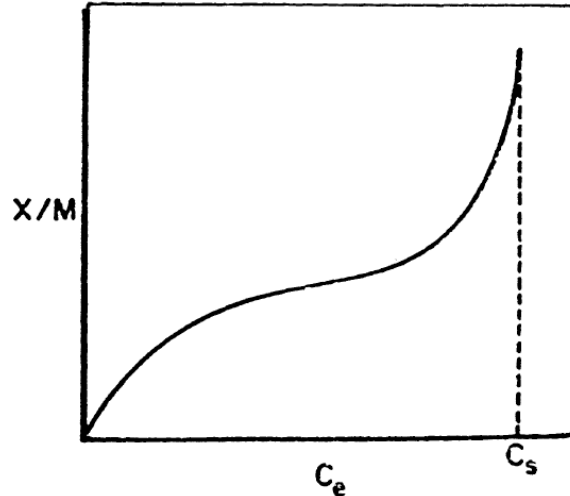


Figura 27 Isoterma de adsorción BET, donde X= Peso del soluto adsorbido (adsorbato) (mg), M= Peso del adsorbente (g) y  $C_s$ = Concentración de soluto a saturación en todas las capas

Además existe otro método para determinar la capacidad de adsorción de un carbón activado llamado “Determinación del índice de Yodo en carbón activado” de la American Society of Testing Materials (ASTM-D 4607-94). Este método comprende el uso de una solución de Yodo al 0.1 N la cual es tratada con tres pesos diferentes de carbón activado 100 ml de la (solución de Yodo) los cuales son previamente tratados con ácido clorhídrico al 5%, y que finalmente son filtrados. Posteriormente se titula la mezcla con tiosulfato sódico al 0.1 hasta alcanzar una coloración amarilla, a la cual se le agregan 2 ml de solución indicadora de almidón hasta alcanzar una mezcla incolora. Mediante el uso de ecuaciones y empleando el volumen titulado de tiosulfato sódico se puede saber y calcular la cantidad de Yodo adsorbido por el carbón.

### 3.5.4 Procesos de activación

El carbón puede activarse de dos principales maneras: físicamente y químicamente. Dependiendo del método de activación, variará la porosidad, el área superficial y la calidad o pureza del mismo.

La activación física o térmica consiste en llevar el material a temperaturas elevadas (cerca de los 800 o 1000°C) con la adición de un flujo de gas. En la gasificación se emplean elementos oxidantes (vapor de agua, dióxido de carbono o la mezcla de ambos) dando lugar a la

estructura característica del grano o partícula, además de eliminar compuestos volátiles y átomos de carbono, aumentando así, el área superficial y volumen de los poros (Luna *et al.*, 2007).

En la activación química la carbonización y la activación ocurren al mismo tiempo, ya que se lleva a la descomposición térmica el material a carbonizar con el agente químico impregnado en ella a temperaturas de 500 a 700°C para eliminar materia volátil y alquitranes. Los agentes químicos (en su mayoría ácidos) más utilizados en la activación química son: ácido fosfórico, hidróxido de potasio, cloruro de cinc y tiocianato de potasio. Comúnmente este tipo de activación se utiliza en materiales vegetales debido a la cobertura celulosa. La única desventaja es que el carbón luego de la activación se tiene que lavar para remover los residuos del ácido (Sevilla, 2002).



### 3.6 ALOE VERA (*Aloe barbadensis*) COMO COAGULANTE

Originaria de África, el Aloe vera (*Aloe barbadensis*) de la familia *Liliaceae* o *liliácea* es una planta mucilaginosa que ha tomado revuelo en estos tiempos por sus propiedades medicinales. Se compone de una raíz, tallo, hojas y flores en época de floración.

La estructura de la hoja está formada por la corteza, en su interior contiene la parénquima (figura 28) o pulpa la cual representa del 65 al 80% del peso total de la planta, esta pulpa se encuentra recubierta por el acíbar contenida en el tallo de la hoja mediante conductos de aloína.

La composición total de la planta se puede resumir que más del 95% está compuesta por agua, el porcentaje restante representa los demás compuestos activos presentes en su estructura (Domínguez *et al.*, 2012; Di Scala *et al.*, 2013) .

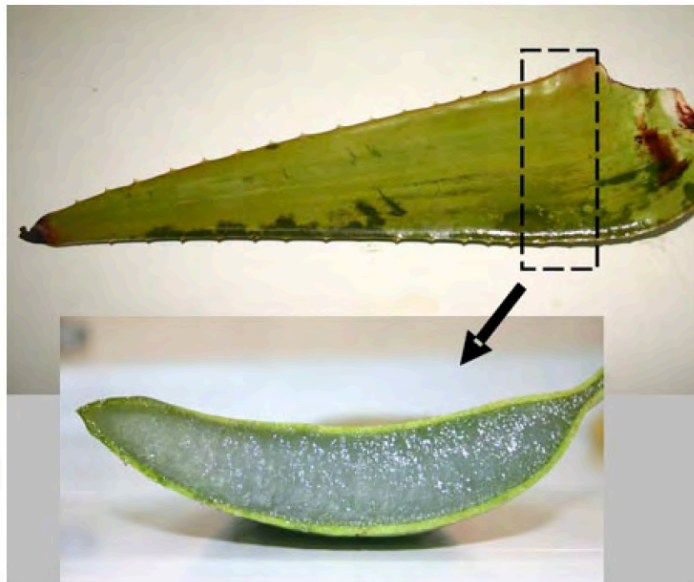


Figura 28. Gel contenido en la hoja de Aloe vera (Vega *et al.*, 2005)

Tabla 19 Componentes químicos del gel de Aloe Vera (*Aloe barbadensis*), (Domínguez *et al.*, 2012)

COMPOSICIÓN	COMPUESTOS
Antraquinonas	Ácido aloético, antranol, ácido cinámico, barbaloina, ácido crisofánico, emodina, aloe-emodin, éster de ácido cinámico, aloína, isobarbaloina, antraceno, resistanol.
Vitaminas	Ácido fólico, vitamina B <sub>1</sub> , colina, vitamina B <sub>2</sub> , vitamina C, vitamina B <sub>3</sub> , vitamina E, vitamina B <sub>6</sub> , betacaroteno.
Minerales	Calcio, magnesio, potasio, zinc, sodio, cobre, hierro, manganeso, fósforo, cromo.
Carbohidratos	Celulosa, galactosa, glucosa, xilosa, manosa, arabinosa, aldopentosa, glucomanosa, fructuosa, acemanano, sustancias pepticas, L-ramnosa.
Enzimas	Amilasa, ciclooxidasa, carboxipeptidasa, lipasa, bradikinasa, catalasa, oxidasa, fosfatasa alcalina, ciclooxigenasa, superóxido dismutasa
Lípidos y compuestos orgánicos	Esteroides (campesterol, colesterol, $\beta$ -sitoesterol), ácido salicílico, sorbato de potasio, triglicéridos, lignina, ácido úrico, saponinas, giberelina, triterpenos.
Aminoácidos	Alanina, ácido aspártico, arginina, ácido glutámico, glicina, histidina, isoleucina, lisina, metionina, fenilalanina, prolina, tirosina, treonina, valina.

En el presente trabajo, se utilizan en su totalidad los compuestos químicos (tabla 19) como agentes coagulantes en el tren de tratamiento de agua, donde los polisacáridos presentes, en su mayoría, en el gel de Aloe vera son los principales.

Por polisacárido se entiende que son hidratos de carbono con una estructura formada por la unión de varios monosacáridos (azúcares que no pueden hidrolizarse a sustancias de peso molecular menor, como la glucosa y fructosa) mediante enlaces glucosídicos formando una macromolécula. Como ejemplos se pueden tomar al almidón y la celulosa, estos producirán una hidrólisis ácida (Toledo, 2003). Pueden estar formados por un tipo de azúcar o por varios. Entonces, la glucosa (componente de los polímeros de la celulosa y el almidón) y la fructosa (azúcar productor de energía en seres vivos) que son los monosacáridos predominantes presentes en el gel de las especies del género *Aloe* (además de las antraquinonas), son los compuestos activos para los polisacáridos a utilizar, asimismo, para el coagulante natural propuesto, repitiendo, en su mayoría (Larionova *et al.*, 2004; Zacatecas *et al.*, 2016).

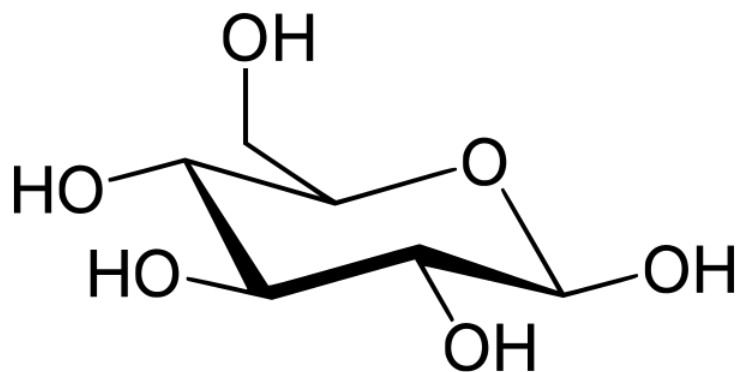


Figura 29 Estructura de la Glucosa

El contenido de azúcares en el gel del *Aloe barbadensis* puede variar de acuerdo al polisacárido a determinar y al método de extracción y aislamiento. De acuerdo a la bibliografía citada, el contenido de los principales azúcares del *Aloe barbadensis* en 100 g del gel (materia seca) es de aproximadamente 25 g de Glucosa y de 5 a 9 g de Fructosa (Di Scala *et al.*, 2013).

Los polisacáridos se consideran coloides y de grupo carboxilo; son ramificadas o lineales. El grado de ramificación afecta sus propiedades físicas, como la viscosidad y solubilidad, donde los ramificados presentan más solubilidad al agua. De igual manera son considerados hidrocoloides, ya que pueden retener las moléculas de agua, mediante enlaces de hidrógeno dependiendo de la temperatura, presión y otras sustancias presentes (figura 29), (Nieto *et al.*, 2014).

Sus moléculas se encuentran estiradas mediante repulsión por los iones carboxilato. Estas interacciones intermoleculares proporcionarán la viscosidad, y por consiguiente, a la formación de un gel. Los polisacáridos se dividen en dos grupos:

- Térmicos: Son aquellos que por cambios de temperatura, pasan del estado líquido, al estado sólido (gel), (Nieto *et al.*, 2014)
- Químicos: Son aquellos que mediante la presencia de ciertas sustancias, haya una atracción electrostática, uniendo diferentes cadenas de polisacáridos, dando lugar a una estructura tridimensional (gel), (Nieto *et al.*, 2014).

Asimismo, otro compuesto o polisacárido, el cual es el precursor para las actividades biológicas del Aloe Vera, llamado Acemanano (figura 30), es utilizado en el presente trabajo como uno de los principales compuestos activos del coagulante natural propuesto. Es un polisacárido el cual se origina mediante la polimerización de la glucosa y manosa, en su estructura presenta una cadena larga de manosa acetilada con unidades de glucosa, (67% de manosa, 23% de grupos acetilo y 10% de galactosa y glucosa), con una relación 3:1 (manosa:glucosa), respectivamente. Este polisacárido es utilizado mayormente como complemento alimenticio (Zacatecas *et al.*, 2016). Este compuesto además le da la densidad al gel del Aloe Vera (Del Ángel, 2010).

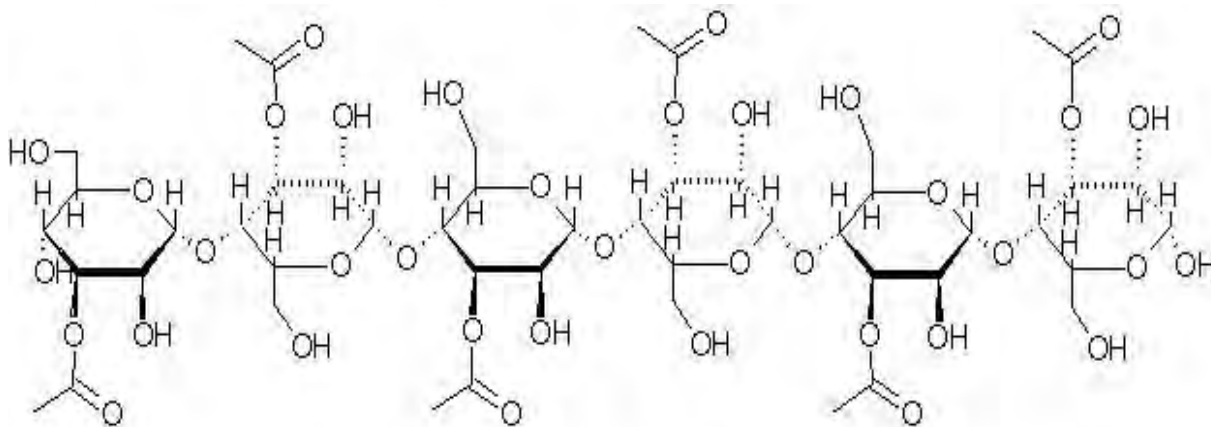


Figura 30. Estructura del Acemanano

El único inconveniente es que cuando el mucilago (gel) del Aloe vera queda expuesto, este se oxida debido a la presencia de oxígeno y descompone en cuestión de horas por acción enzimática, perdiendo sus propiedades y su actividad biológica. Para el uso en productos se lleva a cabo algún tipo de tratamiento, como la molienda, la deshidratación o la adición de algún antioxidante.

Debido a que estos procesos se llevan a cabo durante la preparación y estabilización del gel se provoca la modificación en los componentes bioactivos (polisacáridos) y compuestos antioxidantes, cambiando su estructura y propiedades bioquímicas, eliminando gran parte de los compuestos bioactivos. Es por eso que para mejores resultados de uso el gel se debe separar lo más inmediatamente posible para evitar la descomposición enzimática y

crecimiento de bacterias. Aunque existen técnicas que recurren a la combinación de cambios térmicos y reactivos antioxidantes, los compuestos bioactivos se modifican a comparación del producto original (Domínguez *et al.*, 2012).

### 3.7 JABÍN (*Piscidia piscipula*) COMO CARBÓN ACTIVADO

La *Piscidia piscipula*, habín (maya) o jabín (español) es una especie perteneciente a la familia Fabaceae y del género *Piscidia* es un árbol tropical el cual es endémico de las regiones caribeñas, encontrándose en el sureste de México, Centroamérica, el Caribe e incluyendo a Florida y las Bahamas. El árbol llega a medir hasta 20 metros y con un diámetro de 50 centímetros, presentando un patrón caducifolio (Richter *et al.*, 2012).

Este árbol predomina en la península de Yucatán, siendo una madera pesada o preciosa (de gran durabilidad y resistencia), ya que es muy difícil trabajarla mediante herramienta convencional. Es utilizada para la construcción de viviendas, muebles y accesorios decorativos, de igual manera la resina, la corteza y las hojas se utilizan como remedios homeopáticos para curar distintas enfermedades, además de sedantes. En lo cultural, las comunidades mayas de la península de Yucatán utilizan las hojas como condimento al platillo de la cochinita pibil, además de tener la creencia de que se debe talar cuando se encuentre la luna llena para tener una mejor calidad de la madera (Richter *et al.*, 2012; Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente del Gobierno del Estado de Yucatán, 2017).

El espécimen de acuerdo a la normatividad mexicana, la NOM-059-SEMARNAT-2010 no se encuentra en la categoría de riesgo en las especies nativas de México. En la cuestión internacional, se investigó en la Lista Roja de la IUCN (International Union of Conservation and Nature) de igual manera no se presenta en la lista de las especies amenazadas, asimismo se citó en el CITES (The Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) donde se cataloga al espécimen como no amenazada o que no se encuentra en riesgo.

El carbón derivado de las maderas duras presenta baja materia mineral, una morfología regular la cual permite cambios dimensionales y alteraciones, esto utilizando como compuesto activante el ácido fosfórico. El ácido fosfórico promueve alteraciones en la estructura a bajas temperaturas y la remoción del oxígeno e hidrógeno, además de un incremento en la aromaticidad y pérdida de caracteres alifáticos. Se confirma de igual manera que el uso de este

ácido en la activación en maderas duras es más efectivo en cuanto al rendimiento de activación, a temperaturas cercanas a 300°C debido al enlace con los materiales volátiles en el producto. Además, a temperaturas que se elevan hasta 450°C, el ácido promueve la reducción de peso y no la eliminación de celulosa y lignina de la madera, evitando llegar a temperaturas más altas con las que se trabaja sólo con el tratamiento térmico. Este fenómeno promueve la escisión del enlace del polímero y el ácido, haciendo que el primero forme radicales libres y una formación reticular (formación de cadenas tridimensionales de polímeros similar a una red). Con esto se concluye que la activación con el ácido fosfórico a temperaturas no mayores a 450°C promueven la preservación de la celulosa y lignina en las paredes de las celdas de la madera, aumentando el rendimiento de formación de los poros (alta porosidad) y una extensa superficie accesible a moléculas adsorbentes, conservando las propiedades de estos elementos al final de la producción del carbón activado, a diferencia que con el tratamiento térmico estos elementos se eliminan (Jagtoyen & Derbyshire, 1993).

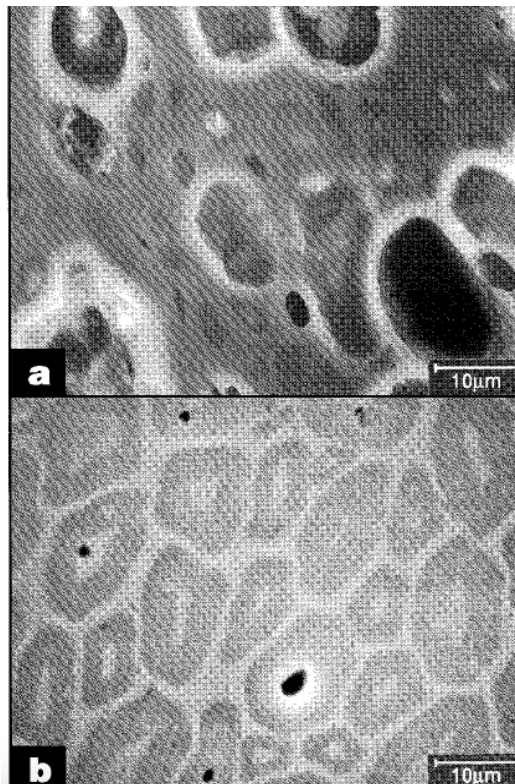


Figura 31 Micrografías electrónicas de barrido del Roble blanco con tratamientos: (a) químico (utilizando ácido fosfórico) y (b) térmico (Jagtoyen & Derbyshire, 1993)

La figura 31 describe la diferencia en la formación de los poros utilizando el tratamiento químico (a) y térmico (b), en donde con el tratamiento químico se observa la eficiencia de la formación y aumento de la porosidad derivado a la reticulación de la celulosa y lignina presentes en las maderas duras. A diferencia que con el tratamiento térmico (b) se elimina la celulosa y lignina, inhibiendo la formación de macroporos y por consiguiente, una deficiencia en cuanto a la porosidad de la superficie del carbón.



## **CAPÍTULO 4**

### **METODOLOGÍA**

En el presente capítulo se presentan los métodos y técnicas empleados para llevar a cabo el trabajo de investigación realizado, describiendo la obtención de elementos clave con el fin de someterlos a posteriores procesos para así registrar los datos los cuales se interpretarán como resultados.

El procedimiento con el que se llevó a cabo el proceso de manera global fue el siguiente:

- Se preparó y ajustaron los parámetros para la muestra sintética la cual se sometió al proceso, así como para determinar la eficiencia del mismo.
- La muestra sintética fue sometida al proceso de coagulación-floculación con el coagulante natural, donde se tomaron tiempos de 1 minuto para la mezcla rápida, 30 minutos para mezcla lenta y 30 minutos de sedimentación.
- Una vez terminada la coagulación-floculación se eligió la jarra con menor turbiedad (tomando como referencia la dosis aplicada u óptima), el agua tratada con el coagulante natural con el filtro de carbón activado procurando no saturar el recipiente donde es contenido.
- Se registraron los parámetros finales del agua para evaluar la eficiencia.

Asimismo se tomaron muestras de agua residual de distintos rangos de concentración para depurarla con el tren de tratamiento propuesto una vez obteniendo la dosis óptima del coagulante en el proceso de coagulación-floculación.

#### 4.1 PARÁMETROS ESTABLECIDOS Y MÉTODOS DE MEDICIÓN

Los parámetros físico-químicos establecidos para el proceso de coagulación-floculación son los siguientes:

- pH: 7
- Temperatura: 25°C
- Gradiente de velocidad:
  - a) Mezcla rápida: 100 RPM
  - b) Mezcla normal: 40 RPM
- Concentración del coagulante: Fue el valor con el que se determinó que concentración de acuerdo a la dosificación es la más eficiente para el proceso, y siendo las siguientes:
  - a) Al 30%
  - b) Al 40%
  - c) Al 50%
  - d) Al 60%

El proceso propuesto para la eliminación de la turbidez además de la medición de otros parámetros físico-químicos de la muestra de ácidos húmicos consistió en un pequeño tren de tratamiento el cual cuenta con procesos de:

- Coagulación-floculación
- Filtración con carbón activado

Se evaluaron los siguientes parámetros para la determinación de la eficiencia del proceso antes y después de tratar el agua de paso teniendo como el principal parámetro a medir la turbiedad (tabla 20).

Tabla 20 Parámetros físico-químicos a medir en el tren de tratamiento propuesto

PARÁMETRO	MÉTODO	INSTRUMENTACIÓN
Turbiedad	NMX-AA-038-SCFI-2001	Turbidímetro, marca Hanna, modelo LP2000.
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011	pH-metro, marca Hanna modelo HI99131.
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000	Conductímetro, marca Hanna, modelo HI99301.
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2013	Termómetro de mercurio de inmersión
Oxígeno disuelto	NMX-AA-012-SCFI-2001	OxÍmetro, marca Hanna, modelo HI9142.
Sólidos Totales	NMX-AA-028-SCFI-2001	Cápsulas de porcelana de 125 ml.
DQO	“Método rápido al dicromato” de Dr. de José Alfonzo Canche Uuh	Espectrofotómetro UV-Visible, marca HACH, modelo, DR 5000.
Sólidos Suspendidos Totales	NOM-AA-034-SCFI-2015	Cápsulas de porcelana de 125 ml.

Se evaluaron de igual manera la eficiencia por separado, es decir, la eficiencia de manera individual de la coagulación-floculación y la eficiencia de manera individual de la filtración, esto con el fin de obtener datos que conlleven a la comparación de procesos e interpretación de los datos, además de tener un control de los parámetros físico-químicos.

Como factor limitante del trabajo propuesto, sólo se evaluará la eficiencia del proceso en general e individual (coagulación-floculación y filtración por separado) en muestras sintéticas de ácidos húmicos con el fin de poder controlar las variables o parámetros ya mencionados. Se llevó a cabo, a manera de prueba, con el fin de documentar el comportamiento y eficiencia del tren de tratamiento propuesto, tratar agua residual proveniente de la Universidad de Quintana Roo.

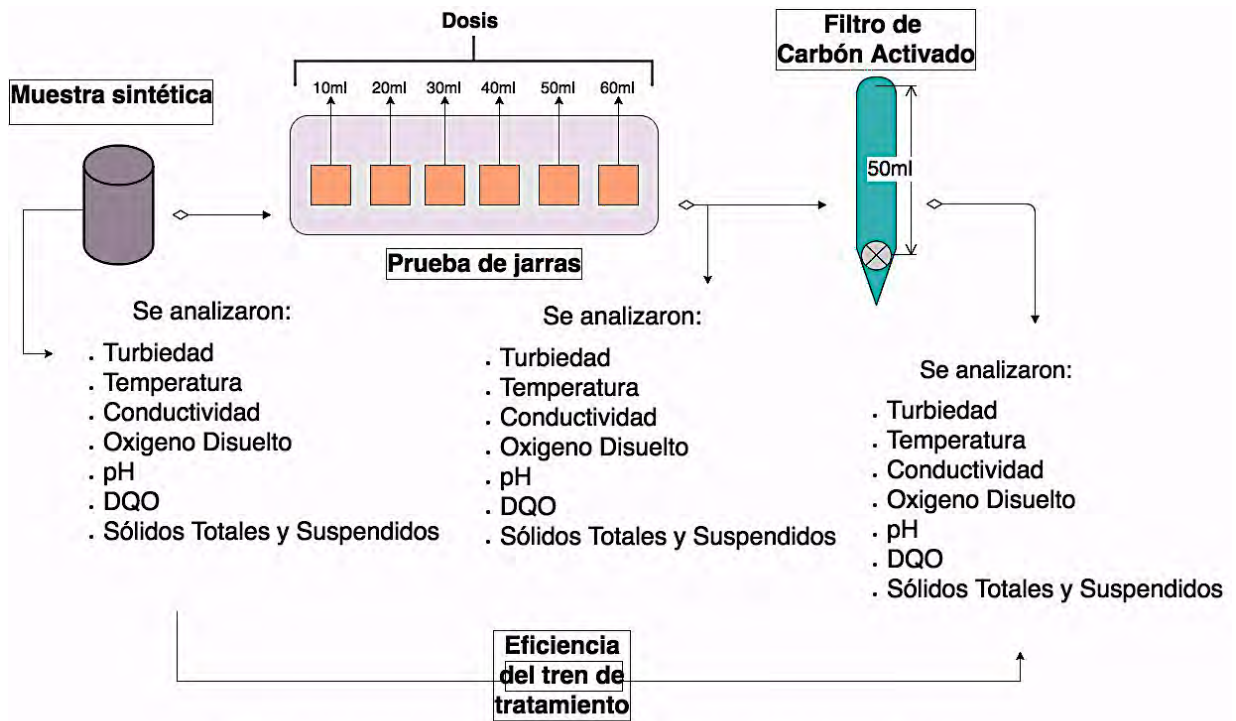


Figura 32 Diagrama general del tren de tratamiento propuesto

## 4.2 ÁCIDOS HÚMICOS

Con el fin de poder manejar los parámetros requeridos al inicio de la evaluación de la eficiencia del proceso, se prepararán muestras sintéticas con ácidos húmicos comerciales, esto va a permitir fijar la concentración de Demanda Química de Oxígeno (DQO), con el fin de poder simular la materia orgánica suspendida y disuelta característica del agua cruda (Canche, 2007).

### 4.2.1 Preparación de la muestra sintética

Se preparó una disolución madre de ácidos húmicos, disolviendo 2 gramos de ácidos húmicos tipo comercial (marca Fluka Switzerland, calidad AG) en 6 mL de NaOH al 1N y aforando a 92 ml de agua destilada (Canche, 2007).

Esta disolución se agitó en una placa magnética por 60 minutos para lograr una buena homogeneización de los ácidos húmicos que posteriormente se centrifugó durante 30 minutos a máxima velocidad (Canche, 2007).

La disolución se filtró por gravedad empleando un filtro Whatman grado 1575 (tamaño de poros menor a 2  $\mu\text{m}$ ) y finalmente se transfirió a una botella de vidrio ámbar donde se almacena en un refrigerador a 4°C (tiene una caducidad aproximadamente 6 meses). Con la precipitación básica ( $\text{pH} \geq 10$ ) se busca eliminar los metales que pudieran contener.

El contenido de carbono orgánico total (COT) que tendrá la disolución madre será de: 500 a 600 mgC/L.

La muestra sintética de ácidos húmicos se prepara a partir de la disolución madre mediante dilución con agua del grifo declorada con tiosulfato sódico al 0.25N y posteriormente acondicionado con ácido sulfúrico puro hasta pH 7-7.5, de esta manera por dilución con agua destilada se obtiene la muestra sintética de concentración deseada para los experimentos para ese día (caduca diariamente), (Canche, 2007).

La tabla 21 muestra los parámetros establecidos de las muestras sintéticas preparadas. Para la obtención de los parámetros establecidos de acuerdo a la tabla 23 se realizaron diluciones hasta alcanzar el volumen exacto para obtener una DQO deseable, en el capítulo de Discusión se detalla el proceso de obtención de dicho parámetro. Finalmente se obtiene una muestra sintética que simula una muestra de agua residual de entre baja y media concentración según su DQO.

Tabla 21 Parámetros físico-químicos establecidos para las muestras sintéticas

Turbidez	395 NTU
Temperatura	25°C
pH	7.72
Conductividad	0 mS
Oxígeno disuelto	3.5 mg/L
Demanda Química de Oxígeno	368 mg/L
Sólidos Totales	410 ppm
Sólidos Suspendidos Totales	776 ppm

Con el fin de tener un control de los parámetros medidos, así como de los datos estadísticos (tabla 21) se midieron los parámetros físico-químicos, antes de someter las muestras al proceso de coagulación-floculación. De dicho modo, una vez terminado el tiempo y velocidad de coagulación, así como la medición de la turbiedad después del proceso, se volverán a medir para la posterior comparación de resultados y definición de la eficiencia del proceso.

### 4.3 COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

Con el fin de tener un control de los parámetros medidos, así como de los datos estadísticos, se medirán los parámetros físico-químicos, antes de someter las muestras al proceso de coagulación-floculación. De dicho modo, una vez terminado el tiempo y velocidad de coagulación, así como la medición de la turbiedad después del proceso, se volverán a medir, para la posterior comparación de resultados y definición de la eficiencia del proceso.

#### 4.3.1 Preparación de la solución del gel o mucilago de *Aloe barbadensis*

Para llevar a cabo la determinación de la dosis óptima de coagulante, se prepararon cuatro soluciones de 250 ml al 30%, 40%, 50% y 60%.

Solución al 30%: Se separó la penca desde el tallo de manera de que no se rompiera, una vez separada la penca del tallo, se cortó la parte blanca eliminándola del tallo. A continuación se colocó en posición vertical para escurrir todo el acíbar posible en un lapso de 20 a 40 minutos. Se cortó la penca de los lados donde se encuentran las espinas y se retiró la hoja que cubre el gel.

Se separaron 75 g de gel del Aloe Vera para licuar y aforar con 250 ml de agua destilada por 20 segundos. Se filtró con un tamiz para remover la espuma generada por el licuado.

Finalmente se almacenó en un matraz aforado o en un vaso de precipitado según el uso inmediato que se le dé a la solución.

Solución al 40%: Se separaron 100 g de gel de Aloe Vera para licuar y aforar con 250 ml de agua destilada por 20 segundos. Se filtró con un tamiz para remover la espuma generada por el licuado. Finalmente se depositó en un matraz aforado o en un vaso de precipitado según el uso inmediato que se le dé a la solución.

Solución al 50%: Se separaron 125 g de gel del Aloe Vera para licuar y aforar con 250 ml de agua destilada por 20 segundos.

Se filtró con un tamiz remover la espuma generada por el licuado. Finalmente se depositó en un matraz aforado o en un vaso de precipitado según el uso inmediato que se le dé a la solución.

Solución al 60%: Se separaron 150 g de gel del Aloe Vera para licuar y aforar con 250 ml de agua destilada por 20 segundos. Se filtró con un tamiz para remover la espuma generada por el licuado. Finalmente se depositó en un matraz aforado o en un vaso de precipitado según el uso inmediato que se le dé a la solución.

La solución de Aloe Vera debe de utilizarse en las primeras 24 horas después de su preparación, ya que presenta un tiempo de oxidación rápido y con esto la pérdida de sus propiedades. Se puede observar cuando la materia ya está en su proceso de oxidación una vez que se presenta una coloración ligeramente rosada o café (Nougode, et al., 2016).

Se empleó el “Manual de prácticas: Operaciones Unitarias Ila” (Canche *et al.*, 2016), para llevar a cabo la “prueba de jarras” y la determinación de la dosis óptima de coagulante.

Procedimiento: Se determinaron los parámetros fisico-químicos establecidos en la tabla 21 para las muestras sintéticas.

Se seleccionó el rango para la dosis de coagulante, para cada prueba, como se muestra en la tabla 22:



Tabla 22 Dosificación de los coagulantes del gel de *Aloe barbadensis* según la solución

Número de prueba	Coagulante	Dosis en ml					
1	Solución al 30%	10	20	30	40	50	60
2	Solución al 40%	10	20	30	40	50	60
3	Solución al 50%	10	20	30	40	50	60
4	Solución al 60%	10	20	30	40	50	60

Se llenaron las jarras con la muestra, colocándolas en el agitador múltiple e introduciendo las paletas giratorias en cada jarra. Las dosis del coagulante se colocaron en un vaso de precipitado para luego succionar con la jeringa el volumen de la dosificación correspondiente. Se hicieron girar las paletas a una velocidad de 100 RPM donde de manera inmediata se inyectó el contenido de las jeringas a cada jarra.

Se esperó 60 segundos de agitación rápida a 100 RPM, luego de haber pasado este tiempo se disminuyó la velocidad a 40 RPM y se dejó flocular 30 minutos.

Después de haber pasado los 30 minutos para el periodo de floculación se suspendió la agitación y se entró en la fase de la sedimentación por 30 minutos.

Se tomaron las muestras luego de haber pasado el tiempo anterior descartando los primeros 10 ml ya que se aloja el agua cruda antes del proceso permitiendo el paso del agua ya tratada. Se procedió a medir la turbiedad del agua con 10 ml de agua tratada. Los resultados se graficaron seleccionando la dosis óptima, la que presente menos turbiedad, la cual se procedió al filtrado de la misma con el filtro de carbón activado propuesto. Se repitió la prueba con las otras soluciones propuestas. La figura 33 muestra de manera general el proceso de coagulación-floculación del tren de tratamiento.

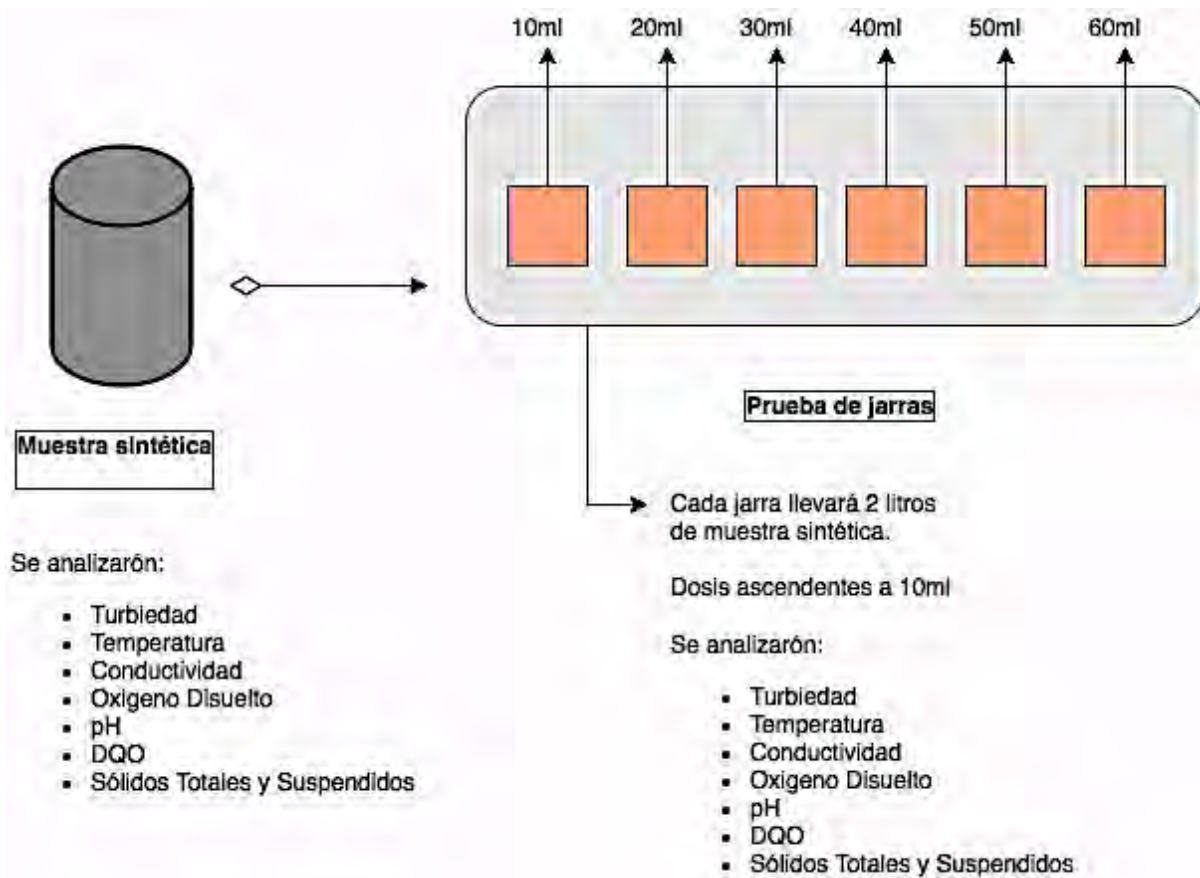


Figura 33 Proceso de coagulación-floculación del tren de tratamiento

#### 4.4 CARBÓN ACTIVADO

El procedimiento para la obtención del carbón activado y su activación química es una adaptación del siguiente trabajo: Aprovechamiento de los residuos maderables de la actividad forestal, estudio de caso: Maderas de la Zona Maya de Quintana Roo S.A. DE C.V. (Cough, 2016).

La madera se cortó de manera que queden trozos de 3 a 4 cm de diámetro para facilitar su carbonización.

Para la carbonización se colocaron 300 g de los pedazos de madera en cápsulas de porcelana, posteriormente se colocaron en una mufla a 300°C durante aproximadamente 45 minutos.

Una vez pasados los 45 minutos, se apagó la mufla y se esperó su enfriamiento durante 15 minutos.

Luego de haber pasado los 15 minutos se extrajo las cápsulas de porcelana y rociaron con agua destilada para controlar su consumo. Posteriormente se colocaron en una estufa con temperatura de 60°C durante 60 minutos para su secado. Para su enfriamiento se dejó a temperatura ambiente 60 minutos. La tabla 23 presenta la granulometría general según las mallas seleccionadas:

Tabla 23 Tamaños de granos según la malla

Malla (número)	Pulgadas	Micrones ( $\mu\text{m}$ )	Milímetros
14	0.0555	1410	1.410
18	0.0394	1000	1.000
25	0.0280	707	0.707
35	0.0197	500	0.500
60	0.0098	250	0.250
100	0.0059	149	0.149
140	0.0041	105	0.105

Con esto se obtuvo una granulometría del 25x35, esto quiere decir que la materia que pasa por el número de tamiz 25 (0.7 mm), queda retenida en el número 35 (0.5 mm).

Se obtuvo un tamaño efectivo de al menos 0.5 mm y se clasificó como arena gruesa o grano grueso, sea arena gruesa o grano grueso 1 mm (Román *et al.*, 2013).

Se obtuvieron granos gruesos de 0.5mm a 1mm. Los granos se confinaron en viales de 50 ml para evitar daños por la humedad.

Se optó por un carbón activado de tipo granular (CAG) ya que es el tipo de carbón activado que comúnmente se utiliza para sistemas de aguas privadas y es el tipo que se comercializa más en el mercado, con esta última, tratando de producir carbón con el mismo rango de tamaño. Además, de ser efectivos para remover químicos orgánicos puede remover trazas orgánicas en desperdicios industriales, plomo, así como el olor y sabor en el agua potable (Lemley *et al.*, 1995) .

#### **4.4.1 Activación química**

Se preparó una disolución de ácido fosfórico ( $H_3PO_4$ ) al 30% en 250 ml, pero debido a que la solución del ácido está al 87%, se procede con lo siguiente (7) para el volumen exacto de activación y posterior dilución en 250 ml:

$$\text{concentración: } \frac{30\%}{x} : \frac{87\%}{250 \text{ ml}} ; x = 86.20 \text{ ml} \quad (7)$$

Se colocaron 50 gramos del carbón en una cápsula de porcelana y se agregaron 50 ml de la disolución, manteniendo una relación por cada gramo de carbón, 1 ml de la disolución se utilizó. Se le agregó de igual manera 50 ml de agua destilada, dejando reposar durante 1 hora para su impregnación.

Se introdujeron las cápsulas durante 1 hora a 120°C en una mufla. Posteriormente se dejaron enfriar a temperatura ambiente durante 1 hora.

Para el lavado de las muestras, se introdujo la muestra en 300 ml de agua destilada en un vaso de precipitado de 500 ml sobre una placa agitadora, a un rango de 200 RPM durante 20 minutos. El procedimiento se efectuó de la misma manera en cada muestra obtenida e impregnada con el ácido fosfórico, así como en cada lavado hasta obtener un pH de 4.

Para su secado las muestras se introdujeron en un horno a una temperatura de 80°C durante 6 horas. Una vez secas las muestras, se confinaron en los viales de 50 ml y puestos en un desecador. El carbón posteriormente al momento de usarse, se pesaron 25 g, mismo que se colocó en la bureta de 50 ml (figura 34).

El volumen de agua a tratar después del proceso de coagulación-floculación con la dosis óptima de coagulante fue de 150 ml, esto para no saturar rápidamente el carbón activado utilizado de acuerdo a la cantidad empleada para el filtro.

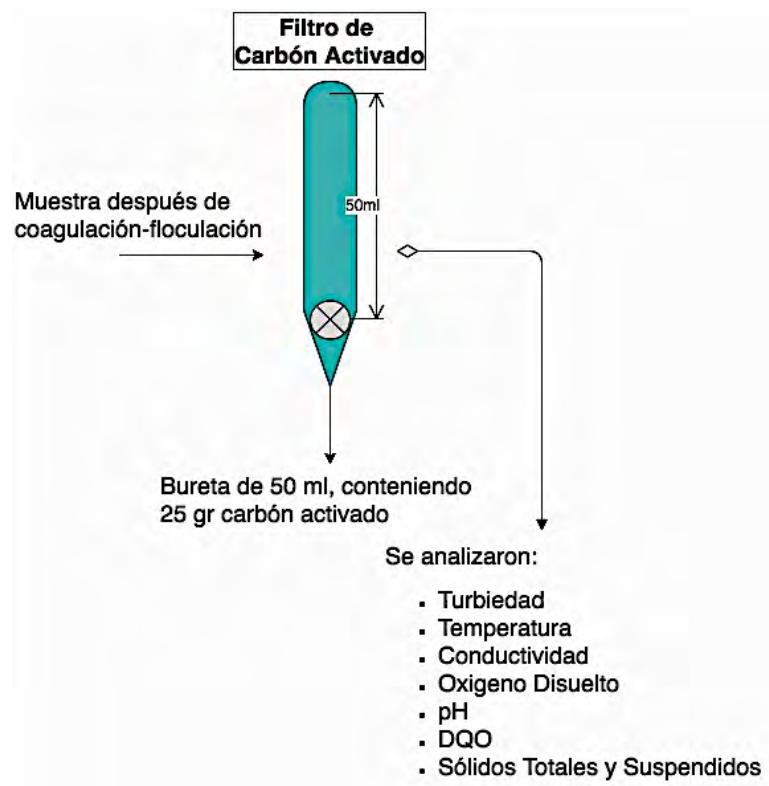


Figura 34 Filtro de carbón activado

#### 4.5 MUESTRAS DE AGUA RESIDUAL

Una vez terminadas las pruebas para determinar la dosis óptima del coagulante y las pruebas mencionadas se procedió a tratar agua residual doméstica, siendo la dosis óptima definitiva del proceso de coagulación-floculación de 50 ml del coagulante al 30%, midiendo los mismos parámetros físico-químicos de las muestras sintéticas con el fin de probar la eficiencia del tren de tratamiento propuesto en muestras reales. Las muestras fueron obtenidas en la Universidad de Quintana Roo (UQROO), procurando obtener (de acuerdo a las actividades de la institución) aguas de distintos rangos de valores físico-químicos.

En la caracterización de éstas aguas residuales, se tomó como indicador contaminante, a la Demanda Química de Oxígeno (DQO), además de basarse en los criterios de caracterización según Tchobanoglous & Burton (1995), (tabla 8).

La tabla 24 establece los parámetros físico-químicos del agua residual doméstica de media concentración. La muestra fue tomada en temporada de baja actividad o producción de agua residual en la institución, dando con fechas de inactividad escolar (según la Secretaría de Educación Pública, 2017) del 9 al 24 de abril del 2017 (Semana Santa); la fecha de muestreo fue el 21 de abril, esto como medida para asegurar que el agua residual presenta baja concentración de DQO.

Tabla 24 Parámetros físico-químicos del agua residual de baja concentración

AGUA RESIDUAL DE BAJA CONCENTRACIÓN	
Parámetro	Medida
Turbidez	57.2 NTU
Temperatura	25.7 °C
pH	8.1
Conductividad	1.6 mS
Oxígeno Disuelto	2.8 mg/L
Demanda Química de Oxígeno	130 mg/L
Sólidos Totales	1237 ppm
Sólidos Suspendidos Totales	243 ppm

La tabla 25 establece los parámetros físico-químicos del agua residual doméstica de media concentración. El muestreo se realizó dos semanas después del primer muestreo, teniendo como fecha el 9 de Mayo del 2017, esto con el objetivo de asegurar una regulación en la producción de aguas residuales.

Tabla 25 Parámetros físico-químicos del agua residual de media concentración

AGUA RESIDUAL DE MEDIA CONCENTRACIÓN	
Parámetro	Medida
Turbidez	541 NTU
Temperatura	28.4 °C
pH	7.74
Conductividad	5.8 mS
Oxígeno Disuelto	0.29 mg/L
Demanda Química de Oxígeno	779 mg/L
Sólidos Totales	1914 ppm
Sólidos Suspendidos Totales	457 ppm

## **CAPÍTULO 5**

### **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

El siguiente capítulo contiene los resultados obtenidos durante la realización del presente trabajo, iniciando con la obtención de la DQO deseable para las muestras sintéticas a tratar, para esto se realizaron diluciones hasta obtener la DQO requerida de manera fraccionada. De igual manera se desglosan los resultados obtenidos del tratamiento de las muestras sintéticas preparadas a lo largo de los dos procesos establecidos, comparándolos de acuerdo a sus eficiencias y diferencias de remoción de sus parámetros medidos. Continuando con los resultados del tren de tratamiento, se incluyen los resultados obtenidos al tratar las muestras de agua residual una vez obtenida la dosis con óptima eficiencia de remoción de la turbiedad en las muestras sintéticas. Finalmente se registraron los datos que pertenecen a la eficiencia del filtro de carbón activado, esto con el fin de saber el volumen de agua que puede tratar según la concentración de contaminantes en la misma. En el apartado de discusión se abordarán con más detalle los resultados obtenidos, comparándolos entre sí, así como con la normatividad mexicana y española.



## 5.1 RESULTADOS

### 5.1.1 Obtención de la DQO deseable para la muestra sintética

Para obtener los parámetros deseados en la muestra sintética, se enfocó como parámetro guía a la Demanda Química de Oxígeno (DQO), ya que se buscaba simular un agua residual domestica de entre baja a alta concentración de contaminación. Se diluyeron varias muestras en matraces Erlenmeyer de 50 ml aforándolos a la marca, esto con el fin de minimizar la cantidad de volumen de la solución madre preparada. En la siguiente tabla 26 se presentan las muestras preparadas y su DQO correspondiente de acuerdo al volumen de muestra diluida:

Tabla 26 Volumen de la solución madre diluida y su DQO correspondiente

Muestra (ml)	0.2	0.4	0.6	0.8
DQO (mg/L)	64	216	320	368

La siguiente figura 35 representa la tendencia de la DQO en cuanto a la muestra preparada, con una tendencia lineal casi perfecta o coeficiente de determinación (del 95,01%), por lo que los datos presentan una correlación creciente:

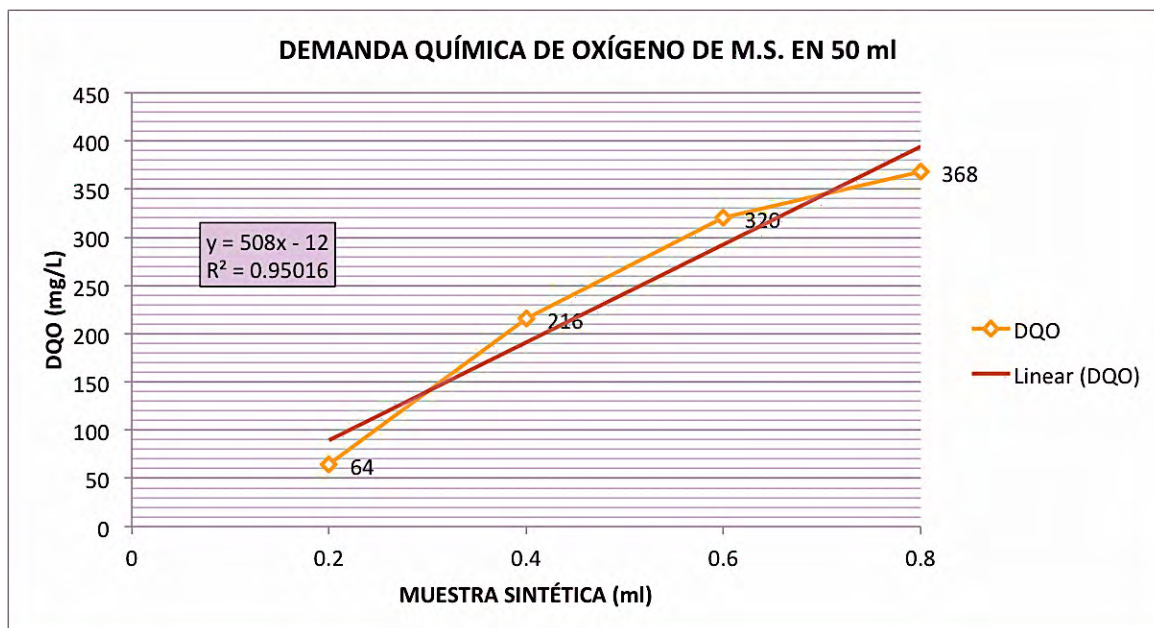


Figura 35 Tendencia de la DQO en cuanto a la muestra sintética preparada

Finalmente se escogió como muestra sintética a preparar en 2 litros la muestra de la solución madre de 0.8 ml, ya que se obtuvo una DQO deseable. La ecuación (8) representa el cálculo para obtener el volumen de solución madre a aforar en 2 litros de agua destilada:

$$((0.8 \text{ ml de la solución madre} \times 20) \times 2) = 32 \text{ ml de muestra sintética} \quad (8)$$

### **5.1.2 Resultados del tratamiento de las muestras sintéticas con el tren de tratamiento propuesto**

El siguiente apartado presenta y describe las tablas y figuras relacionadas al tratamiento con el tren de tratamiento propuesto, ordenados en: proceso de coagulación-floculación y filtración; clasificándolos de acuerdo a la concentración del coagulante orgánico utilizado.

#### **5.1.2.1 Coagulante al 30%**

Los siguientes resultados pertenecen al tratamiento realizado a las muestras sintéticas con el tren de tratamiento propuesto, tomando como referencia la solución al 30% del coagulante orgánico.

Se prepararon las muestras sintéticas para la prueba de jarras con el fin de tratarlas con el coagulante orgánico propuesto con una concentración al 30% para el proceso de coagulación-floculación.

La figura 36 representa las dosificaciones y su comportamiento en la remoción de la turbidez. Se observa que de la dosis de 10 ml a la dosis de 30 ml presenta una reducción constante en la turbiedad de la muestra sintética, la cual hasta la dosis de 30 ml fue del 28.35% en comparación con la muestra inicial. A partir de la dosis de 30 ml a la dosis de 40 ml se observa un decremento en la reducción de la turbiedad (0.51%) derivado del volumen utilizado y la saturación de polímeros que impiden una correcta fuerza electrostática entre el sistema coloidal, que posteriormente se reestabiliza. De la dosis de 40 ml a la dosis de 50 ml se presenta otra reducción, siendo la dosis de 50 ml la cual representa la dosis óptima, ya que

fue la dosis que más redujo la turbiedad en la muestra, teniendo un porcentaje de remoción del 31.13% reduciendo hasta 272 NTU. La jarra con la muestra tratada con la dosis de 50 ml del coagulante propuesto posteriormente se procedió a analizar los demás parámetros físico-químicos (tabla 27).

La dosis de 60 ml no presenta una reducción favorable a comparación con la de 50 ml, presentando una reducción del 28.35%, con una diferencia en la eficiencia de remoción de 2.78%, a favor de la dosis de 50 ml. En el apartado de Discusión se abordará la relación que presentan las dosis con la turbiedad en las muestras sintéticas.

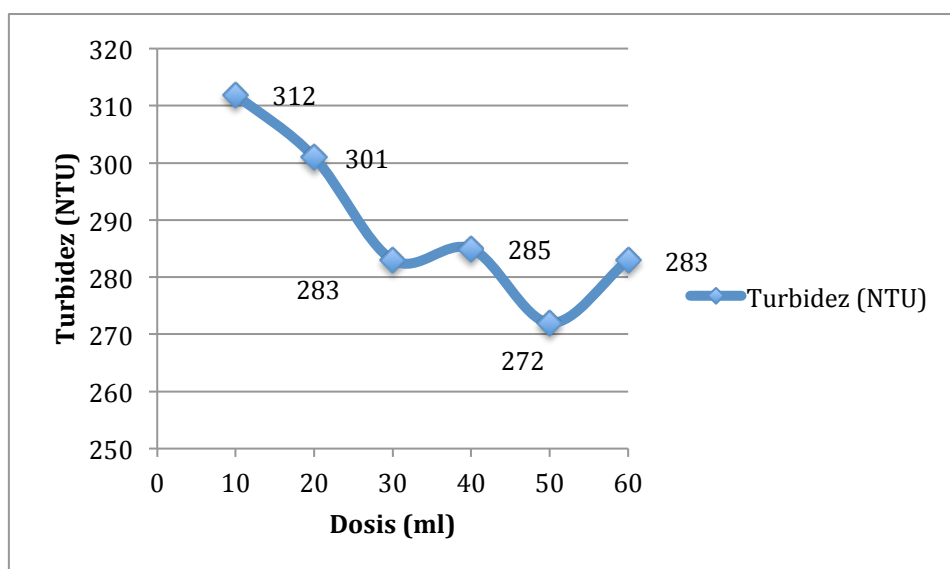


Figura 36 Dosis del coagulante (30%) vs turbiedad

De acuerdo con la tabla 27 los parámetros que se favorecieron significativamente con el tratamiento de coagulación-floculación (decremento en sus índices) fueron la turbiedad (con un 31.13%), la DQO (24.45%) y los sólidos suspendidos totales (90.46%), en donde se tomaron en cuenta a partir de la dosis óptima. Esta muestra tratada posteriormente se trató con el filtro de carbón activado propuesto.

Tabla 27 Parámetros físico-químicos de la dosis óptima de la solución al 30% después del proceso de coagulación-floculación

Parámetro	Medida
Turbidez óptima	272 NTU
pH óptimo	6.51
Temperatura	24.7 °C
Conductividad	0 mS
DQO	278 mg/L
Sólidos suspendidos (SST)	74 ppm
Sólidos totales (ST)	310 ppm
OD	3.5 mg/L

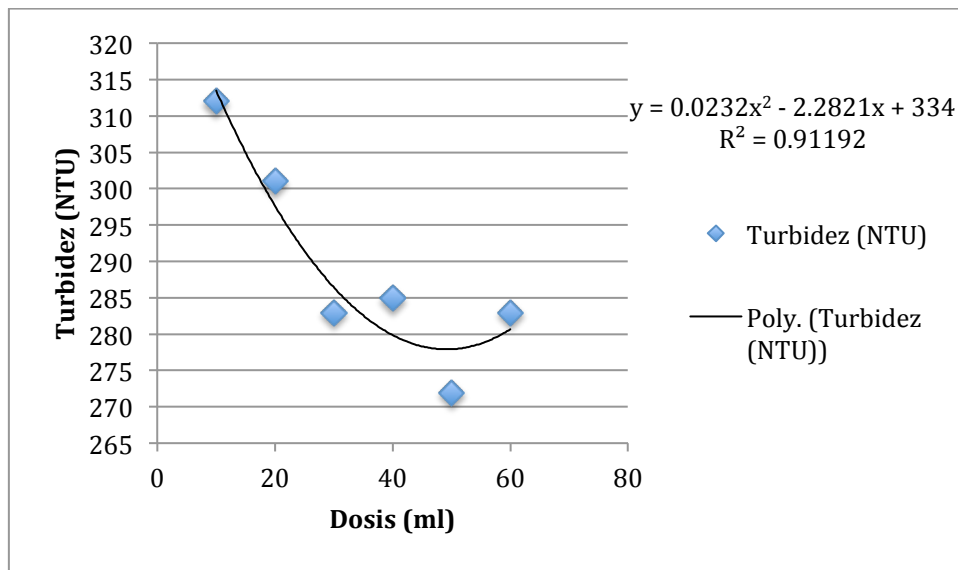


Figura 37 Gráfica de dispersión y tendencia de las dosis del coagulante al 30%

La figura 37 muestra la dispersión de los puntos para la dosis del coagulante al 30% se puede apreciar una tendencia casi perfecta de acuerdo a la disminución de la turbiedad, presentando una curva de la forma polinomial, en la cual existe una dependencia de la turbidez de acuerdo a las dosis. En el apartado de Discusión se explicará más a detalle esta dependencia.

Después del proceso de filtración, se analizaron los mismos parámetros físico-químicos (tabla 28) en donde una vez más, la turbidez se vio afectada en cuanto a la disminución, aumentando la eficiencia de remoción a un 46.10% a comparación con la coagulación. La DQO y los SST de igual forma sufrieron estos aumentos en su eficiencia de remoción utilizando el filtro de carbón activado (23.64% y 8.24% respectivamente).

Tabla 28 Parámetros físico-químicos de la muestra después de la filtración (coagulante al 30%)

Parámetro	Medida
Turbidez	89.9 NTU
pH	2.75
Temperatura	24.3 °C
OD	3.2 mg/L
Conductividad	0.5 mS
DQO	191 mg/L
SST	10 ppm
ST	296 ppm

La tabla 28 de igual forma demuestra los resultados finales del tren de tratamiento, donde los valores más significativos en cuanto a su decremento los presentan la turbidez, la DQO y los SST. En el apartado de Discusión se abordará los ligeros cambios y posterior tratamiento de algunos valores físico-químicos, como lo es el aumento de la acidez, y la relación que presenta la reducción de los SST en conjunto con la turbiedad.

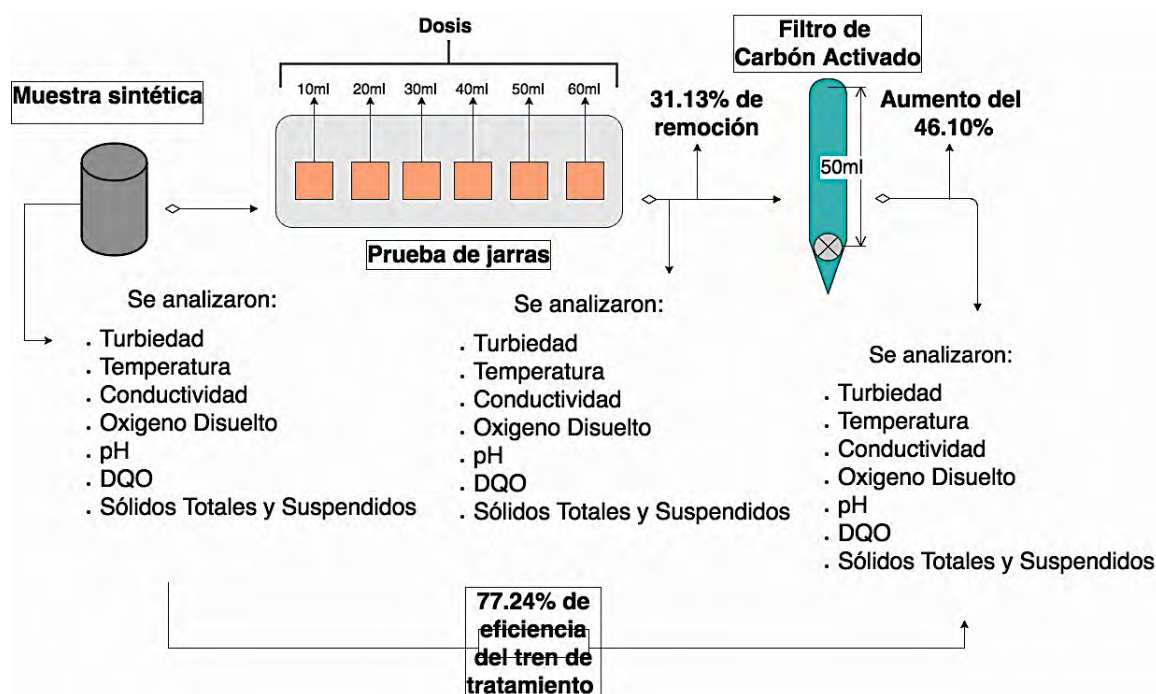


Figura 38 Diagrama general de la eficiencia del tren de tratamiento en la disminución de la turbidez empleando el coagulante al 30% y filtración

Las siguientes figuras detallan de manera más clara las diferencias que presentaron los parámetros que más decremento significativo presentaron.

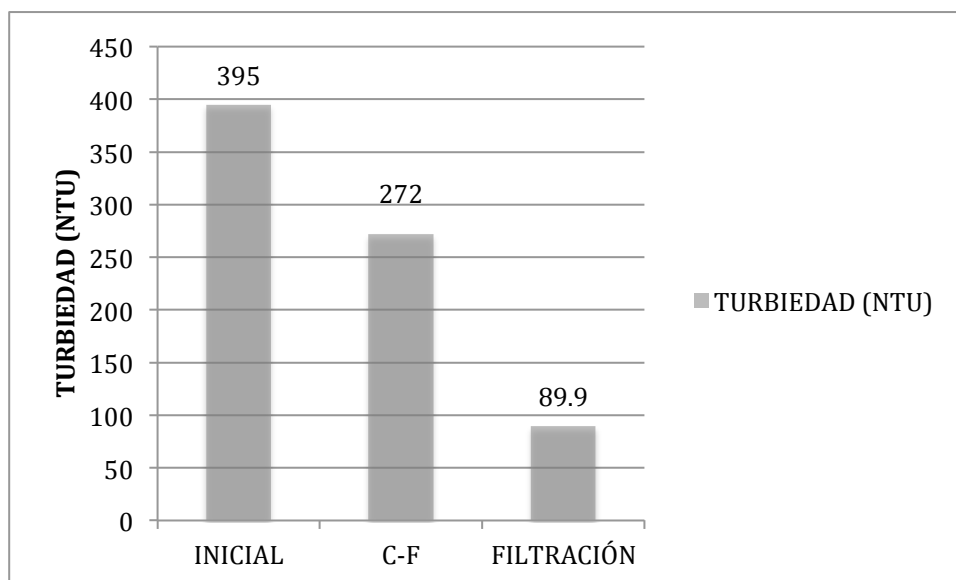


Figura 39 Decremento de la Turbiedad de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 30% y filtración

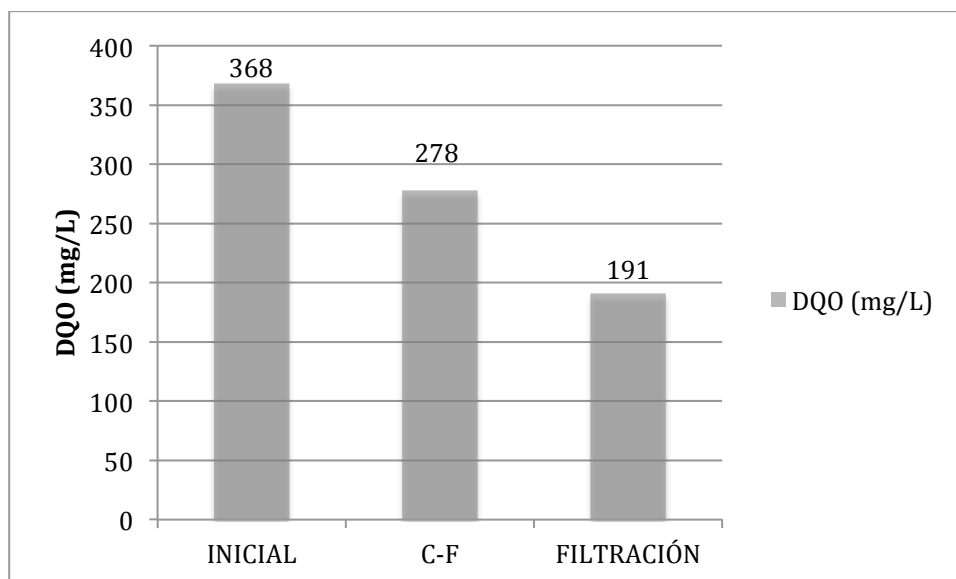


Figura 40 Decremento de la DQO de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 30% y filtración

La figura 39 detalla de manera más clara las diferencias en valores NTU de la turbiedad presentada al termino del tratamiento en cada proceso. Como ya se mencionó anteriormente en este apartado, la eficiencia de remoción presentada al final del proceso de coagulación-

floculación con el coagulante orgánico propuesto presenta un eficiencia del 31.13%. Asimismo, en la filtración aumentó a un 46.10%, a diferencia del proceso de coagulación-floculación, dando como resultado, en general, la remoción de la turbidez en la muestra sintética empleando el tren de tratamiento propuesto, un 77.24% (figura 38).

La figura 40 presenta la disminución de la DQO a lo largo de cada proceso del tren de tratamiento propuesto en valores de mg/L tomando como referencia el coagulante. En el proceso de coagulación-floculación presenta una remoción del 24.45% a diferencia del valor inicial de la muestra. Con ayuda del filtro de carbón activado propuesto, esta eficiencia aumentó, con un valor del 23.64%. Finalmente, la remoción general de la DQO empleando el

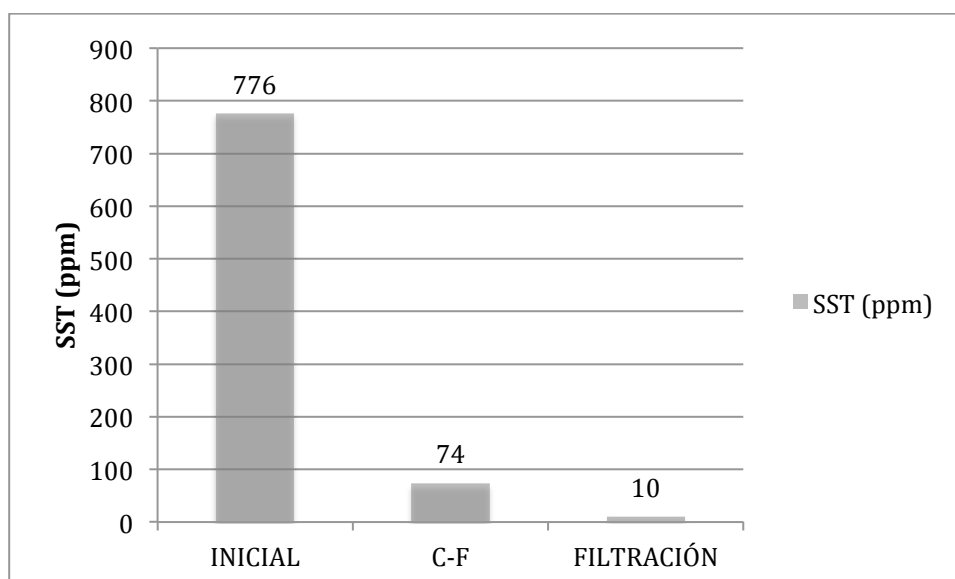


Figura 41 Decremento de los SST de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 30% y filtración

De acuerdo a la figura 41 se ilustra gráficamente la disminución de los sólidos suspendidos totales en unidades de ppm de acuerdo al proceso en que fue sometida la muestra sintética. En la coagulación-floculación, se obtuvo una eficiencia de remoción del 90.46% a diferencia del valor inicial de la muestra. En la filtración se aumentó esta eficiencia en un 8.24%, dando como resultado que la eficiencia de remoción de SST de manera general del tren de tratamiento un 98.71%.

### 5.1.2.2 Coagulante al 40%

Los siguientes resultados pertenecen al tratamiento realizado a las muestras sintéticas con el tren de tratamiento propuesto, tomando como referencia la solución al 40% del coagulante orgánico.

Se prepararon las muestras sintéticas para la prueba de jarras con el fin de tratarlas con el coagulante orgánico propuesto con una concentración al 40% para el proceso de coagulación-floculación.

La figura 42 representa las dosificaciones y el comportamiento de las mismas en cuanto a la disminución de la turbiedad. Se observa de acuerdo a la Figura 1. un decremento en la turbidez de la dosis de 10 ml a la dosis de 20 ml de 29.36% en total. A partir de la dosis de 20 ml se presenta un decremento en la remoción, aumentando un 0.25% la turbidez, para luego, en la dosis de 40 ml, presentar una remoción igual que con la dosis de 20 ml. El valor más alto, en cuanto a la eficiencia de remoción de la turbidez, fue de la dosis de 60 ml, con un 30.12%, alcanzando hasta 276 NTU en general. En el apartado de Discusión se abordará la relación que presentan las dosis con la turbiedad en las muestras sintéticas.

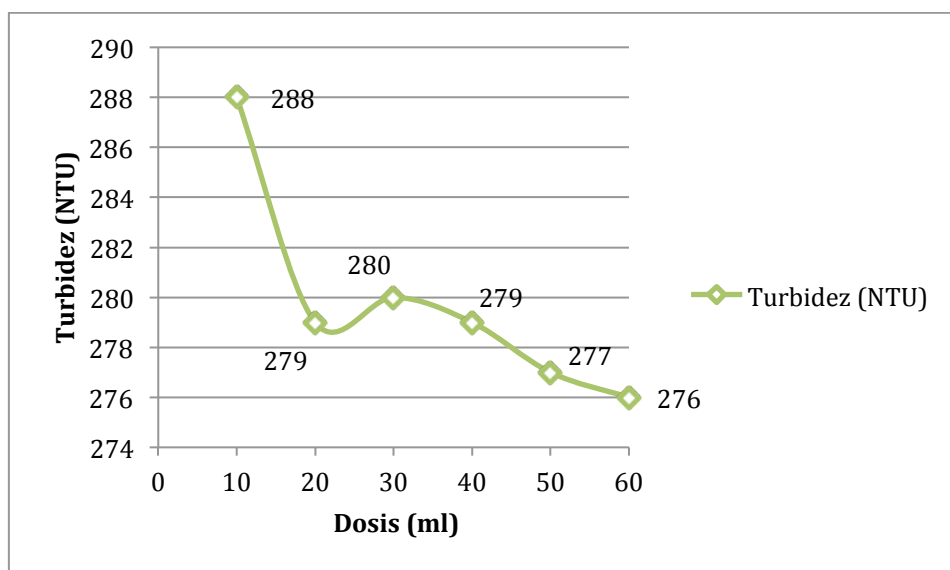


Figura 42 Dosis del coagulante (40%) vs turbiedad



Tabla 29 Parámetros físico-químicos de la dosis óptima de la solución al 40% después del proceso de coagulación-floculación

Parámetro	Medida
Turbidez óptima	276 NTU
pH óptimo	6.08
Temperatura	25.6 °C
Conductividad	0 mS
DQO	155 mg/L
Sólidos suspendidos (SST)	76 ppm
Sólidos totales (ST)	340 ppm
OD	2.8 mg/L

De acuerdo con la tabla 29 los parámetros que se favorecieron significativamente con el tratamiento de coagulación-floculación (decremento en sus índices) fueron la turbidez (con un 30.12%), la DQO (57.88%) y los sólidos suspendidos totales (90.20%), en donde se tomaron en cuenta a partir de la dosis óptima. Esta muestra tratada posteriormente se trató con el filtro de carbón activado propuesto.

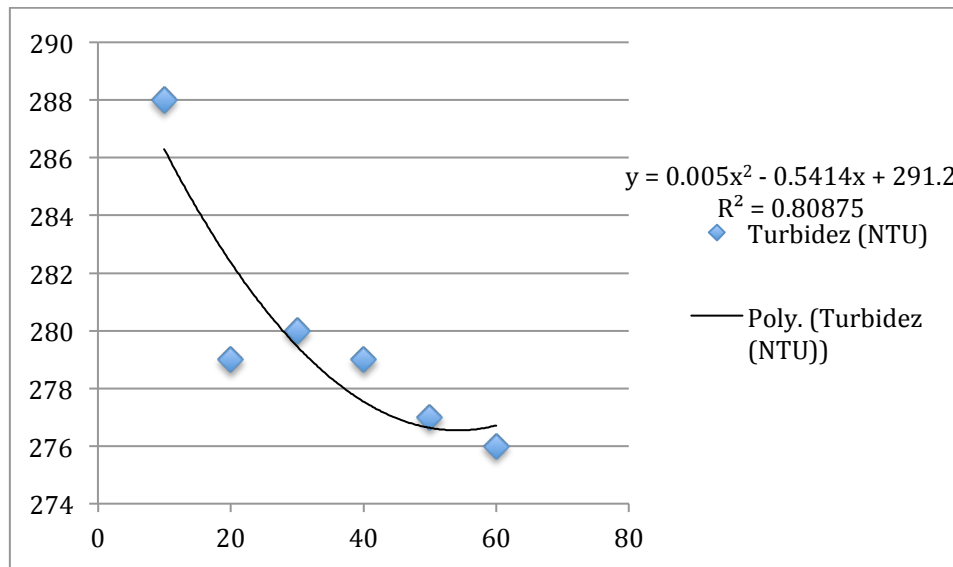


Figura 43 Gráfica de dispersión y tendencia de la dosis del coagulante al 40%

La figura 43 muestra la dispersión de los puntos para la dosis del coagulante al 40% en donde se puede apreciar una tendencia de acuerdo a la disminución de la turbiedad, siendo una curva polinomial, ilustrando una dependencia de la turbidez de acuerdo a las dosis. En el apartado de discusión se explicará más a detalle esta dependencia.

Después del proceso de filtración, se analizaron los mismos parámetros físico-químicos (tabla 30) demostrando que la turbidez se vio afectada en cuanto a la disminución, aumentando la eficiencia de remoción a un 47.19% a comparación con la coagulación. La remoción de la DQO aumentó en un 11.41% y los SST en un 6.95% respectivamente, empleando el filtro de carbón activado.

Tabla 30 Parámetros físico-químicos de la muestra después de la filtración (coagulante al 40%)

Parámetro	Medida
Turbidez	89.6 NTU
pH	2.49
Temperatura	25.2 °C
OD	2.4 mg/L
Conductividad	0.6 mS
DQO	113 mg/L
SST	22 ppm
ST	332 ppm

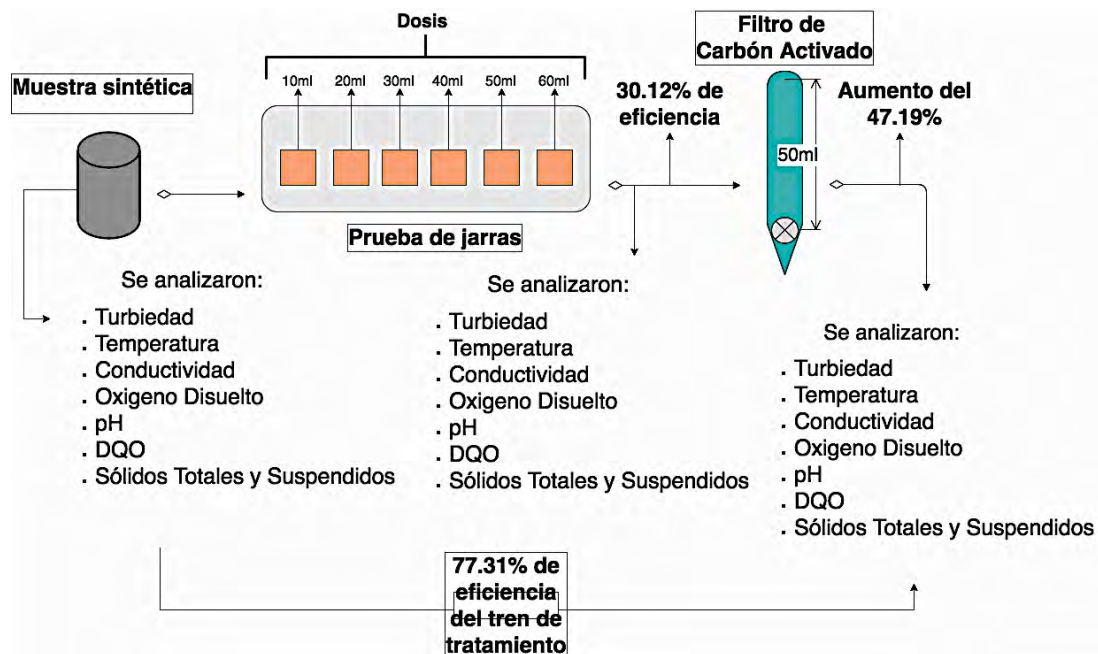


Figura 44 Diagrama general de la eficiencia del tren de tratamiento en la disminución de la turbidez empleando el coagulante al 40% y filtración

Las siguientes figuras detallan de manera más clara las diferencias que presentaron los parámetros que más decremento significativo presentaron.

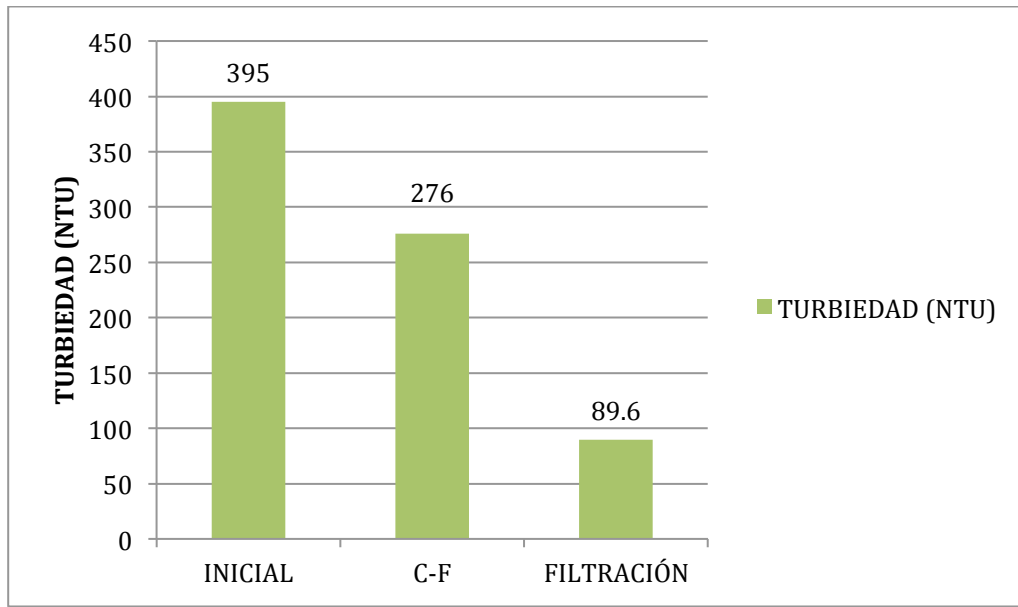


Figura 45 Decremento de la Turbiedad de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 40% y filtración

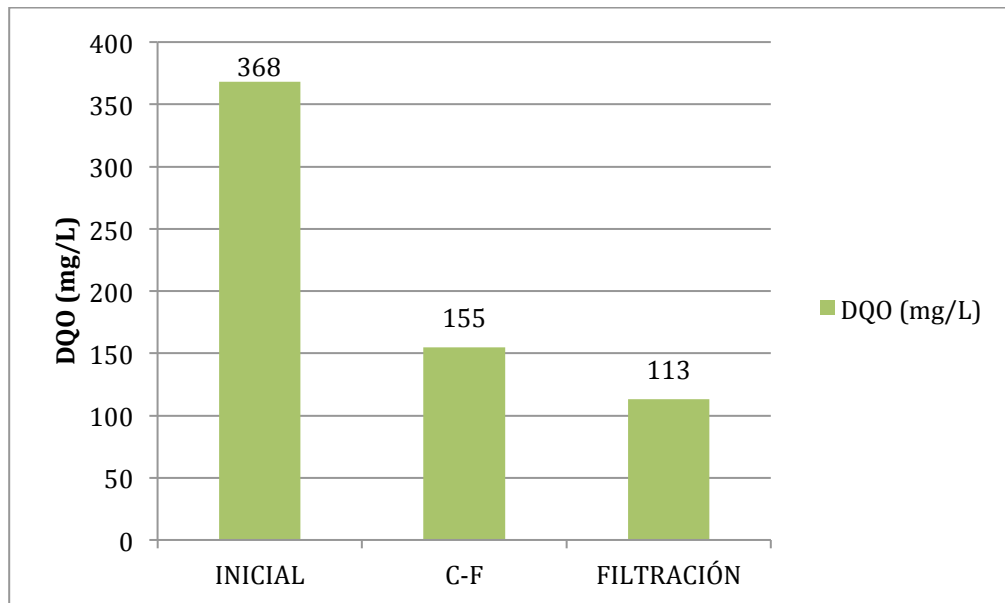


Figura 46 Decremento de la DQO de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 40% y filtración

La figura 45 grafica de manera más detallada las diferencias en valores NTU de la turbiedad presentada al termino del tratamiento en cada proceso. Como ya se mencionó anteriormente en este apartado, la eficiencia de remoción presentada al final del proceso de coagulación-floculación con el coagulante orgánico propuesto, presenta un eficiencia del 30.12%. En la filtración aumentó a un 47.19%, dando como resultado general la remoción de la turbidez en

la muestra sintética empleando el tren de tratamiento propuesto una eficiencia de 77.31% (figura 44).

La figura 46 grafica la disminución de la DQO de acuerdo a cada proceso del tren de tratamiento propuesto en valores de mg/L tomando como referencia la concentración coagulante. En el proceso de coagulación-floculación presenta una remoción del 57.88% a diferencia del valor inicial de la muestra. En la filtración con el carbón activado propuesto, esta eficiencia aumentó, con un valor del 11.41%. La remoción de manera general de la DQO empleando el tren de tratamiento propuesto fue del 69.29%.

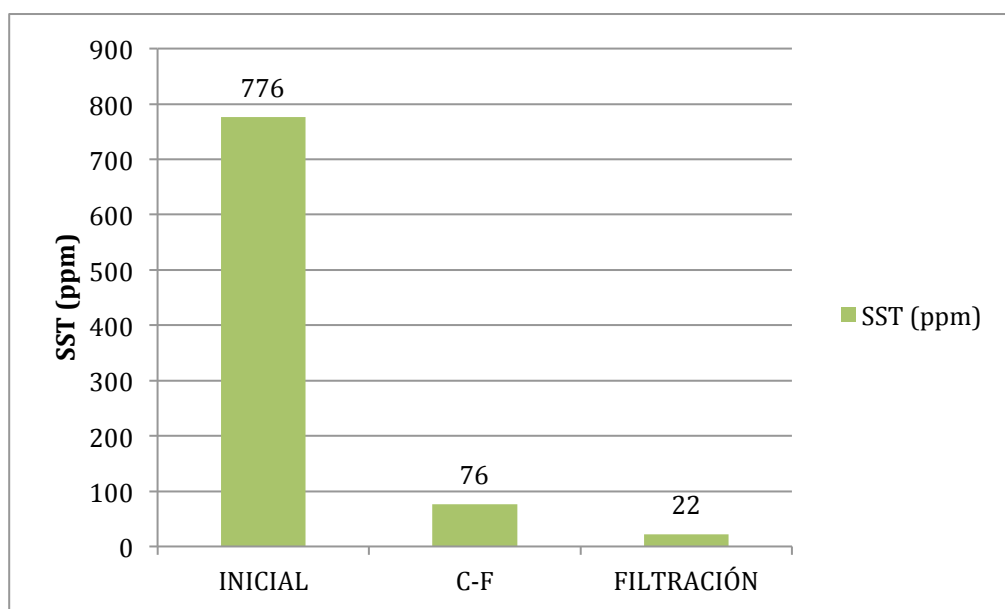


Figura 47 Decremento de los SST de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 40% y filtración

De acuerdo a la figura 47 se presenta gráficamente la disminución de los sólidos suspendidos totales en unidades de ppm de acuerdo a cada proceso en que fue sometida la muestra sintética. En el proceso de coagulación-floculación, se obtuvo una eficiencia de remoción del 90.20%. En el proceso de filtración, aumentó esta eficiencia en un 6.95%. La eficiencia general del tren de tratamiento en la remoción de los SST es de 97.16%.

### 5.1.2.3 Coagulante al 50%

Los siguientes resultados pertenecen al tratamiento realizado a las muestras sintéticas con el tren de tratamiento propuesto, tomando como referencia la solución al 50% del coagulante orgánico.

Se prepararon las muestras sintéticas para la prueba de jarras con el fin de tratarlas con el coagulante orgánico propuesto con una concentración al 50% para el proceso de coagulación-floculación.

La figura 48 representa las dosificaciones y el comportamiento de las mismas en cuanto a la disminución de la turbiedad. Presenta picos exponenciales variados (dos en total). La máxima remoción se observa que la presenta la dosis de 20 ml con 284 NTU, misma que posee una eficiencia de remoción del 28.10%.

Se presenta de inmediato, en la dosis de 30 ml, una alza del 1.52% en la turbiedad.

Seguidamente, las dosis de 40 ml y 50 ml proporcionan un decremento en la turbiedad, donde la última alcanza una eficiencia del 27.59%, sin embargo, se considera más eficiente la dosis de 20 ml a comparación de la de 50 ml.

Finalmente, la dosis de 60 ml no promueve la remoción de la turbidez, aumentando ésta en un 2.27%, siendo la dosis menos efectiva en comparación con las demás mostradas presentando una eficiencia de remoción del 25.32%

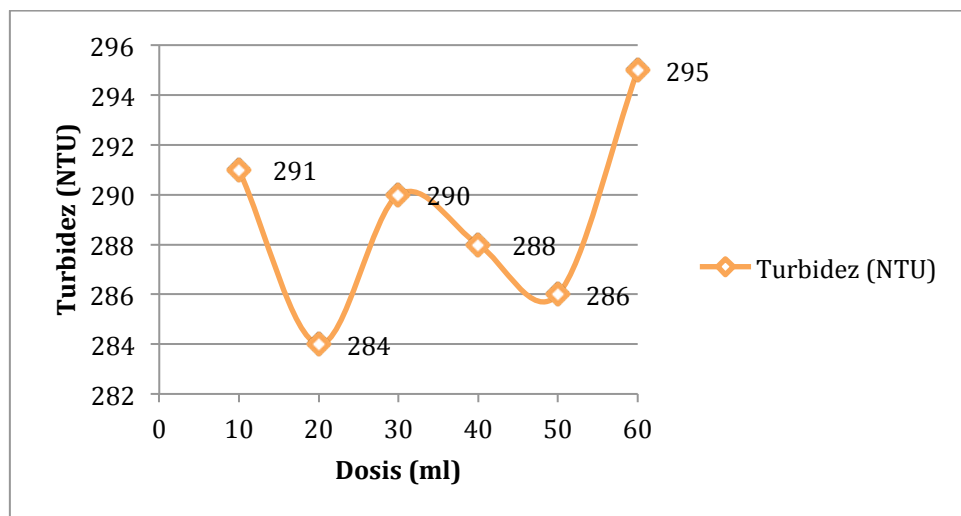


Figura 48 Dosis del coagulante (50%) vs turbiedad

Tabla 31 Parámetros físico-químicos de la dosis óptima de la solución al 50% después del proceso de coagulación-floculación

Parámetros	Medida
Turbidez óptima	284 NTU
pH óptimo	6.68
Temperatura	26.3 °C
Conductividad	0 mS
DQO	171 mg/L
Sólidos suspendidos (SST)	86 ppm
Sólidos totales (ST)	384 ppm
OD	2.7 mg/L

De acuerdo con la tabla 31 los parámetros que se favorecieron significativamente con el tratamiento de coagulación-floculación (decremento en sus índices) fueron la turbidez (con un 28.10%), la DQO (53.53%) y los sólidos suspendidos totales (88.91%), en donde se tomaron en cuenta a partir de la dosis óptima. Esta muestra tratada posteriormente se trató con el filtro de carbón activado propuesto.

Después del proceso de filtración, se analizaron los mismos parámetros físico-químicos tabla 32 La turbidez se vio afectada en cuanto a la disminución, aumentando la eficiencia de remoción a un 48.70%. La DQO y los SST de igual forma sufrieron estos aumentos en su eficiencia de remoción utilizando el filtro de carbón activado a un 3.53% y 3.60% respectivamente.

Tabla 32 Parámetros físico-químicos de la muestra después de la filtración (coagulante al 50%)

Parámetros	Medida
Turbidez	91.6 NTU
pH	3.1
Temperatura	23.4 °C
OD	2.7 mg/L
Conductividad	0.5 mS
DQO	158 mg/L
SST	58 ppm
ST	342 ppm

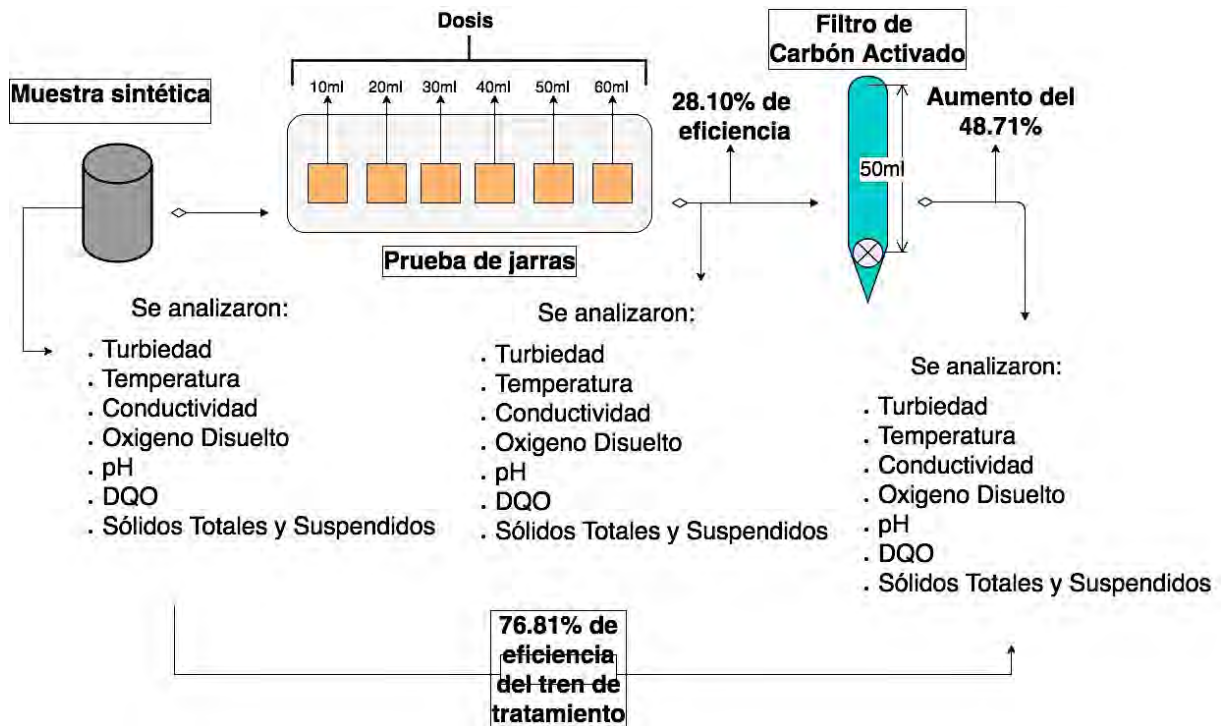


Figura 49 Diagrama general de la eficiencia del tren de tratamiento en la disminución de la turbidez empleando el coagulante al 50% y filtración

Las siguientes figuras detallan de manera más clara las diferencias que presentaron los parámetros que más decremento significativo presentaron.

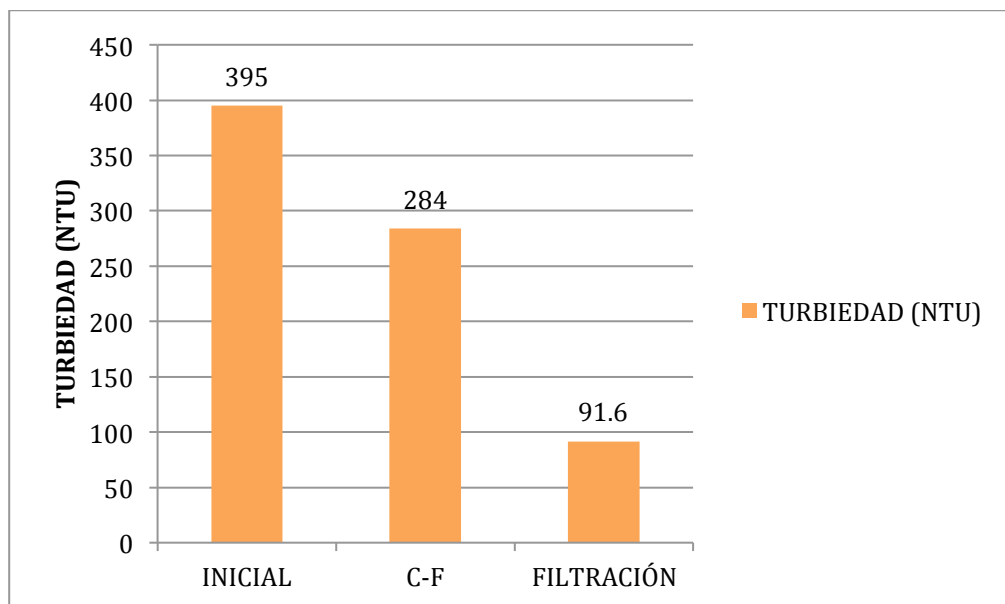


Figura 50 Decremento de la Turbiedad de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 50% y filtración

La figura 50 detalla las diferencias en valores NTU de la turbiedad presentada al término del tratamiento en cada proceso. Como ya se mencionó anteriormente en este apartado, la eficiencia de remoción presentada al final del proceso de coagulación-floculación con el coagulante orgánico propuesto, presenta un eficiencia del 28.10%. Asimismo, en la filtración aumentó a un 48.71%, a diferencia del proceso de coagulación-floculación, dando como resultado general, la remoción de la turbidez en la muestra sintética empleando el tren de tratamiento propuesto con el coagulante orgánico al 50%, un 76.81% (figura 49).

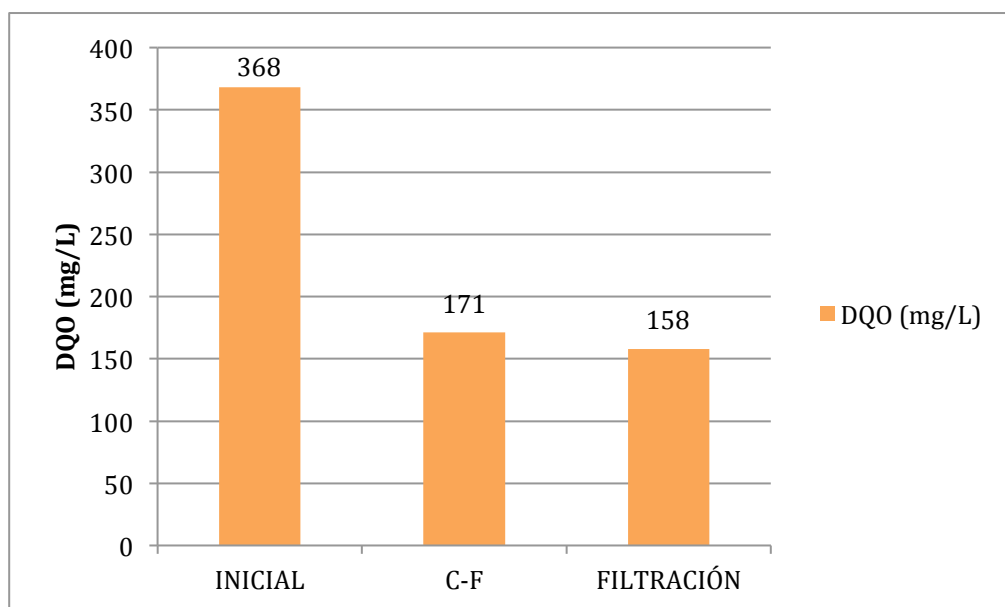


Figura 51 Decremento de la DQO de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 50% y filtración

La figura 51 presenta la disminución de la DQO a lo largo de cada proceso del tren de tratamiento propuesto en valores de mg/L tomando como referencia el coagulante. En el proceso de coagulación-floculación presenta una remoción del 53.53% a diferencia del valor inicial de la muestra. Con ayuda del filtro de carbón activado propuesto, esta eficiencia aumentó, con un valor del 3.53%. Finalmente, la remoción general de la DQO empleando el tren de tratamiento propuesto en conjunto con el coagulante orgánico al 50%, fue del 57.06%.



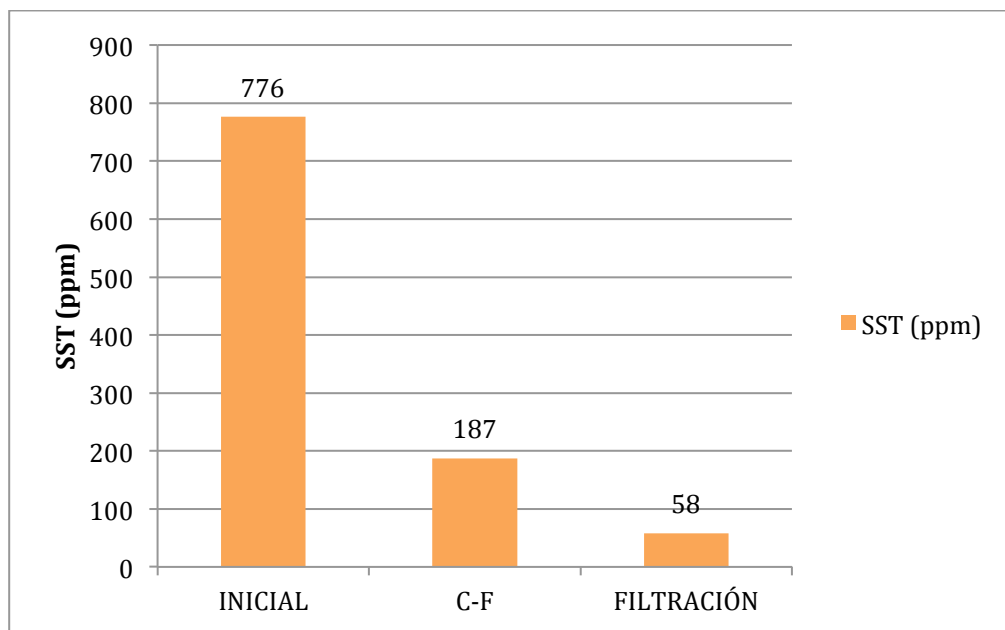


Figura 52 Decremento de los SST de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 50% y filtración

De acuerdo a la figura 52 se presenta gráficamente la disminución de los sólidos suspendidos totales en unidades de ppm de acuerdo a cada proceso en que fue sometida la muestra sintética. En el proceso de coagulación-floculación, se obtuvo una eficiencia de remoción del 88.91%. En el proceso de filtración, aumentó esta eficiencia en un 3.60%. La eficiencia general del tren de tratamiento en la remoción de los SST es de 92.52%.

#### 5.1.2.4 Coagulante al 60%

Los siguientes resultados pertenecen al tratamiento realizado a las muestras sintéticas con el tren de tratamiento propuesto, tomando como referencia la solución al 60% del coagulante orgánico.

Se prepararon las muestras sintéticas para la prueba de jarras con el fin de tratarlas con el coagulante orgánico propuesto con una concentración al 60% para el proceso de coagulación-floculación.

La figura 53 representa las dosificaciones y su comportamiento en la remoción de la turbidez. La dosis óptima se ve representada por la dosis de 20 ml, con una eficiencia de remoción del

15.69%. Las demás dosis graficadas se encuentran más alejadas de la dosis óptima, ya que a partir de la dosis de 30 ml, la eficiencia de remoción cae en un 4.05%, teniendo como eficiencia máxima a partir de ese punto, a la dosis de 50 ml, removiendo un 13.41% de la turbidez inicial.

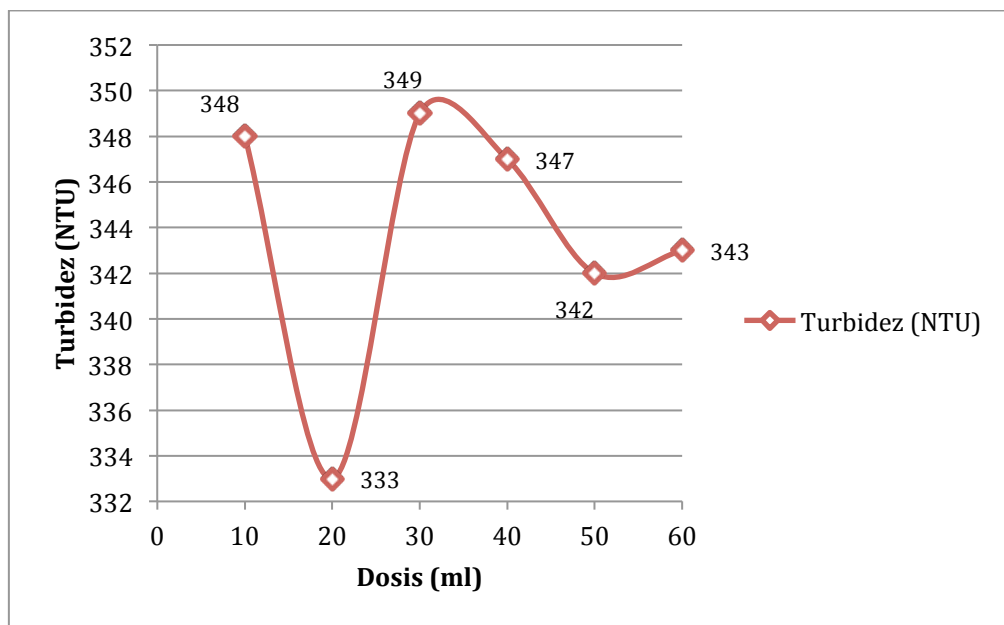


Figura 53 Dosis del coagulante (60%) vs turbiedad

Tabla 33 Parámetros físico-químicos de la dosis óptima de la solución al 60% después del proceso de coagulación-floculación

Parámetros	Medida
Turbidez óptima	333 NTU
pH óptimo	5.33
Temperatura	22.5 °C
Conductividad	0 mS
DQO	219 mg/L
Sólidos suspendidos (SST)	134 ppm
Sólidos totales (ST)	462 ppm
OD	2.1 mg/L

De acuerdo con la tabla 33 los parámetros que se favorecieron significativamente con el tratamiento de coagulación-floculación (decremento en sus índices) fueron la turbidez (con un 15.69%), la DQO (40.49%) y los sólidos suspendidos totales (82.73%), en donde se tomaron

en cuenta a partir de la dosis óptima. Esta muestra tratada posteriormente se trató con el filtro de carbón activado propuesto.

Después del proceso de filtración, se analizaron los mismos parámetros físico-químicos tabla 34 demostrando que la turbidez se vio afectada en cuanto a la disminución, aumentando la eficiencia de remoción a un 60.58%. La remoción de la DQO aumentó en un 12.5% y los SST en un 49.48% respectivamente, empleando el filtro de carbón activado.

Tabla 34 Parámetros físico-químicos de la muestra después de la filtración (coagulante al 60%)

Parámetros	Medida
Turbidez	93.7 NTU
pH	3.03
Temperatura	23.1 °C
OD	2.3 mg/L
Conductividad	0.3 mS
DQO	173 mg/L
SST	78 ppm
ST	244 ppm

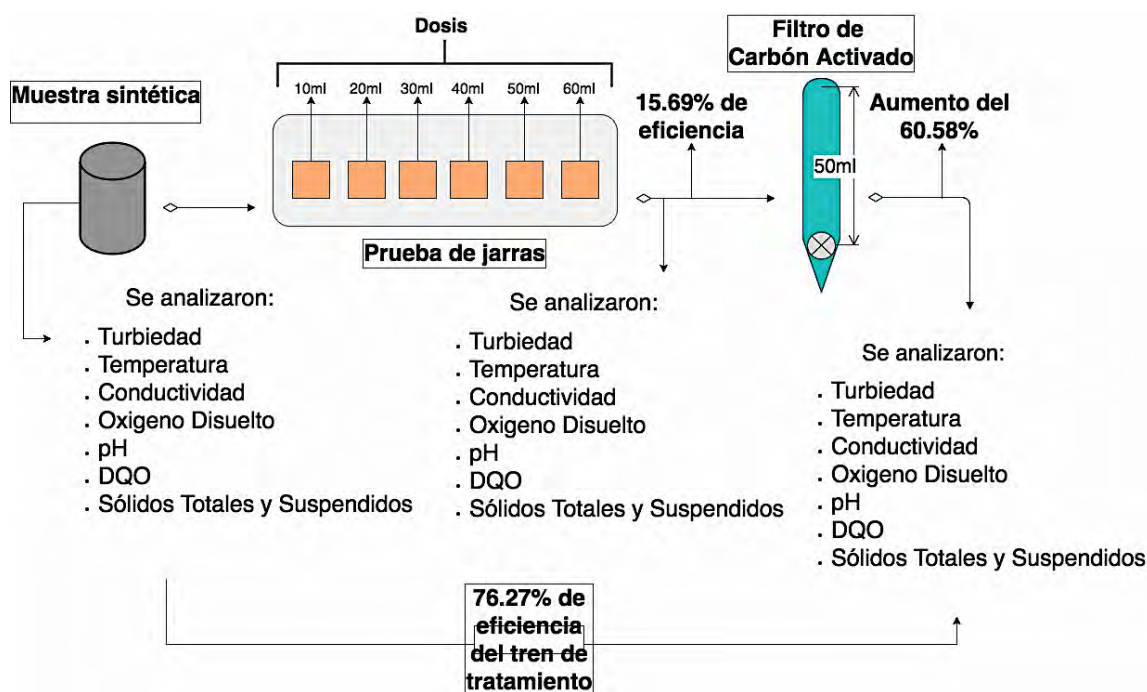


Figura 54 Diagrama general de la eficiencia del tren de tratamiento en la disminución de la turbidez empleando el coagulante al 60% y filtración

Las siguientes figuras detallan de manera más clara las diferencias que presentaron los parámetros que más decremento significativo presentaron.

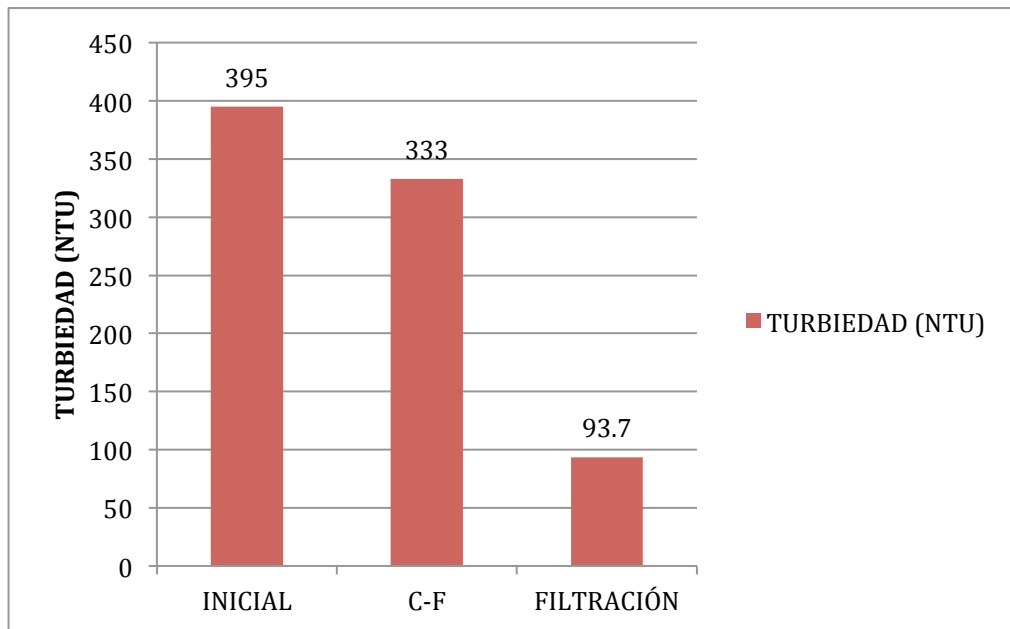


Figura 55 Decremento de la Turbiedad de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 60% y filtración

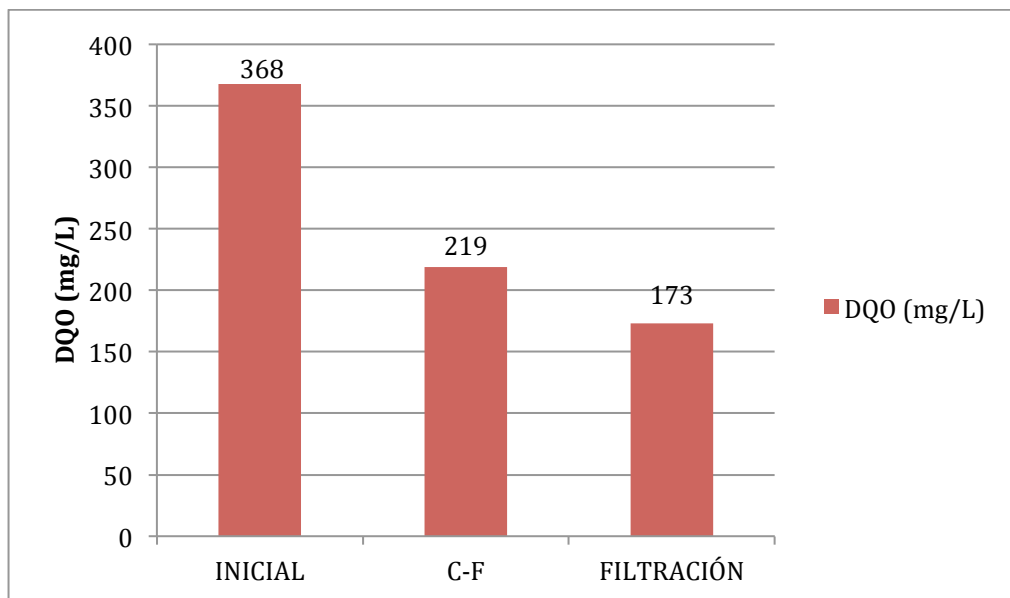


Figura 56 Decremento de la DQO de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 60% y filtración

La figura 55 detalla de manera más clara las diferencias en valores NTU de la turbiedad presentada al término del tratamiento en cada proceso. La eficiencia de remoción presentada al final del proceso de coagulación-floculación con el coagulante orgánico propuesto al 60%, presenta un eficiencia del 15.69%. Asimismo, en la filtración aumentó a un 60.58%, a diferencia del proceso de coagulación-floculación, dando como resultado, la remoción general de la turbidez en la muestra sintética empleando el tren de tratamiento propuesto, un 76.27% (figura 54).

La figura 56 presenta la disminución de la DQO a lo largo de cada proceso del tren de tratamiento propuesto en valores de mg/L tomando como referencia el coagulante. En el proceso de coagulación-floculación presenta una remoción del 40.49% a diferencia del valor inicial de la muestra. Con ayuda del filtro de carbón activado propuesto, esta eficiencia aumentó, con un valor del 12.5% disminuyendo la turbiedad hasta 173 NTU. Finalmente, la eficiencia de remoción general de la DQO empleando el tren de tratamiento propuesto, es del 52.97%.

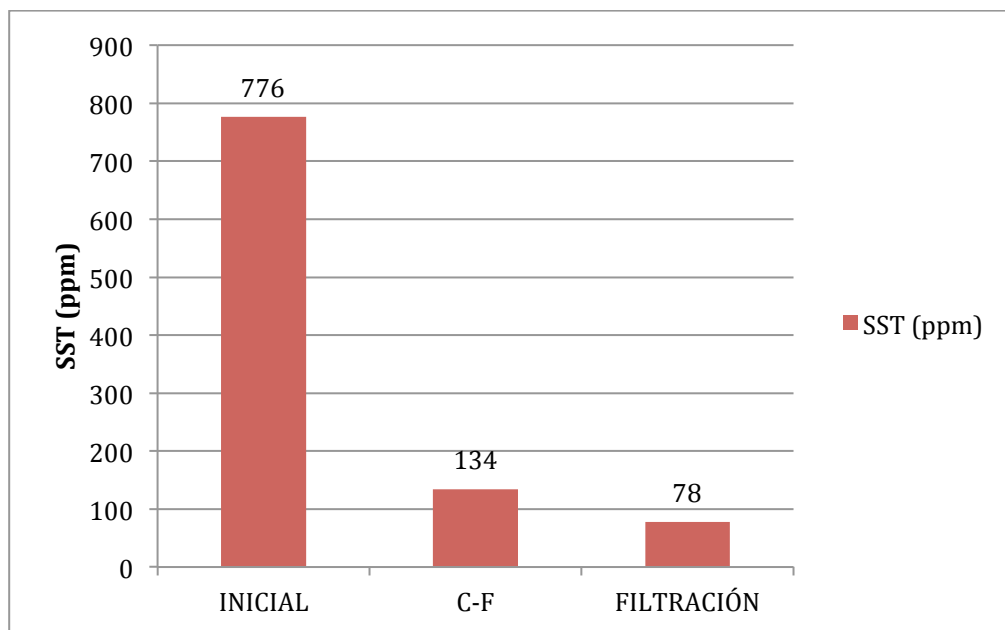


Figura 57 Decremento de los SST de acuerdo al tratamiento con la solución del coagulante al 60% y filtración

De acuerdo a la figura 57 se ilustra gráficamente la disminución de los sólidos suspendidos totales en unidades de ppm de acuerdo al proceso en que fue sometida la muestra sintética. En

la coagulación-floculación, se obtuvo una eficiencia de remoción del 82.73% a diferencia del valor inicial de la muestra. En la filtración se aumentó esta eficiencia en un 7.21%, alcanzando las 78 NTU. La eficiencia de remoción de SST de manera general del tren de tratamiento es de 89.94%.

### **5.1.3 Muestras de agua residual**

Los siguientes resultados comprenden de dos muestras tomadas de aguas residuales provenientes de la universidad de Quintana Roo, teniendo así, como muestras a tratar con el tren de tratamiento propuesto en este trabajo un agua residual de baja concentración y otra de media concentración, según su DQO manifestada (Tchobanoglous & Burton, 1995).

Para el proceso de coagulación-floculación, se tomó como dosis óptima, de acuerdo a las pruebas realizadas con las muestras sintéticas, la dosis con concentración que redujo más a comparación de las otras dosis, siendo la dosis óptima definitiva de 50 ml de la solución o coagulante orgánico al 30%.

La tabla 35 y 36 resume de manera general los resultados del tratamiento de acuerdo al proceso en que fue sometida el agua residual.

#### **5.1.3.1 Agua residual de baja concentración**

Como se ha demostrado al tratar las muestras sintéticas, los resultados muestran que los parámetros que se redujeron beneficiosamente fueron: la turbiedad, DQO y SST (tabla 35). En el caso del pH, éste se redujo, volviendo la muestra más ácida. En el apartado de Discusión se hará mención de este efecto y su posterior tratamiento, así como de los demás resultados obtenidos.

Tabla 35 Parámetros fisicoquímicos del agua residual de baja concentración y su variabilidad de acuerdo al proceso de tratamiento

AGUA RESIDUAL DE BAJA CONC.	COAGULACIÓN	FILTRACIÓN	
Parámetro	Unidad	Unidad	Unidad
Turbidez	57.2 NTU	35.7 NTU	5.02 NTU
Temperatura	25.7 °C	25.2 °C	23.8 °C
pH	8.1	7.89	2.81
Conductividad	1.6 mS	1.4 mS	1.6 mS
Oxígeno disuelto	2.8 mg/L	2.6 mg/L	1.4 mg/L
Demanda Química de Oxígeno	130 mg/L	86 mg/L	16 mg/L
Sólidos Totales	1237 ppm	902 ppm	778 ppm
Sólidos Suspendidos Totales	243 ppm	152 ppm	18 ppm

La figura 58 representa la disminución o remoción de la turbiedad en cada proceso del tren de tratamiento propuesto. La eficiencia del proceso de coagulación- floculación es del 37.58% aplicando el coagulante orgánico propuesto, a una concentración del 30% y una dosis de 50 ml. La eficiencia aumentó con el filtro de carbón activado, siendo el aumento de dicha eficiencia de remoción del 53.63%. La eficiencia general del tren de tratamiento, en la reducción de la turbiedad del agua residual de baja concentración, es del 91.22%. La calidad del agua tratada se discutirá en el apartado de Discusión.

La disminución de la DQO se presenta en la figura 59 con el tratamiento empleado el orgánico propuesto, se alcanza una reducción de la DQO del 33.84% removiendo las partículas suspendidas coloidales más pesadas. La muestra tratada se sometió a la filtración con el carbón activado aumentando la eficiencia del tren de tratamiento y de la reducción de la DQO, aumentando así la eficiencia de la misma en un 53.84%. Con las eficiencias de remoción de cada proceso, se estableció que la eficiencia general en la disminución de la DQO empleando el tren de tratamiento propuesto, es del 87.69%.

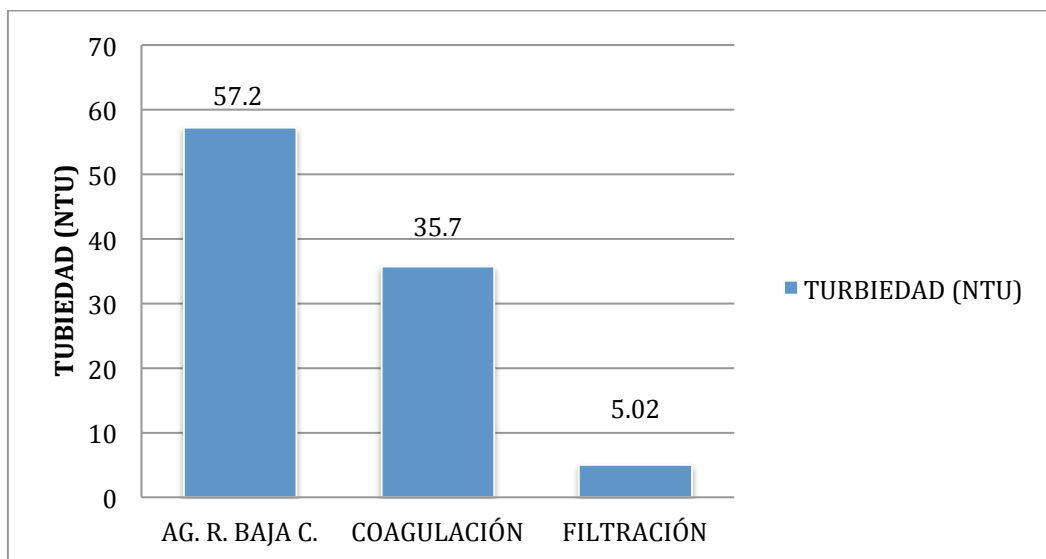


Figura 58 Remoción de la turbiedad de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de baja concentración

Uno de los parámetros que más se benefició en la reducción de su concentración, fueron los sólidos suspendidos totales; la figura 60 ilustra estos resultados más claramente. La eficiencia de remoción que se obtuvo en el proceso de coagulación-floculación fue del 37.44% de SST removidos. En conjunto con el proceso de filtración éste aumentó la eficiencia en un 55.14% de SST removidos. Con estas eficiencias se concluye que la eficiencia general en la reducción o eliminación de SST empleando el tren de tratamiento propuesto es del 92.59%.

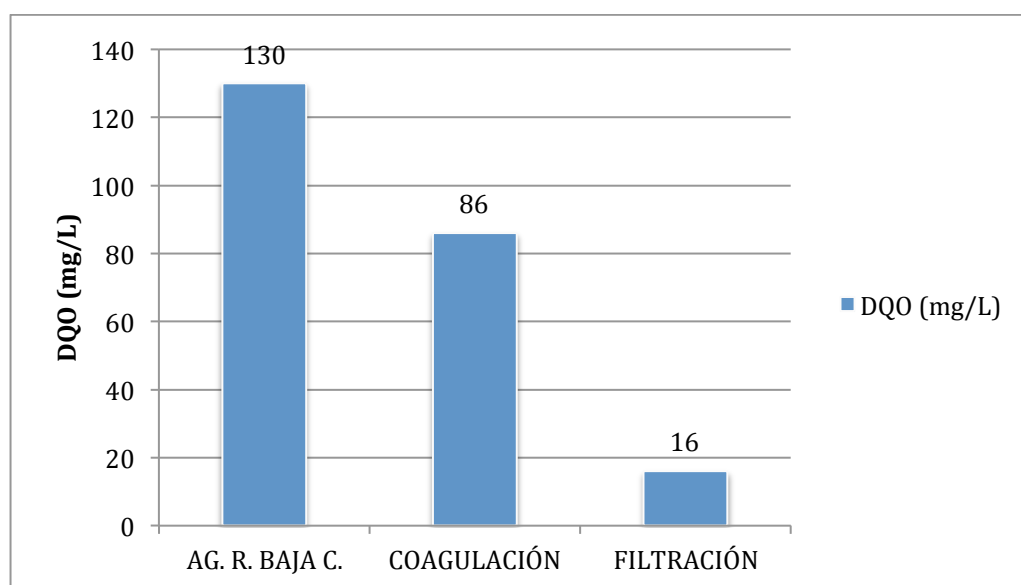


Figura 59 Disminución de la DQO de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de baja concentración



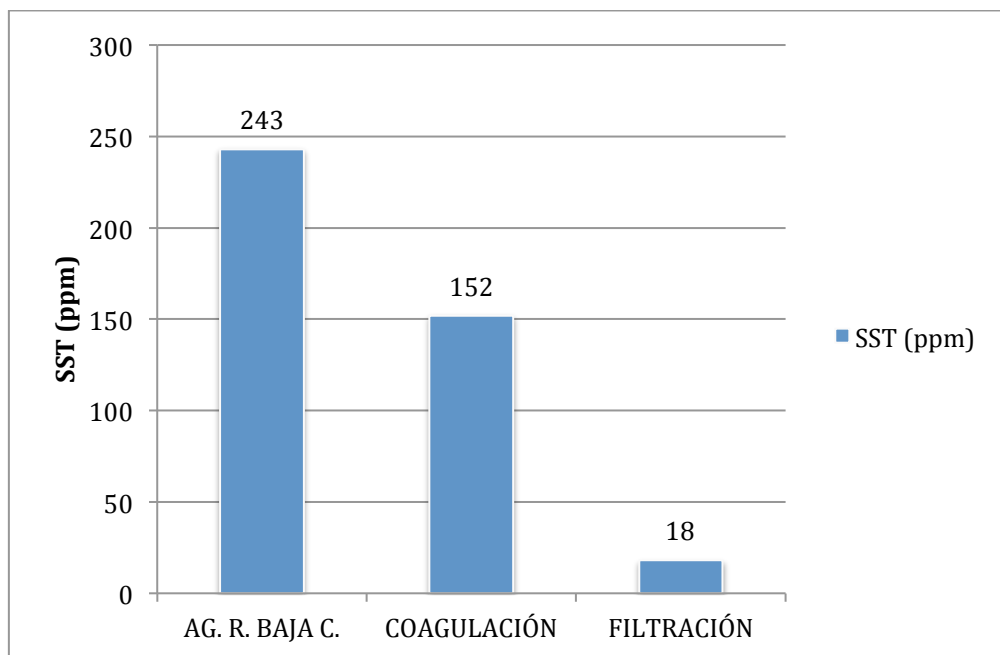


Figura 60 Disminución de los SST de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de baja concentración

### 5.1.3.2 Agua residual de media concentración

La tabla 36 presenta de manera general los resultados del tratamiento en agua residual de media concentración, de acuerdo al proceso de tratamiento. Como se Los resultados muestran que los parámetros que se redujeron beneficiosamente fueron: la turbiedad, DQO y SST.

El pH por su parte, se redujo, volviendo la muestra más ácida. En el apartado de Discusión se hará mención de este efecto y su posterior tratamiento, así como de los demás resultados obtenidos.

La remoción o disminución de la turbidez en la muestra de agua residual de media concentración se muestra en la figura 61 la eficiencia de remoción de la turbiedad empleando el coagulante orgánico en el proceso de coagulación-floculación del tren propuesto es del 51.20%, seguido de la filtración, aumentando la remoción de la turbidez en un 27.72%. La remoción de la turbiedad, a diferencia con el valor inicial de 541 NTU, es de 427 NTU, siendo así la eficiencia general del tren de tratamiento de 78.92% de la remoción o disminución de la turbiedad de la muestra de agua residual.

Tabla 36 Parámetros fisicoquímicos del agua residual de media concentración y su variabilidad de acuerdo al proceso de tratamiento

AGUA RESIDUAL DE MEDIA CONC.	COAGULACIÓN	FILTRACIÓN	
Parámetro	Unidad	Unidad	Unidad
Turbidez	541 NTU	264 NTU	114 NTU
Temperatura	28.4 °C	25.6 °C	24.2 °C
pH	7.74	7.95	4.89
Conductividad	5.8 mS	3.5 mS	1.2 mS
Oxígeno disuelto	0.29 mg/L	0.43 mg/L	1.09 mg/L
Demanda Química de Oxígeno	779 mg/L	548 mg/L	281 mg/L
Sólidos Totales	1914 ppm	1522 ppm	1362 ppm
Sólidos Suspendidos Totales	457 ppm	317 ppm	62 ppm

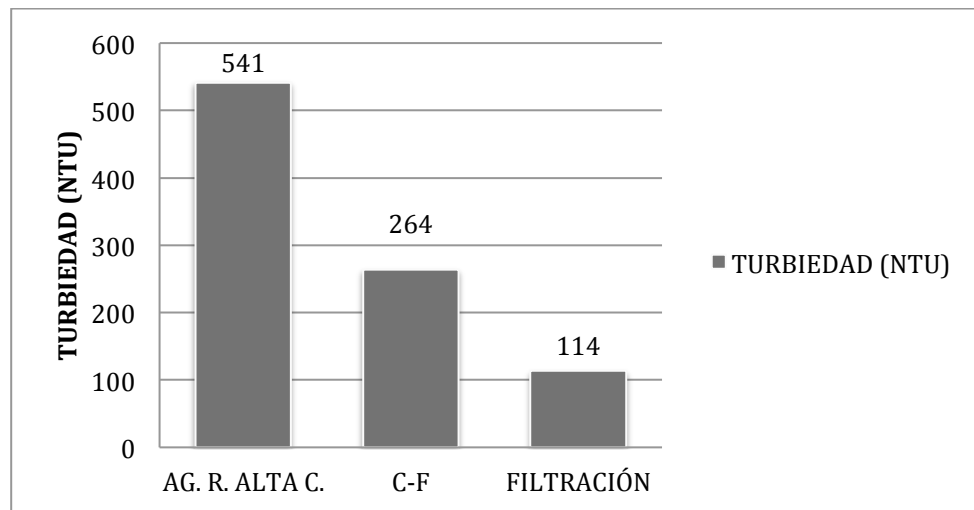


Figura 61 Remoción de la turbiedad de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de media concentración

La disminución de la DQO se representa en la figura 62 de acuerdo al proceso del tren de tratamiento. Los valores de las eficiencias generadas fueron los siguientes; la coagulación-floculación alcanzó una eficacia del 29.65% en la disminución de la DQO en la muestra. La filtración con el carbón activado, derivó un aumento de dicha eficiencia, en un 34.27%, con una diferencia de valores NTU a comparación de la muestra inicial de 498 NTU. Con la diferencia en la disminución de la DQO en los procesos del tren de tratamiento, la eficiencia general es del 63.93%.

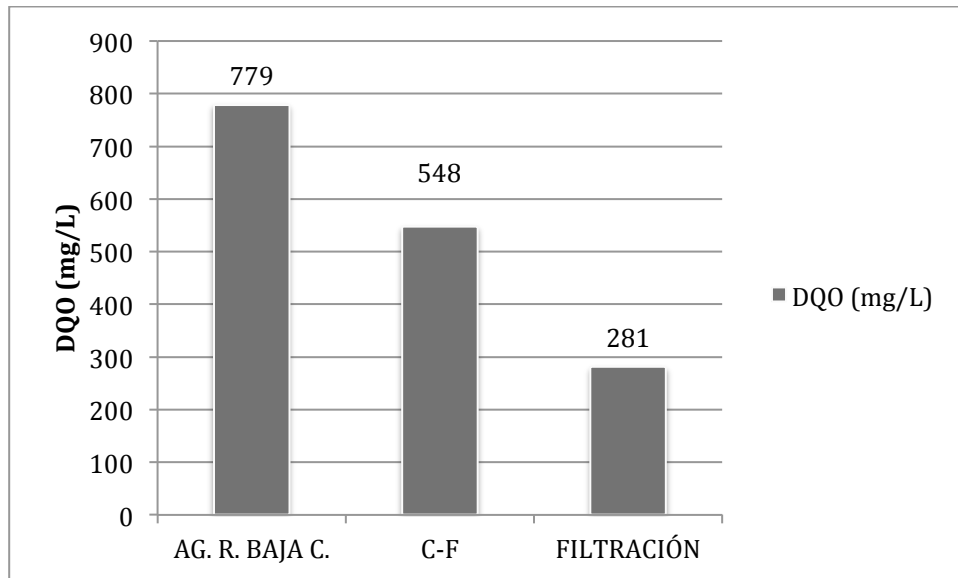


Figura 62 Disminución de la DQO de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de media concentración

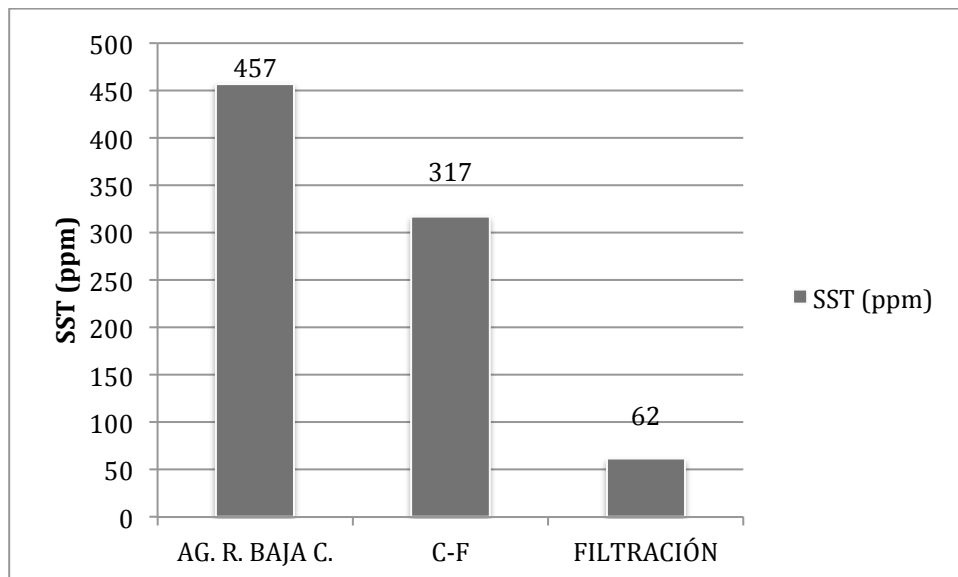


Figura 63 Disminución de los SST de acuerdo al proceso del tren de tratamiento del agua residual de media concentración

En la figura 63 se ilustran los resultados de la disminución de los SST en la muestra de agua residual de media carga. La eficiencia de disminución de los SST en el proceso de coagulación-floculación es del 30.63%. Dicha eficiencia aumenta con el empleo del filtro de carbón activado, la cual fue del 55.80%, obteniéndose así, una diferencia de valores NTU a comparación con el valor inicial de 395 NTU. Entonces, la eficiencia general del tren de

tratamiento propuesto, en la disminución de los SST de la muestra de agua residual de media concentración es del 86.43%.

#### **5.1.4 Capacidad y eficiencia del carbón activado**

Se probó de igual manera la capacidad de adsorción del carbón activado elaborado, así como su eficiencia de remoción de la turbidez. La muestra optada a tratar fue la muestra sintética preparada para tratar anteriormente con el tren de tratamiento propuesto, misma muestra se utilizó para esta prueba sin tratamiento previo.

En la tabla 21 se establecen los parámetros físico-químicos de dicha muestra, siendo la turbidez inicial de 395 NTU. Se tomaron 150 ml de la muestra sintética, mismo volumen se fue tratando con el filtro de carbón activado hasta generar cambios significativos en la turbidez medida.

De acuerdo a la figura 64 se ilustran los resultados de la capacidad y eficiencia de la remoción de la turbiedad en las muestras sintéticas. Se puede observar en la figura 64 que la primera prueba arroja un resultado de 172 NTU, teniendo como diferencia con la turbidez inicial 223 NTU (56.46% de eficiencia de remoción). Posteriormente, con la segunda prueba, la turbiedad desciende 8 NTU, para luego, en la tercera prueba, subir 18 NTU.

A partir de estos resultados, no se consideraron como cambios significativos (en cuanto a la diferencia general de 13 NTU como promedio), ya que en la cuarta prueba y quinta, la remoción vuelve a ser similar a las pruebas uno y dos. A partir de la prueba cinco y seis, se observa una deficiencia en la remoción, la cual fue para la quinta prueba de 31.39% (25.07% de decremento a comparación de la eficiencia de la primera prueba), con esto se llegó a la conclusión de que el filtro de carbón activado propuesto puede tratar hasta 750 ml de agua con una turbidez cercana a los 395 NTU teniendo una eficiencia de remoción sin tratamiento previo d aproximadamente del 50%.

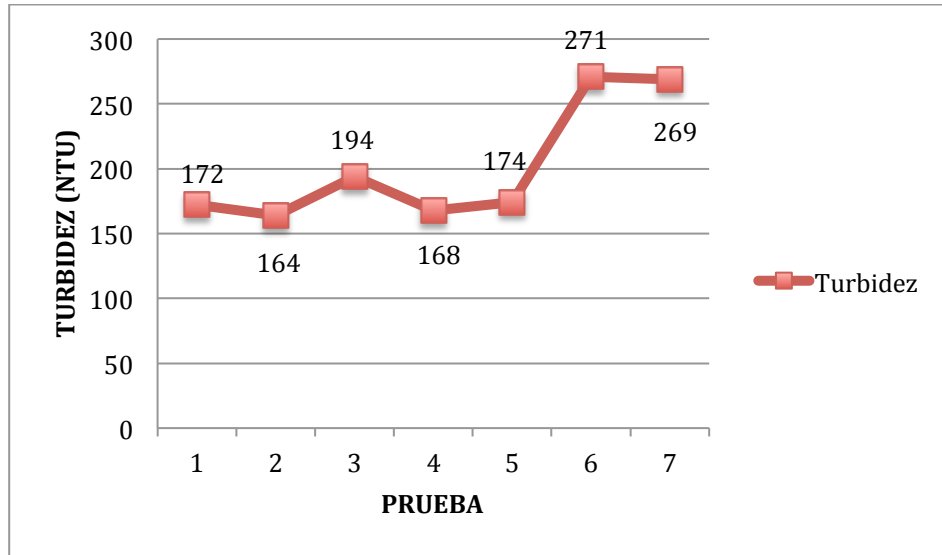


Figura 64 Capacidad y eficiencia de adsorción del carbón activado elaborado

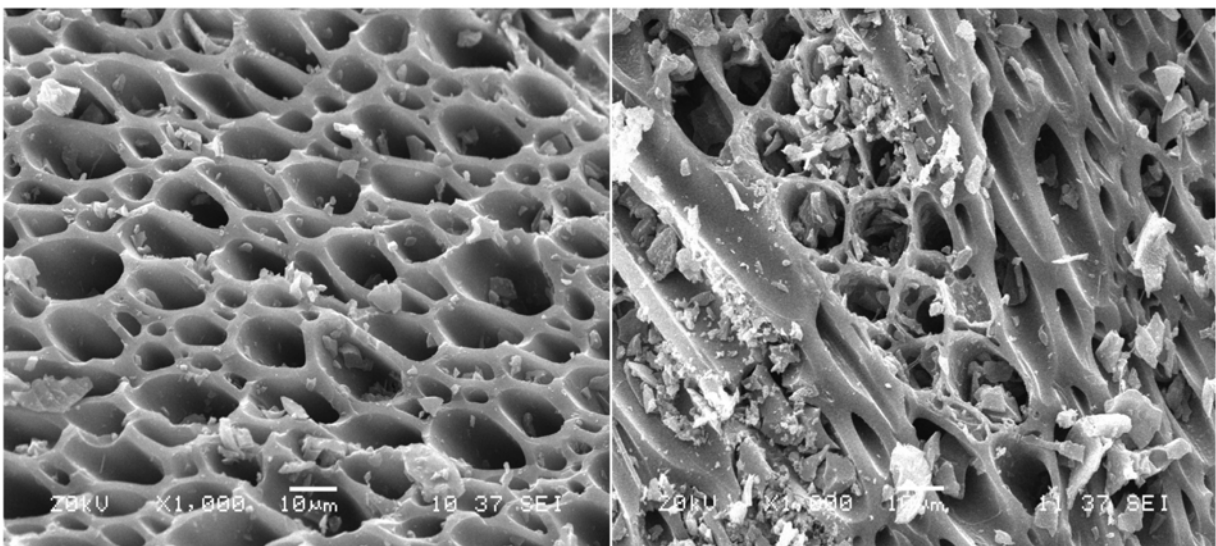


Figura 65 (De izquierda a derecha) Micrografías del carbón activado de *Piscidia piscipula* antes y después de su uso en el tren de tratamiento propuesto con agua residual de baja concentración de DQO

La figura 65 muestra las micrografías tomadas al carbón activado de *Piscidia piscipula* antes y después del tratamiento con el tren propuesto en el presente trabajo empleando agua residual de baja concentración de DQO, en ella se puede comparar en la superficie del carbón la materia orgánica particulada del agua residual presente en la imagen de la derecha, además de que algunos poros presentan una saturación de contenido orgánico en su interior. La parte izquierda de la imagen se puede observar pequeños cúmulos y fragmentos del mismo carbón

activado. Como anexo se incluyen las micrografías realizadas a los granos del carbón activado de *Piscidia piscipula* para observar el tipo de poro y forma del mismo (ver Anexo C).

## 5.2 DISCUSIÓN

El tratamiento de las muestras sintéticas dio un panorama más claro de las dosis óptimas de acuerdo a la concentración de *Aloe barbadensis* en el coagulante propuesto tomando en cuenta como parámetro principal la turbidez. Se compararon las dosis óptimas de los tratamientos realizados a dichas muestras, siendo la dosis definitiva de 50 ml del coagulante al 30% (31.13% de eficiencia de remoción de la turbiedad). Las diferencias presentadas a comparación con las demás dosis óptimas fueron mínimas, ya que la mínima diferencia se obtuvo con la dosis óptima del coagulante al 40% con una dosis de 60 ml (30.12% de eficiencia de remoción de la turbiedad), siendo así un 1.01% de diferencia en la eficiencia. Asimismo al comparar la eficiencia de la dosis óptima del coagulante al 50% se presentó una diferencia del 3.03%, lo que significa que el índice de remoción de la turbiedad no está muy alejado a comparación de la dosis óptima del coagulante al 40%. Sin embargo al hacer la comparación de la muestra con la aplicación de la dosis óptima del coagulante al 60% se observa una mayor diferencia respecto a las demás dosis, ya que comparándola con la dosis definitiva, se obtiene una diferencia de eficiencias de remoción de la turbiedad del 15.44%. Esto ocurre por una saturación de polímeros en el sistema coloidal lo cual impide una correcta atracción electrostática, por lo que genera una reestabilización coloidal, asimismo se puede decir que la saturación de polímeros en la superficie de la partícula coloidal generará una repulsión por la transformación de cargas, las cuales deben tener un puente interparticular proporcionado por el polímero adsorbido, que a consecuencia de esta saturación ya no posee espacios de adsorción vacíos (Kirchmer, 1981).

La dependencia de la turbidez se mostró más claramente con los coagulantes preparados al 30 y 40%. La dependencia de la turbidez con las dosis se determinó utilizando un modelo de dispersión, misma que se adaptó a una tendencia o ecuación polinomial empleando el modelo de regresión simple. El coeficiente de correlación ( $r$ ) nos proporcionó una idea más clara en cuanto a la dependencia de la turbidez con las dosis ascendentes del coagulante preparado. La mayor dependencia de la turbidez se presentó con las dosis del coagulante al 30% con una  $r$  igual a 0.95 con un error estándar de estimación de  $\pm 8.56$  de acuerdo a la turbidez inicial (395 NTU), esto quiere decir que existe una estrecha relación en cuanto a la dosificación y la

disminución de la turbiedad presente en las muestras sintéticas empleando el coagulante al 30%. Para el coagulante al 40% se registró una dependencia igualmente alta con las dosificaciones y la disminución de la turbiedad, obteniendo así una  $r$  de 0.90 con un error estándar de estimación de  $\pm 2.58$  de acuerdo a la turbidez inicial (395 NTU). Se puede decir que las dosis óptimas seleccionadas fueron las correctas, ya en conjunto con el empleo del coeficiente de determinación ( $r^2$ ) la cual nos permitió asegurar un nivel de confianza alto en cuanto a las predicciones utilizando la ecuación de regresión generada. Las predicciones hechas para las dosis de 70, 80 y 90 ml de acuerdo a los coagulantes de 30 y 40% exponen un incremento gradual de la turbidez a comparación de las dosis de 60 ml de ambos coagulantes (figura 37 y 43). De acuerdo a las gráficas de dispersión (figuras 48 y 53) se concluye que no existe una correlación en cuanto a las dosificaciones de los coagulantes de 50 y 60%, ya que al tener una distancia grande entre los puntos generados, automáticamente se deduce que no se presenta una dependencia de la turbidez empleando alguna de las dosis de los coagulantes mencionados, así como una nula predicción para dosificaciones a emplear.

Se hace mención que con la filtración empleando el carbón activado se obtuvieron resultados variables, aumentando la eficiencia del tren de tratamiento después del proceso de coagulación-floculación tomando en cuenta el parámetro de turbidez como el principal. La muestra sintética en la cual se obtuvo un mayor rendimiento de remoción empleando el filtro de carbón activado fue la que se trató con el coagulante al 40% con una dosis óptima de 60 ml (77.31% de remoción de la turbiedad), misma que se comparó con los demás resultados finales del tratamiento. No se tomó como dosis definitiva dicha dosis óptima, ya que se propuso al inicio y como objetivo particular (sección de objetivos particulares en el apartado de introducción) demostrar la eficiencia de remoción de la turbidez en las muestras sintéticas en el proceso de coagulación-floculación, empleando el uso del coagulante propuesto, la cual al final de las pruebas la dosis definitiva fue la del coagulante al 30% con una dosis óptima de remoción de 50 ml.

La DQO presente en las muestras sintéticas preparadas de igual manera fueron afectadas de manera beneficiosa según el tratamiento previo con el coagulante propuesto. La máxima disminución se presentó con la muestra tratada con el coagulante propuesto al 40% con una



dosis óptima de 60 ml, dicha eficiencia de remoción de DQO fue del 57.88% (tabla 29). La mínima remoción la presentó la muestra sintética tratada con el coagulante al 30% con la dosis definitiva de 50 ml con una eficiencia del 24.45% (tabla 27) teniendo de diferencia con la dosis óptima del coagulante al 40% de 123 UNT (33.43%). Esto se debe a los tiempos de sedimentación, ya que como se tomó un intervalo de tiempo de 30 minutos afecta en cuanto a la captura de barrido, impidiendo así el tiempo óptimo de sedimentación de la masa en floculación según la dosis y concentración del coagulante utilizado dejando cierta materia orgánica coloidal en suspensión, y por consecuencia se obtiene una variación de resultados (Andía, 2000). Con el empleo del filtro de carbón activado propuesto, la eficiencia de remoción o disminución de la DQO aumentó, siendo la eficiencia máxima presentada para la muestra tratada con el coagulante al 40% del 69.29%; y la mínima eficiencia presentada con la muestra sintética tratada con el coagulante al 30% fue del 48.09%.

La disminución en la cantidad de los SST de las muestras sintéticas en la coagulación-floculación según la concentración y dosis óptimas del coagulante propuesto fueron favorables. La disminución máxima se presentó con el uso del coagulante al 30% con una dosis de 50 ml, teniendo esta una eficiencia del 90.46% en la disminución de SST (tabla 27). La eficiencia mínima se registró con el uso del coagulante al 60% con una dosis óptima de 20 ml, obteniendo de eficiencia de disminución de SST del 82.73% (tabla 33). Las eficiencias aumentaron con el empleo del filtro de carbón activado, teniendo como máxima eficiencia la muestra tratada con la dosis óptima del coagulante al 30% (98.71% de eficiencia de remoción). La mínima eficiencia se presentó con la muestra tratada con la dosis óptima del coagulante al 60%, teniendo así un 89.94% en eficiencia de remoción de la turbidez, con apenas una diferencia del 8.77% (68 NTU de diferencia) en comparación con la máxima eficiencia de remoción. La disminución de los SST y variación de los resultados se debe en cierta parte al efecto explicado anteriormente en la discusión de la disminución de la DQO de las muestras sintéticas, así como la saturación de los poros del carbón activado a causa de la cantidad y tamaño de sólidos presentes en la muestra que resultaron después del proceso de coagulación-floculación.

Existe una relación entre la turbidez y los SST presentes en los resultados de las muestras sintéticas de acuerdo al tratamiento con el tren propuesto, esto se debe a que la turbidez generalmente se asocia a la cantidad de sólidos suspendidos presentes en el líquido. Los sólidos suspendidos son aquellos que impiden el paso de luz en una solución, o simplifícadamente, son los que determinarán la transparencia de una solución. Entonces, de acuerdo a la cantidad o presencia de sólidos suspendidos será la turbidez presente en la solución.

La similitud de resultados enfocándose en el uso del coagulante tuvo resultados similares tratando la muestra de agua residual de baja concentración con el trabajo realizado por Mendoza *et al.* (2014), ya que en ella se preparó una solución o mezcla del gel de *Aloe barbadensis* al 5% (mezcla de 30 g de gel a 600 ml de agua destilada). Las muestras de agua cruda que se trataron (de 50, 60, 70 y 80 NTU respectivamente) obtuvieron porcentajes de remoción de la turbidez decantada de entre un 18.4-22.5%, llegando a un porcentaje similar al trabajo presente que fue de 37.58% en agua residual doméstica de baja concentración de DQO, del 57.2 NTU. Así mismo, la eficiencia de remoción de las muestras de agua cruda aumentó arriba del 90% después de la fase de filtración. De igual manera se comparó con los resultados del trabajo realizado por Kopytko *et al.* (2014) en donde se preparó una solución al 1% empleando una dosis de 5 ml, la cual fue aplicada a diferentes tipos de aguas residuales según su turbidez. El agua de turbidez media en el trabajo citado y la que más se asemeja con el presente trabajo de tesis fue de 45.5 NTU, la cual se alcanzó una remoción de la turbiedad del 30.76% representando un porcentaje similar al empleado en el presente trabajo con la dosis óptima definitiva aplicada en la muestra de agua residual de 57.2 NTU, el cual se obtuvo una eficiencia de remoción de la turbiedad del 37.58%.

De acuerdo a la tabla 37, los Sólidos Suspendidos Totales de la muestra de agua residual doméstica de baja concentración cuenta con un valor de 18 ppm después de su paso con el tren de tratamiento propuesto, indicando así por la normatividad mexicana en la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997 (exceptuando el uso en suelo, tabla 37), en cuanto a los usos mencionados en dichas tablas, que el límite no se rebasó al igual que la Temperatura. El pH por su parte debe de mantenerse neutro como indica la NOM-001-

SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997, sin embargo la muestra al presentar un pH ácido al final del tratamiento se optó con tratarla con pequeñas dosis de Carbonato de Calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) para subir el pH y dejarlo en un estado neutro; los parámetros no variaron significativamente, de igual manera se aplicaron en las muestras sintéticas tratadas con el tren de tratamiento. Para la muestra de agua residual de media concentración, los resultados no fueron del todo favorables, ya que la  $\text{DBO}_5$  aparente, es de mayor cantidad (a excepción de los SST que fue de 62 ppm) a lo establecido en las NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997 (exceptuando el uso en suelo), además de materia flotante y sólidos sedimentables (SS) presentes. Esta agua residual tratada es difícilmente aceptable por los parámetros establecidos en dichas normas, por lo que no se hace apropiable para un uso en específico de acuerdo a la normatividad señalada. Cabe destacar que en cuanto a materia flotante y sólidos sedimentables se obtuvo un resultado favorable en cuanto a la muestra de agua residual doméstica de baja concentración, ya que no presenta materia flotante y sedimentable después del tratamiento, además de tener una  $\text{DBO}_5$  aparente por debajo de los límites permisibles de acuerdo con las NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997 (exceptuando el uso en suelo).

De igual manera, la turbidez y los sólidos suspendidos totales (tabla 35) no rebasan los valores máximos permisibles en el Real Decreto 1620/2007 (que especifica los límites para la reutilización de las aguas depuradas) de España de acuerdo a los resultados de depuración de la muestra de agua residual doméstica de baja concentración. Este decreto se utiliza como marco metodológico para la elaboración de manuales y guías para el uso y disposición de agua depurada. Se hace énfasis de que no se rebasan los límites en cuanto a turbiedad y SST se refieren, ya que de acuerdo a su calidad final se puede utilizar en la mayoría de las áreas establecidas y sus límites permisibles, exceptuando a:

- CALIDAD 1.1: Residencial
- CALIDAD 3.2: Torres de enfriamiento y condensadores evaporativos
- CALIDAD 5.2: Recarga de acuíferos por inyección directa

En cuanto a la cantidad de huevos de helminto y *Escherichia coli* se podrán tratar con un proceso de desinfección u oxidación para su eliminación o reducción, ya que el tren de tratamiento propuesto trata meramente parámetros físicos y químicos, y no biológicos, más no se descarta que se reduce a cantidades finitas las características biológicas del agua residual tratada.

Enfocándose económicamente en cuanto a las dosis óptimas de los coagulantes empleados, el volumen utilizado que trae consigo un beneficio de gasto a más largo plazo es la dosis de 20 ml del coagulante al 50%, ya que si se compara con el volumen de las dosis óptimas de los coagulantes al 30 y 40% se obtienen volúmenes de 50 y 60 ml respectivamente, lo cual generaría que el gasto sea de periodos cortos de tiempo por la cantidad utilizada, dejando a un lado las diferencias en las eficiencias de remoción de la turbiedad. Igualmente si se compara con la dosis óptima de 20 ml del coagulante al 60%, los beneficios en la eficiencia del coagulante son menos, por lo que conviene emplear en una inversión económica la dosis óptima del coagulante al 50%.

Finalmente se puede comprobar que la eficiencia del tren de tratamiento propuesto aumenta tratando aguas de baja concentración de contaminantes (principalmente la DQO) ya que al ser procesos para la reducción y eliminación de parámetros físico-químicos del agua a tratar, los parámetros biológicos siguen jugando un papel importante en la calidad del agua depurada, además que se comprueba de que medianas y altas concentraciones de contaminantes saturan o impiden la correcta acción de los elementos utilizados para la depuración. Sin embargo, al depurar un agua de baja concentración de contaminantes se obtiene un líquido óptimo para su tratamiento biológico, en caso que se requiera su potabilización o reducción de contenidos biológicos.

## CAPÍTULO 6

### CONCLUSIÓN

Los objetivos propuestos en el presente trabajo se cumplieron, constatando de que la efectividad de los materiales naturales empleados sí proporcionan un tratamiento de aguas residuales de baja concentración para sus características físico-químicas (como principal parámetro la turbidez), generando un agua depurada óptima para su posterior tratamiento biológico si así se requiere, además de remover hasta el 77% la turbiedad de las muestras sintéticas. Así mismo, los parámetros físico-químicos están por debajo de los límites máximos permisibles dictados por la normatividad mexicana para las aguas de baja concentración de DQO, donde se le puede dar un reúso principalmente recreacional, aunque igualmente como agua para disposición final en humedales naturales. De igual forma estos parámetros cumplen con los requisitos para su reúso establecidos según la ley española (exceptuando los que se mencionan en el apartado de discusión). Aunque la bibliografía del *Aloe barbadensis* como coagulante es muy escasa y relativamente nueva, se demostró su eficiencia y comparación con los trabajos citados, tal es el caso del trabajo realizado por Mendoza *et al.* (2014) en donde las eficiencias del coagulante ante la remoción de la turbidez fueron del 18.4 al 22.5%, siendo el del presente trabajo de 37.58%. De igual manera, el contenido de los principales polisacáridos en el gel o mucilago poseen una afinidad con los contaminantes del agua residual, tales como la materia orgánica, sólidos suspendidos y totales. Finalmente, las eficiencias mostradas del tren de tratamiento de acuerdo a los parámetros establecidos (de operación y físico-químicos) demostraron ser eficientes ante el tratamiento, logrando así cumplir con los objetivos en lo que del coagulante y el proceso de coagulación-floculación se refiere.

El carbón activado propuesto a su vez demostró una eficiencia favorable ya que este aumentó el nivel de depuración considerablemente ayudando a obtener un agua óptima para un uso en específico. La bibliografía orientada a la madera de *Piscidia piscipula* como carbón activado para tratar agua residual es prácticamente nula (no se encontraron fuentes que avalen su efectividad como carbón activado), puesto a que el presente trabajo demuestra que es una alternativa con un fuerte potencial comercial y beneficioso para el medio ambiente, ya que no

se generan subproductos nocivos (trihalometanos, clorofenoles y otros SDP's), además de que 25 g de carbón activado puestos en forma de filtro en una bureta de 50 ml puede llegar a tratar hasta 750 ml de agua con una turbiedad por arriba de las 350 NTU antes de alcanzar su saturación y decremento de su eficiencia de remoción.

El presente trabajo siguió una filosofía llamada química sostenible o verde, en la cual se busca un uso nulo o mínimo de compuestos y elementos químicos sintéticos e inorgánicos, reemplazándolos por materiales orgánicos o sintéticos amigables con el ambiente y seres vivos, evitando la generación de subproductos tóxicos derivado del uso de los mismos.

Finalmente, la materia prima para elaborar los elementos empleados para el tren de tratamiento se pueden obtener de los residuos de industrias que utilicen la misma materia prima. Tal es el caso de la *Piscidia piscipula*, ya que se puede emplear los pequeños trozos que se generan en su tala y proceso de cortado para la elaboración de carbón activado empleando el método del presente trabajo, así mismo, el aserrín de dicha madera puede ser aprovechada de la misma manera, así como del gel de *Aloe barbadensis* que no necesita un método de extracción costoso ni adición de reactivos. Igualmente los costos para el manejo de residuos generados (o subproductos) son menores y hasta nulos ya que el coagulante propuesto coagula y flocula materia orgánica por lo que no se requiere un tratamiento para los lodos que se generen. Los lodos generados por el coagulante propuesto se pueden emplear principalmente como composta al ser materia orgánica. Para el carbón activado de *Piscidia piscipula* como residuo se puede aprovechar para su reactivación una vez llegado su tiempo de vida, existiendo plantas de reactivación de carbón activado en el mundo, además es una alternativa muy viable y barata como sustrato para suelos erosionados después de que el carbón se ha empleado.

## BIBLIOGRAFÍA

Abdelaal, A. (2004). Using a natural coagulant for treating wastewater. *Eighth International Water Technology Conference, 1(1)*, 781-790.

Abdullah, A., Kassim, A., Zainal, Z., Hussien, M., Kuang, D., Ahmad, F., & Wooi, O. (2001). Preparation and Characterization of Activated Carbon from Gelam Wood Bark (*Melaleuca cajuputi*). *Malaysian Journal Of Analytical Sciences, 7(1)*, 65-68.

Alhamed, Y. (2006). Activated Carbon from Dates Stone by ZnCl<sub>2</sub> Activation. *Journal Of King Abdulaziz University-Engineering Sciences, 17(2)*, 75-98.

Allen, L. (2015). *Manual de diseño para manejo de aguas grises para riego exterior* (2nd ed., pp. 2-3). Oakland: Greywater Action.

Aluyor, E., & Badmus, M. (2008). COD removal from industrial wastewater using activated carbon prepared from animal horns. *Afric. J. Biotechnol., 7(1)*, 3887-3891.

American Public Health Association (APHA). (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18th ed., pp. 2-56). Washington, D.C.: APHA, AWWA, WWCF.

Andía Cárdenas, Y. (2006). *Tratamiento de agua coagulación y floculación*. 1st ed. Lima: SEDAPAL.

Arboleda Valencia, J. (1972). *Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua* (1st ed., pp. 37-66). Lima: CEPIS.

Arcos, M., & Fernández, G. (1993). *Procesos biológicos de tratamiento para la estabilización de residuos líquidos tóxicos* (1st ed., pp. 6-14). México: Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED).

Asrafuzzaman, M., Fakhruddin, A., & Alamgir Hossain, M. (2011). Reduction of Turbidity of Water Using Locally Available Natural Coagulants. *International Scholarly Research Network, 2011(1)*, 1-5.

Ayangunna, R., Giwa, S., & Giwa, A. (2016). Coagulation-Flocculation Treatment of Industrial Wastewater Using Tamarind Seed Powder. *International Journal Of Chemtech Research, 9(5)*, 771-780.

Azeez, O. (2005). Decolourization of Gum Arabic using Activated Charcoal. *Leonardo Journal Of Sciences, 7(1)*, 23-32.

Barba Ho, L. (2002). *Conceptos básicos de la contaminación del agua y parámetros de medición* (1st ed., pp. 10-21). Santiago de Cali.

Barrenechea Martel, A. (2004). *Tratamiento de agua para consumo humano: Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría. Tomo I* (1st ed., pp. 1-13, 10-11, 151-220, 225-260, 263-304). Lima: CEPIS/OPS.

Bastidas, M., Buelvas, L., Márquez, M., & Rodríguez, K. (2017). Producción de Carbón Activado a partir de Precursores Carbonosos del Departamento del Cesar, Colombia. *Información Tecnológica*, 21(3), 87-96.

Beckett, R. (1990). *Surface and Colloid Chemistry in Natural Waters and Water Treatment*. Nueva York.

Berga Casafont, L. (2008). Forma y función en presas y embalses. En: *Ingeniería y territorio. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos*. Núm. 81, pp. 80-85.

Bidhendi, G., Shahriari, T., & Shahriari, S. (2009). Plantago Ovata Efficiency in Elimination of Water Turbidity. *Journal Of Water Resource And Protection*, 01(02), 90-98.

Bin, G., Cao, X., Dong, Y., Luo, Y., & Ma, L. (2011). Colloid Deposition and Release in Soils and Their Association With Heavy Metals. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology*, 41(4), 336-372.

Bina, B., Mehdinejad, M., Movahedian Attar, H., & Nikaeen, M. (2009). The effectiveness of chitosan as coagulant aid in turbidity removal from water. *International Journal Of Environmental Health Engineering*, 6(4), 247-252.

Blazquez, P., & Montero, C. (2010). *Reutilización de agua en Bahía Blanca Plata 3era Cuenca* (1st ed., pp. 6-7). Buenos Aires: edUTecNe.

Bratby, J. (1980). *Coagulation and flocculation*. Croydon: Uplands P., pp.5-6.

Burke, G., Singh, B., & Theodore, L. (2000). *Handbook of Environment* (2nd ed., pp. 217-235). New York: Wiley-Interscience.

Canche Uuh, J. (2007). *Estudio de la aplicación de tecnologías de oxidación avanzada basadas en dióxido de titanio, peróxido de hidrógeno y luz ultravioleta como complemento a la cloración en tratamientos de potabilización de aguas naturales* (Doctorado). Universidad de Zaragoza.



Canche Uuh, J., Oropeza García, N., Ávila Reveles, J., Guevara Franco, J., & Castillo, J. (2016). *Manual de prácticas: Operaciones Unitarias IIa* (1st ed., pp. 3-4). Chetumal, Quintana Roo.

Carbajal Azcona, Á., & González Fernández, M. (2012). *Agua para la Salud: Pasado, presente y futuro*. (1st ed., pp. 33-45). Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Castillo Ledezma, J., López Malo, A., & Bandala, E. (2010). Desinfección de agua mediante el uso de tecnologías emergentes basadas en procesos avanzados de oxidación. *Temas Selectos De Ingenierías De Alimentos*, 4(1), 74-83.

Castro Cortes, L., & Flores, G. (2009). *"Elaboración de carbón activado a partir de cáscara de naranja"* (1st ed.). México.

Conseil Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique. (1986). *Test methods for activated carbon* (1st ed., p. 7). Bruselas: CEFIC.

Contreras Serrano, J. (2006). *"Recuperación y tratamiento de hidrocarburos líquidos de trampas de aceites y grasas de estaciones de servicio de combustible"* (Licenciatura). Universidad Nacional de Ingeniería. Facultad de ingeniería de petróleo, gas natural y petroquímica.

Couoh Gómez, K. (2016). *Aprovechamiento de los residuos maderables de la actividad forestal, estudio de caso: Maderas de la Zona Maya de Quintana Roo S.A. DE C.V.* (Licenciatura). Universidad de Quintana Roo. División de Ciencias e Ingeniería.

Deas, M., & Lowney, C. (2000). *Water Temperature Modeling Review: Central Valley* (1st ed., pp. 15-41). California: California Water Modeling Forum.

Del Angel, E. (2010). *Acción biomédica y potencial económico de la sábila (Aloe barbadensis M.)* (Licenciatura). Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. División de ciencias socioeconómicas departamento de administración agropecuaria.

Deloya, A. (1997). Biodiscos: una alternativa de tratamiento biológico para aguas residuales cuando no se dispone de grandes extensiones de terreno. *Tecnología en marcha*, 13(3), 57-59.

Di Scala, K., Vega-Gálvez, A., Ah-Hen, K., Nuñez-Mancilla, Y., Tabilo-Munizaga, G., Pérez-Won, M., & Giovagnoli, C. (2013). Chemical and physical properties of aloe vera (*Aloe barbadensis* Miller) gel stored after high hydrostatic pressure processing. *Food Science And Technology*, 33(1), 52-59.

Diseños y Soluciones Sostenibles S.A. (2012). *Osmosis inversa* (1st ed., pp. 1-4). Chile: Diseños y Soluciones Sostenibles S.A..

Domínguez-Fernández, R., Arzate-Vázquez, I., Chanona-Pérez, J., Welti-Chanes, J., Alvarado-González, J., & Calderón-Domínguez, G. (2012). El gel de aloe vera: estructura, composición química, procesamiento, actividad biológica e importancia en la industria farmacéutica y alimentaria. *Revista Mexicana De Ingeniería Química*, 11(1), 23-43.

Dzyaloshinskii, I., Lifshitz, E., & Pitaevskii, L. (1961). The general theory of van der waals' forces. *Advances In Physics*, 10(38), 165-209.

Echarri, L. (2007). *Población, Ecología y Ambiente. En: Contaminación del Agua* (1st ed., pp. 5-6).

Eman, N., Muyibi, S., Salleh, H., Salleh, M., & Alam, M. (2009). Moringa oleifera seeds as natural coagulant for water treatment. *Thirteenth International Water Technology Conference*, 1(1), 163-167.

Environmental Protection Agency. (1999). *Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Desinfección con cloro* (1st ed.). Washington, D.C.: Environmental Protection Agency.

EPA (Environmental Protection Agency). (2004). Guidelines for water reuse. *Technology Transfer and Support Division* (1st ed., pp. 238-259). Cincinnati, Ohio: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development.

Epalza, J., Barajas-Solano, A., & Daza, R. (2016). Chemical engineering transactions. *Evaluation Of The Efficiency Of Bio-Polymers Derived From Desertic Plants As Flocculation Agents*, 49(1), 361-365.

Gara, P. (2008). *Extracción, caracterización de sustancias húmicas y su empleo en procesos fotoquímicos de interés ambiental*. (Doctorado). Universidad Nacional de La Plata Facultad de Ciencias Exactas Departamento de Química.

Gonzales Mora, H. and Teruya Chinen, R. (2004). *Estudio preliminar de carbón activado; situación en el Perú*. (Doctorado). Universidad Nacional Agraria La Molina.

Hach Company. (2000). *Manual de análisis de agua* (2nd ed.). Loveland, Colorado: Hach Company.

Hach Company. (2010). *What is pH and how is it measured?* (1st ed., pp. 1-28). Loveland, Colorado: HACH COMPANY.

Hairston, N., & Fussmann, G. (2002). Lake Ecosystems. *Encyclopedia of life sciences*, 1-3.

Hernández Muñoz, A., Hernández Lehmann, A., & Galán Martínez, P. (2004). *Manual de depuración uralita* (3rd ed., pp. 13-18). Madrid: Paraninfo.

Hespanhol, I. (1989). The role of natural polyelectrolytes as coagulant aids: experiments with extracts from cactus, aloe and marine algae in brazil. *World Health Organization: Community Water Supply & Sanitation Unit*, 1(1), 1-11.

Horiba Instrumets. (2008). *Particle size and shape analysis of activated carbon using dynamic image analysis* (1st ed., pp. 1-3). Irvine, CA: Horiba Instruments, Inc.

Huertas, R., Marcos, C., Ibarguren, N., & Ordás, S. (2013). *Guía práctica para la depuración de aguas residuales en pequeñas poblaciones* (1st ed., pp. 9-15). León: Confederación Hidrográfica del Duero (CHD).

Ibañez, C., Caiola, N., Nebra, A., & Wessels, M. (2009). *1130 Estuarios. En: VV. A.A., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España* (pp. 7-8). Madrid: Ministerio Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Jacobi Carbons. (2012). *Activated carbon applications: For Drinking Water Production*. Suecia: Jacobi Carbons.

Jagtoyen, M., & Derbyshire, F. (1993). The Transformation of Wood to Activated Carbon. *Energeia*, 4(4), 1-5.

Junta de Calidad Ambiental. (2003). *Reglamento de estándares de calidad de agua de puerto rico* (1st ed.). Puerto Rico.

Kemmer, F. (1988). *The NALCO Water Hanbook* (2nd ed., pp. 18-47). New York: McGraw-Hill Company.

Khublaryan, M., & Moiseenko, T. (2009). Water Quality. *Vestnik Rossiiskoi Akademii Nauk*, 79(5), 403-410.

Kirchmer, C., & Pérez Carrión, J. (1981). *Coagulación. Programa Regional OPS/HPE/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano, Versión preliminar* (1st ed.). CEPIS.

Kopytko, M., Rueda, E., & Rincón, Y. (2014). Application of Natural Product (Aloe Vera) in Coagulation-Flocculation Procedures, for Water Treatability Study. *International Journal Of Engineering Science And Innovative Technology (IJESIT)*, 3(3), 444-456.

Klyachko, Y. (2002). Water and wastewater treatment: Analysis of Water Quality. *Encyclopedia Of Life Support Systems (EOLSS)*, 1-5.

L'vovich, M. (1979). *World water resources and their future* (1st ed.). Washington: American Geophysical Union.

La Mer, V. K.; Smellie, R. H. y Lee, Pur-Kum. (1957). Flocculation, subsidence and filtration of phosphate slimes. *Journal of Colloid Science*, 12(6), pp. 566.

Larionova, M., Menéndez Castillo, R., Valiente Hernández, O., & Fusté Moreno, V. (2004). Estudio químico de los polisacáridos presentes en Aloe vera L. y Aloe arborescens Miller cultivados en Cuba. *Revista Cubana De Plantas Medicinales*, 9(1).

Lemley, A., Wagenet, L., & Kneen, B. (1995). Activated Carbon Treatment of Drinking Water. *Cornell Cooperative Extension*, 1(1), 1-4.

Lesikar, B., & Enciso, J. (2002). *Sistemas individuales para el tratamiento de aguas negras* (1st ed.). College Station, Tex.: Cooperativa de Texas Extensión, el Sistema Universitario Texas A & M.

Lorenzo Acosta, Y. (2006). Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación-floculación. *Instituto Cubano De Investigaciones De Los Derivados De La Caña De Azúcar (ICIDCA)*, 40(2), 10-17.

Lowry, J. (2008). Use of activated charcoal in pediatric populations. *Second Meeting Of The Subcommittee Of The Expert Committee On The Selection And Use Of Essential Medicines*, 1(1), 1-17.

Luna, D., González, A., Gordon, M., & Martín, N. (2007). Obtención de carbón activado a partir de la cáscara de coco. *ContactoS*, 64(1), 39-48.

Maderey Rascón, L. (2005). *Principios de Hidrogeografía: Estudios del Ciclo Hidrológico* (1st ed., pp. 7-12). Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Madu, P., & Lajide, L. (2013). Physicochemical characteristics of activated charcoal derived from melon seed husk. *Journal Of Chemical And Pharmaceutical Research*, 5(5), 94-98.

Martínez de Yuso, A. (2012). *Desarrollo de carbones activados a partir de residuos lignocelulósicos para la adsorción y recuperación de tolueno y n-hexano* (Doctorado). Instituto de Investigación del Medio Ambiente y Sostenibilidad.

Martínez, M. (2015). “*Uso de polímeros en el tratamiento de agua para consumo humano*” (Licenciatura). Universidad Nacional Autónoma de México.

Mata, L. (2012). *Empleo de biodiscos en el tratamiento de aguas residuales generadas en un edificio de ciudad universitaria* (Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México.

McConnachie, G., Warhurst, A., Pollard, S., Chipofya, U., & Chipofya, V. (1996). Activated carbon from Moringa husks and pods. *22Nd WEDC Conference. Reaching the unreached: challenges for the 21st century*, 1(1), 279-282.

McDougall, G. (1991). The physical nature and manufacture of activated carbon. *Journal of the south african institute of mining and metallurgy*, 91(4), 109-120.

Menéndez, C., Pérez, J., & García, J. (2005). *Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales mediante filtros percoladores* (1st ed.). Habana.

Meybeck, M. (2013). Global Occurrence of Major Elements in Rivers. *Treatise on Geochemistry*, 5, 207-223.

Monzón Bruguera, Y. (2009). Derecho y manejo integrado de las zonas costeras. una aproximación teórica. *Ciencia Y Sociedad*, 34(4), 597-617.

Morató, J., Pires, A., & Subirana, A. (2009). *Manual de tecnologías sostenibles en tratamiento de aguas. En: Capítulo 1* (1st ed., pp. 11-25). México: TECSPAR.

Muyibi, S., Noor, M., Ding, T., & Khor, W. (2001). “*Moringa oleifera seeds as A flocculant in Waste Sludge Treatment*”.

National Ground Water Association. (2011). Brackish Groundwater. *NGWA Information Brief*, 1(1).

Neira Gutiérrez, M. (2006). *Dureza en aguas de consumo humano y uso industrial, impactos y medidas de mitigación. estudio de caso: chile* (Licenciatura). Universidad de Chile "Facultad de ciencias físicas y matemáticas departamento de ingeniería civil."

Ng, W. (2006). *Industrial Wastewater Treatment* (1st ed., pp. 1-43). London: Tjan Kwang Wei.

Nieto, M., Santacruz, I., & Moreno, R. (2014). Consolidación de materiales cerámicos por gelificación de polisacáridos. *Rev. Latinam. Metal. Mat*, 34(1), 2-27.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. "Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales". Diario Oficial de la Federación, 6 de enero de 1997.

Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996. "Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.". Diario Oficial de la Federación, 3 de Junio de 1998

Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. "Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público". Diario Oficial de la Federación, 21 de septiembre de 1998.

Nougbo Yéwègnon, A., Sessou, P., Alassane, A., Youssao Abdou, K., Agbangnan Cokou, P., Mama, D., & Sohounhloue Koko, C. (2016). Evaluation of Aloe vera leaf gel as a Natural Flocculant: Phytochemical Screening and Turbidity removal Trials of water by Coagulation flocculation. *Research Journal Of Recent Sciences*, 5(1), 9-15.

Ntuli, V., & Hapazari, I. (2013). Sustainable waste management by production of activated carbon from agroforestry residues. *South African Journal Of Science*, 109(1/2), 1-6.

Olivero Verbel, R., Aguas Mendoza, Y., Mercado Martínez, I., Casas Camargo, D., & Montes Gazabón, L. (2014). Utilización de Tuna (opuntia ficus-indica) como coagulante natural en la clarificación de aguas crudas. *AVANCES Investigación En Ingeniería*, 11(1), 70-74.

OMS. (2003). *Guías para la calidad del agua potable* (3rd ed., pp. 11-44, 105-160, 305). Ginebra (Suiza): Organización Mundial de la Salud.

Panthee, S., & Lohani, S. (2008). In Vitro Adsorption Studies of Paracetamol to Activated Charcoal Capsule, Powder and Suspension. *The Open Toxicology Journal*, 2(1), 22-25.

- Pastor-Villegas, J., Pastor-Valle, J., Rodríguez, J., & García, M. (2006). Study of commercial wood charcoals for the preparation of carbon adsorbents. *Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis*, 76(1-2), 103-108.
- Patel, H., & Vashi, R. (2013). Comparison of naturally prepared coagulants for removal of cod and color from textile wastewater. *Global NEST Journal*, 15(4), 522-528.
- Pérez Farrás, L. (2005). *Teoría de la sedimentación* (1st ed., pp. 1-2). Buenos Aires: Instituto de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- Pinkal, C., Punita, P., Krupa, U., & Payal, V. (2010). Application of the aquatic indigenous plant material coagulants for waste water treatment. *Jr. Of Industrial Pollution Control*, 26(2), 15-18.
- Ramachandra, C. & Rao, P. (2008). Processing of Aloe Vera Leaf Gel: A Review. *American Journal of Agricultural And Biological Sciences*, 3(2), 502-510.
- Ramalho, R. and Ramalho, R. (1983). *Solutions manual for Introduction to wastewater treatment processes*. New York: Academic Press.
- Ramamurthy, C., Maheswari, M., Selvaganabathy, N., Kumar, M., Sujatha, V., & Thirunavukkarasu, C. (2012). Evaluation of eco-friendly coagulant from *Trigonella foenum-graecum* seed. *Advances In Biological Chemistry*, 02(01), 58-63.
- Real Decreto 1620/2007. Régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. 7 de diciembre, (BOE núm. 294, 8 de diciembre de 2007).
- Richter, C., & Cánepa de Vargas, L. (1984). *Evaluación de plantas de tratamiento de agua* (1st ed., pp. 77-118). Lima: CEPIS.
- Richter, G., Silva, J., Fuentes, F., Rodríguez, R., & Torres, P. (2012). *Fichas de Propiedades Tecnológicas de las Maderas* (1st ed.). Guadalajara: CONAFOR.
- Rolim, S. (1999). *Lagunas Aireadas Mecánicamente* (1st ed., pp. 1-11). Santa Fe de Bogotá: Organización Panamericana de la Salud (OPS).
- Román Sierra, J., Navarro Pons, M., Gomez Pina, G., & Muñoz Perez, J. (2013). Optimización del análisis del tamaño de grano de arenas costeras. *XII Jornadas Españolas De Ingeniería De Costas Y Puertos*.

Romero, M. (2008). Tratamientos utilizados en la potabilización del agua. *Ingeniería Primero*, 8.

Sandoval, L., Montellano, L., Piña, M., & Sánchez, L. (2000). Potencial zeta como una herramienta para determinar la aglomeración de las partículas en la reducción del volumen del lodo a disponer. *Federación Mexicana De Ingeniería Sanitaria Y Ciencias Ambientales; AIDIS. Ciencia Y Conciencia Compromiso Nacional Con El Medio Ambiente: Memorias Técnicas.*, 1-15.

Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente del Gobierno del Estado de Yucatán (SEDUMA). (2017). *Fichas técnicas de Flora nativa: Jabín* (1st ed., p. 1). Mérida: Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente del Gobierno del Estado de Yucatán. Retrieved in 22/Feb/2017 at 22:01 p.m. from <http://www.seduma.yucatan.gob.mx/flora/fichas-tecnicas/Jabin.pdf>

Sevilla. (2002). *Manual del carbón activo* (1st ed.). Sevilla: Universidad de Sevilla.

Sharp, K. (2001). Water: Structure and Properties. *Encyclopedia of life sciences*, 1-7.

Shiklomanov, I. (1998). *World water resources: a new appraisal and assessment for the 21st century* (pp. 2-36). Paris, France: UNESCO.

Sivakumar, B., Kannan, C., & Karthikeyan, S. (2012). Preparation and characterization of activated carbon prepared from balsamodendron caudatum wood waste through various activation processes. *rasayan j. Chem.*, 5(3), 321-327.

Solís Silvan, R., Laines Canepa, J., & Hernández Barajas, J. (2012). Mezclas con potencial coagulante para clarificar aguas superficiales. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, 28(3), 229-236.

Solís, J., Morales, M., Ayala, R., & Durán de Bazúa, M. (2012). Obtención de carbón activado a partir de residuos agroindustriales y su evaluación en la remoción de color del jugo de caña. *Tecnología, Ciencia, Educación*, 27(1), 36-48.

Talley, L., Pickard, G., Emery, W. & Swift, J. (2011). *Descriptive Physical Oceanography An Introduction*. Amsterdam Boston: Academic Press.

Tchobanoglous, G., & Burton, F. (1995). *Ingeniería de aguas residuales* (3rd ed.). Madrid: McGraw-Hill.

Toledo, A. (2002). El agua en México y el mundo. *Gaceta Ecológica*, 64(1), 9-18.



Tsang, D., Lai, K., & Lo, I. (2008). Conversion of wood waste into activated carbon and its application. *Wasteminz Conference 2008*, 1(1), 1-8.

U.S. Census Bureau. (2012). *Statistical abstract of the United States: 2012* (131th ed., pp. 1-8). New York: Skyhorse Pub., Inc.

UNESCO. (2015). Agua para todos, agua para la vida. *Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo* (1st ed.). Madrid: UNESCO.

United Nations Environment Programme (UNEP). (2008). *Global glacier changes: facts and figures*. (1st ed., pp. 10-33). Zurich.

Vega, A., Ampuero, N., Díaz, L., & Lemus, R. (2005). El aloe vera (*Aloe barbadensis miller*) como componente de alimentos funcionales. *Revista Chilena De Nutrición*, 32(3).

Velásquez, J., Mejía, L., Carrasquilla, F., López, R., & Garcés, B. (2007). Obtención de carbón activado a partir de cáscara de coco pretratada con vapor. *Investigaciones Aplicadas*, 1(2007), 1-5.

Zacatecas, J., Rodríguez, V., Femenia, A., Ramírez, E., Minjares, R., Sáenz, M., & Candelas, M. (2016). Contenido de polisacáridos bioactivos de aloe barbadensis miller bajo condiciones de estrés. *Investigación Y Desarrollo En Ciencia Y Tecnología De Alimentos*, 1(2016), 776-781.

Zulkarnain, Z., Hussein, M., & Badri, M. (1993). Activated Carbon from Mangrove Wood (*Rizophora apiculata*): Preparation and Characterization. *Pertanika J. Sci. & Technol.*, 1(2), 169-177.

## ANEXO A



Figura 66 Activación química con ácido fosfórico del carbón triturado



Figura 67 Cubos de la madera de *Piscidia piscipula* antes de carbonizar



Figura 68 Carbón obtenido



Figura 69 Tamices empleados para la selección de tamaño de granos



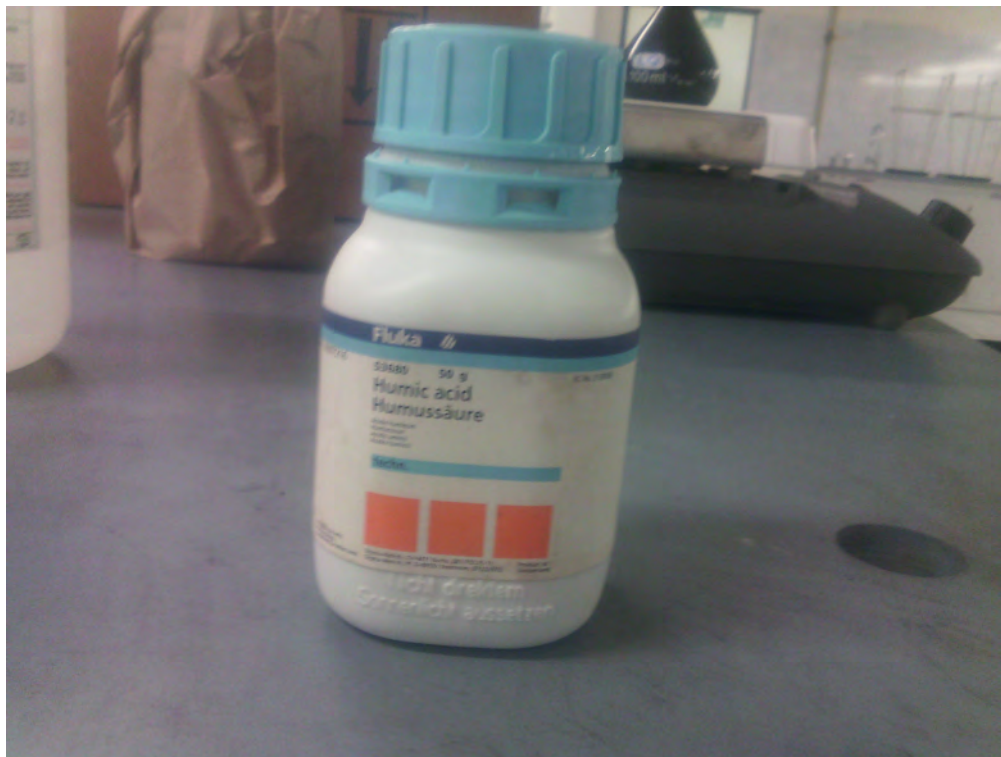


Figura 70 Polvo de ácidos húmicos marca Fluka



Figura 71 Drenado de aloína de las pencas de *Aloe barbadensis*



Figura 72 Solución madre de ácidos húmicos



Figura 73 Prueba de jarras con las muestras sintéticas y el coagulante de *Aloe barbadensis* al 30%



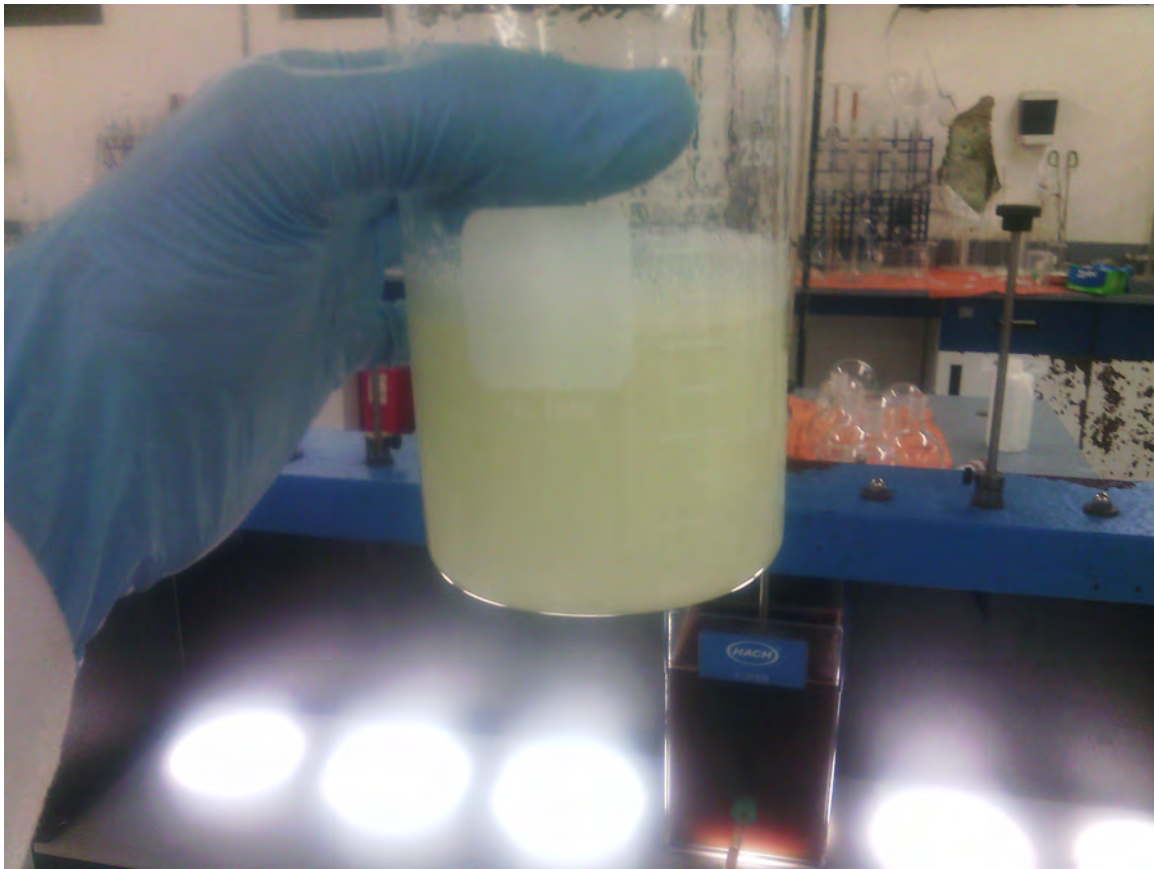


Figura 74 Coagulante natural de *Aloe barbadensis* al 30%



Figura 75 (izquierda a derecha) muestras sintéticas y su reducción de la turbiedad por coagulación-floculación empleando el coagulante al 30% y filtración

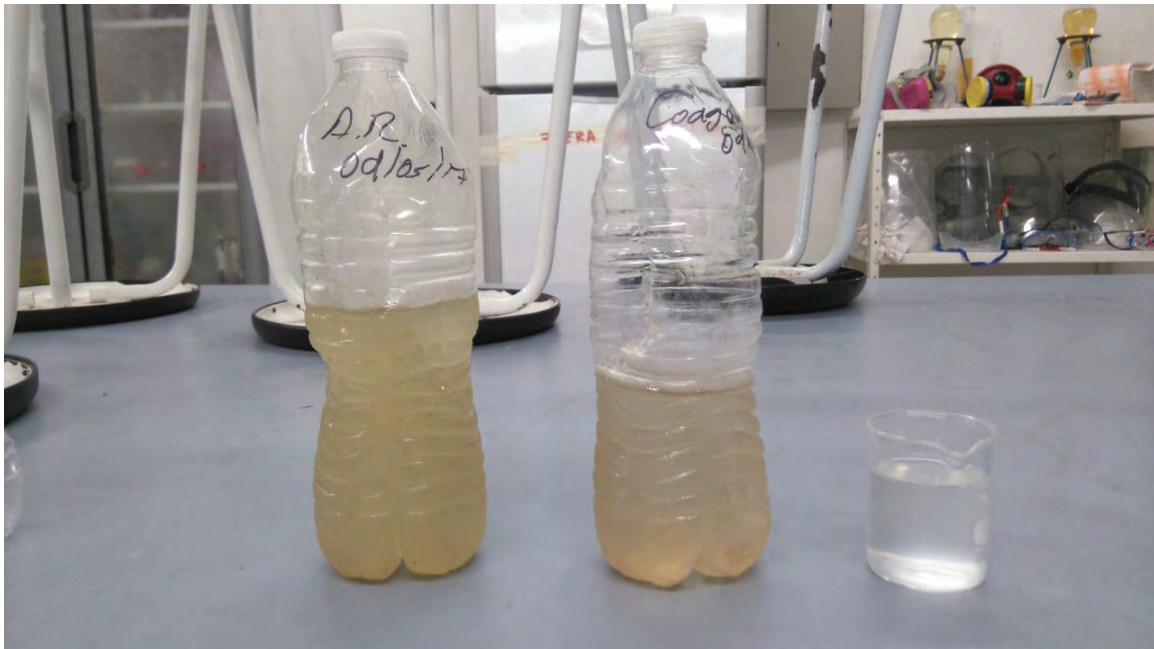


Figura 76 (izquierda a derecha) Agua residual de baja concentración de DQO y su reducción de la turbiedad por coagulación-floculación empleando el coagulante al 30% y filtración



Figura 77 Agua residual de baja concentración de DQO depurada con el coagulante al 30% y la filtración de carbón activado





Figura 78 Carbón activado granular de *Piscidia piscipula*

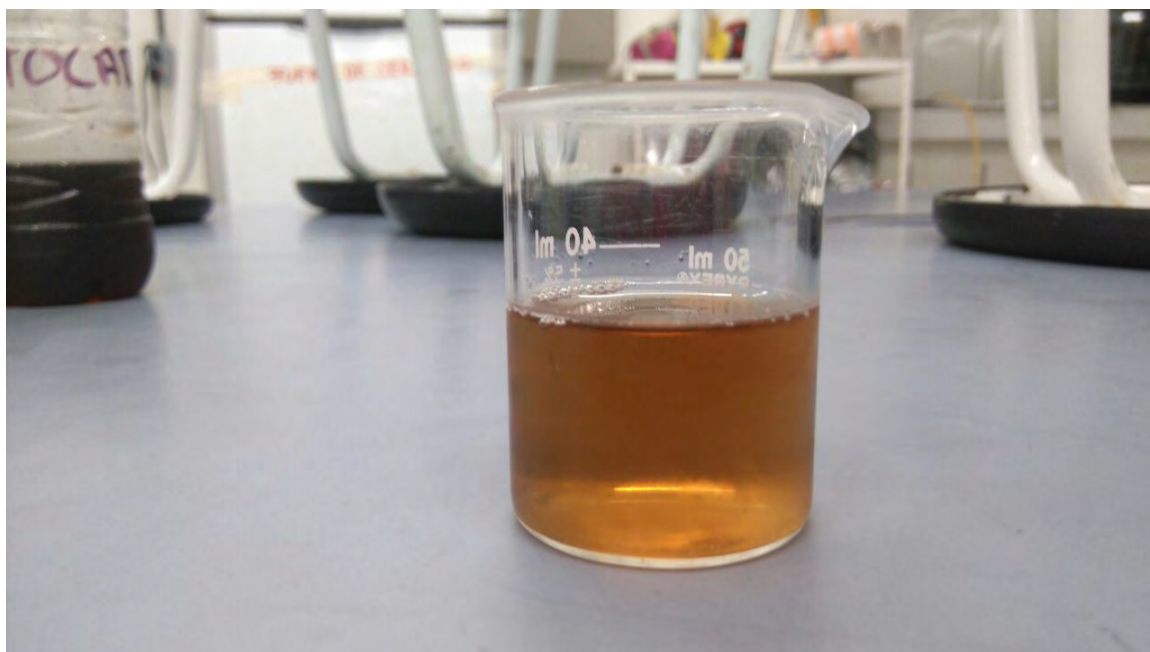


Figura 79 Muestra sintética tratada con el coagulante al 30% y la filtración con el carbón activado propuesto



## ANEXO B

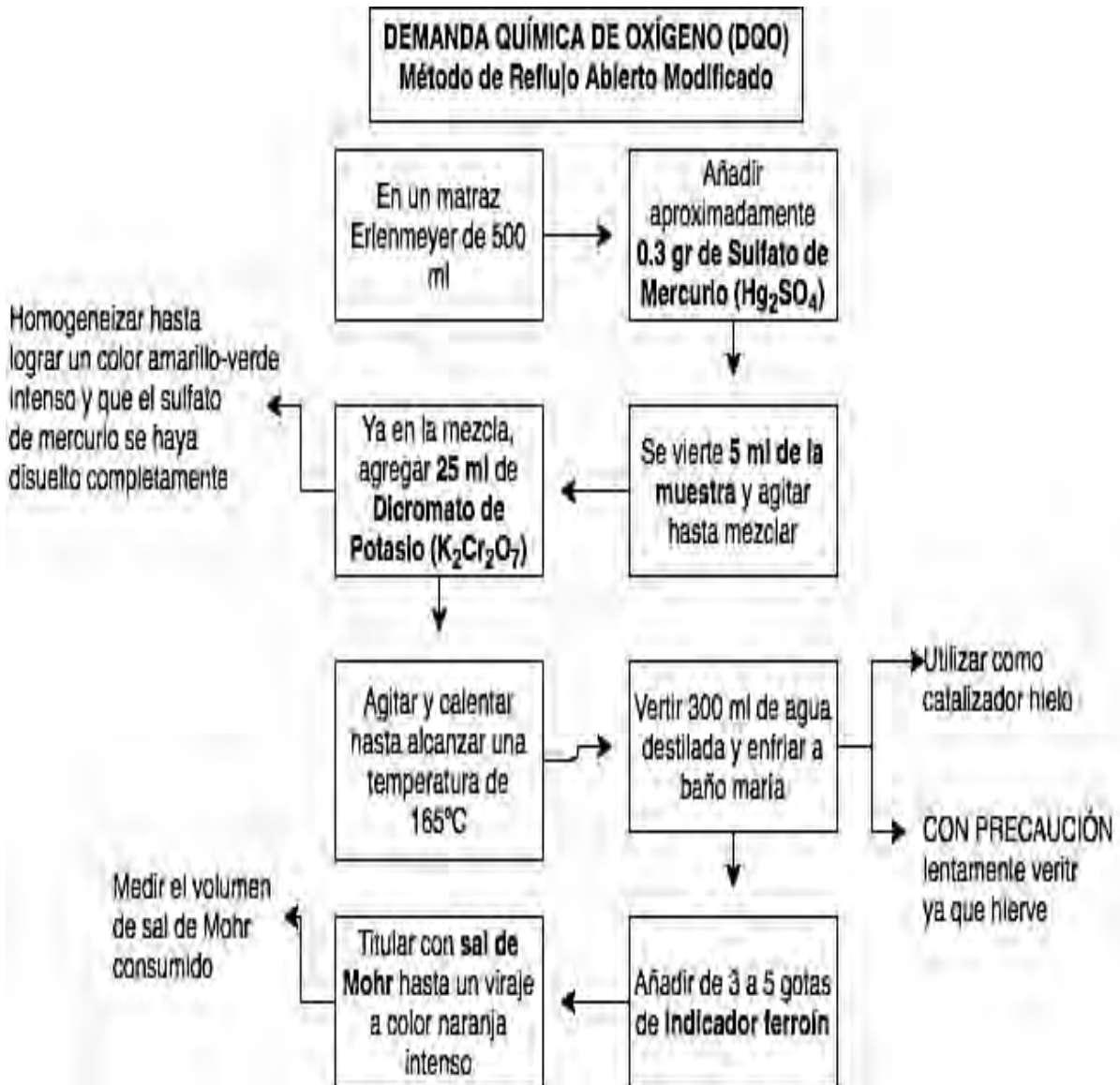
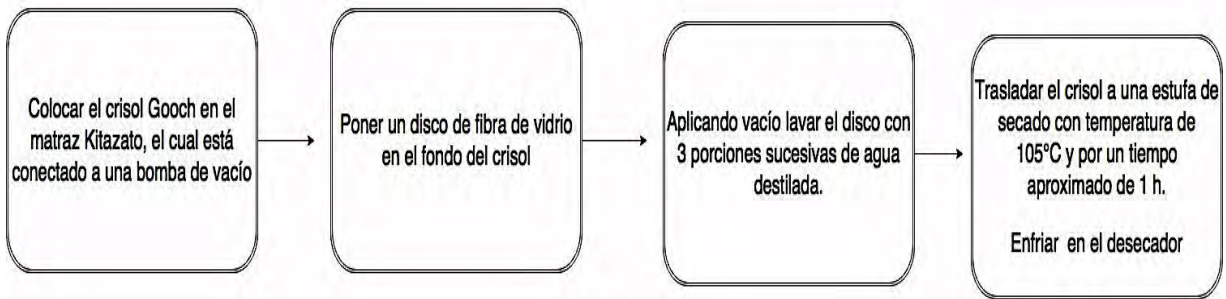
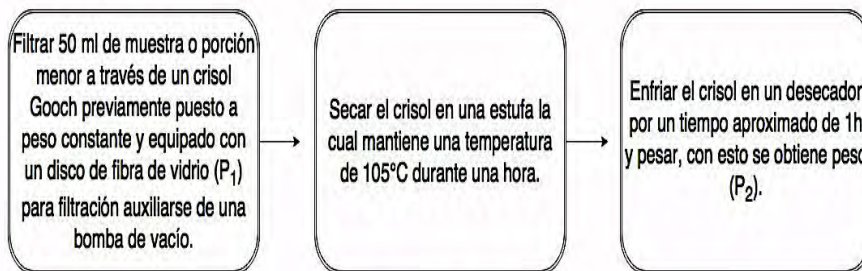


Figura 80 Determinación de la demanda química de oxígeno por el método modificado (Canche, 2007)

### SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)



### PROCESO



### CÁLCULOS

Endonde

$P_1$  = Peso del crisol Goochen condiciones de peso constante en gr.

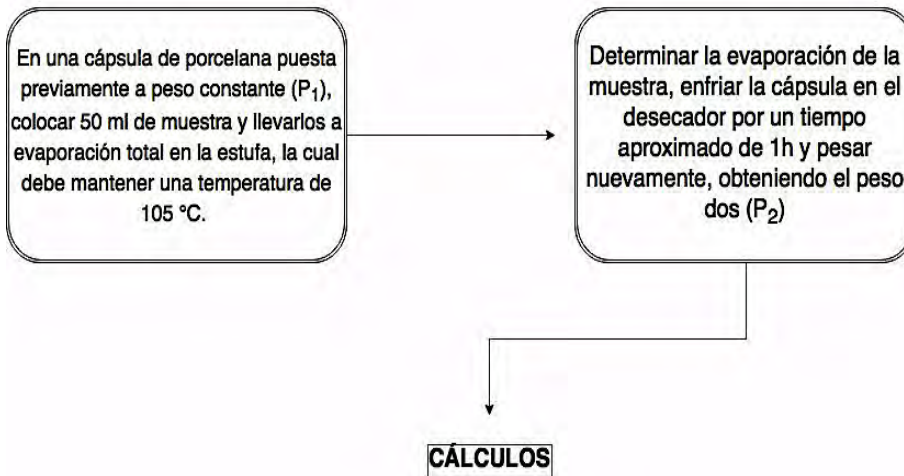
$\text{ppm (SST)} = (P_2 - P_1) 10^6 / V_1$  →  $P_2$  = Peso del crisol Gooch con residu, en ml.

$V_1$  = Volumendemuestraparafiltración enml

$10^6$  = Factor de conversión.

Figura 81 Metodología para determinar los SST

### SÓLIDOS TOTALES (ST)



$$\text{ppm (ST)} = (P_2 - P_1) 10^6 / V_1$$

En donde:

$P_1$  = Peso de la cápsula de porcelana en condiciones de peso constante en gr.

$P_2$  = Peso de la cápsula de porcelana después de la evaporación en gr.

$V_1$  = Volumen de muestra para el análisis en ml.

$10^6$  = Factor de conversión.

Figura 82 Metodología para determinar los ST

## ANEXO C

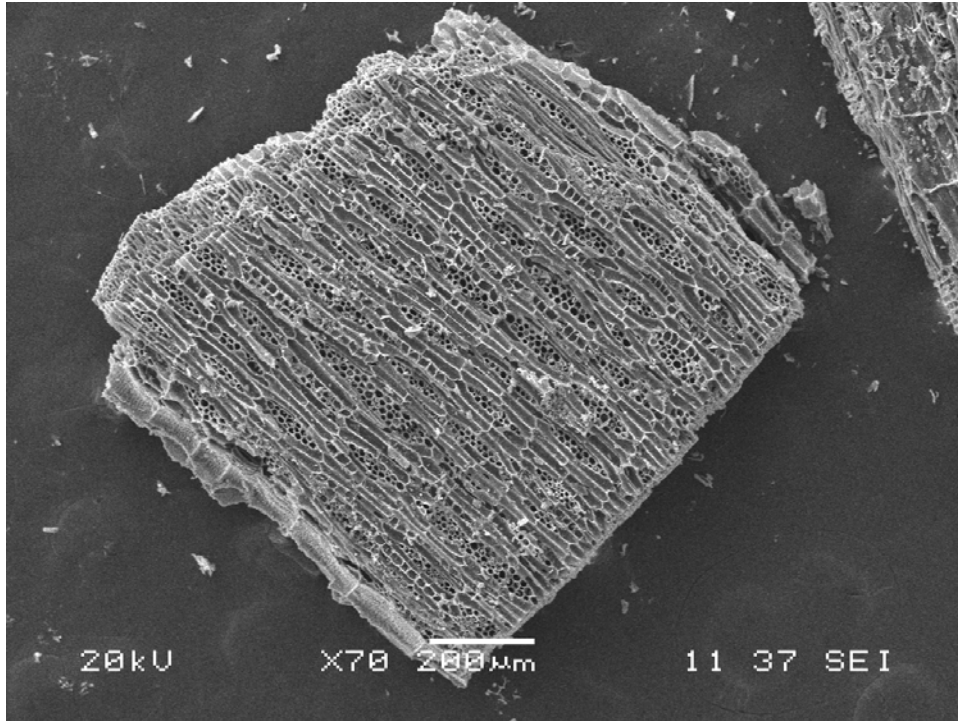


Figura 83 Micrografía de un grano del carbón activado de *Piscidia piscipula* sin emplear con zoom x70

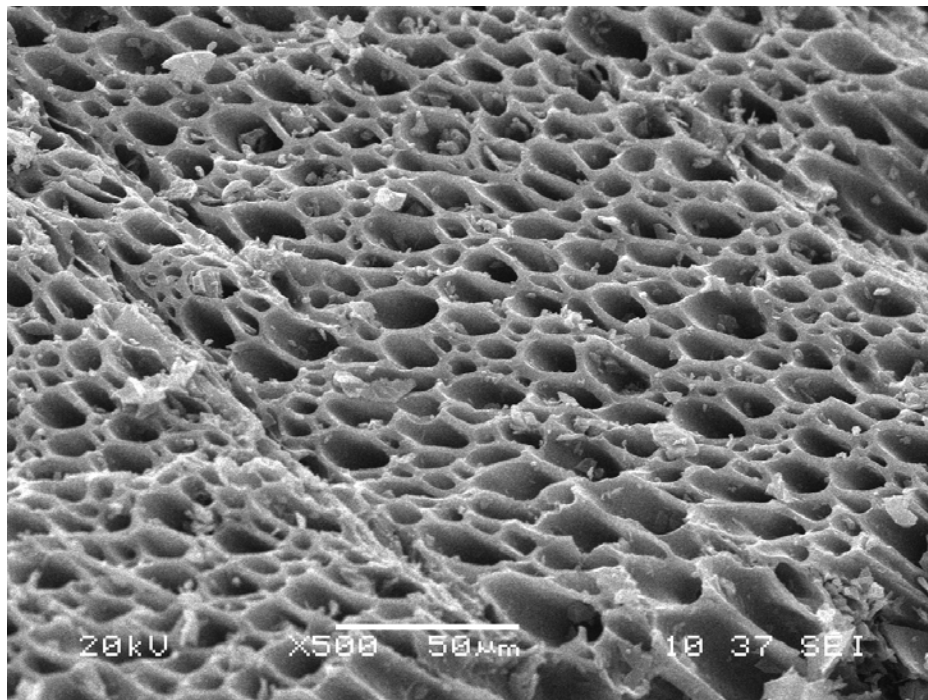


Figura 84 Micrografía de un grano del carbón activado de *Piscidia piscipula* sin emplear con zoom x500

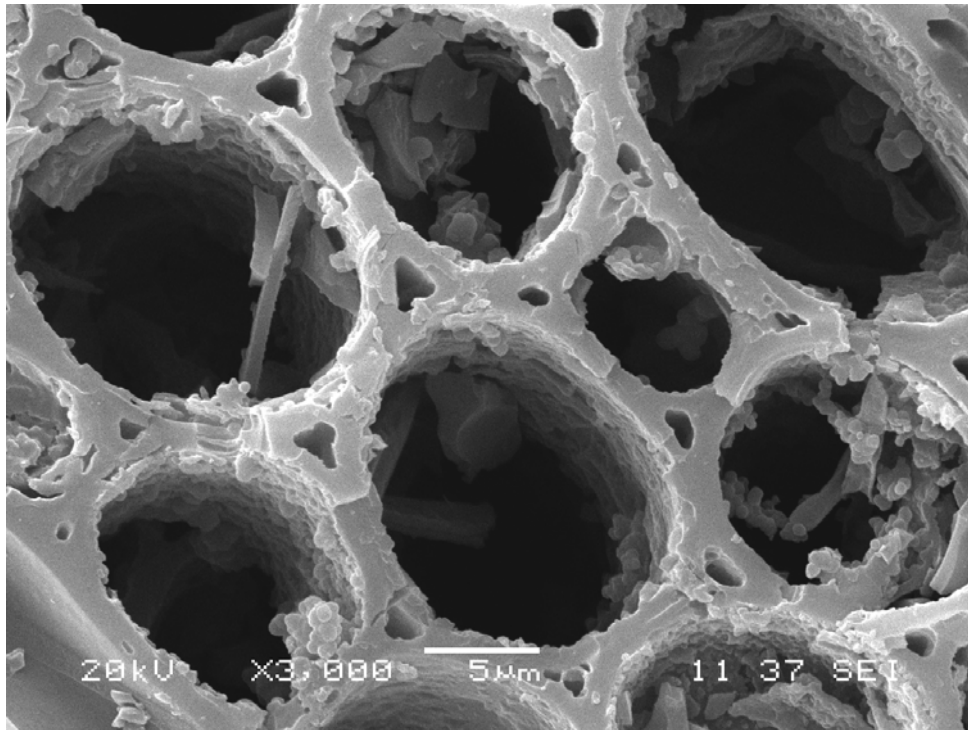


Figura 85 Micrografía de un grano del carbón activado de *Piscidia piscipula* sin emplear con zoom x3000

## ANEXO D

Tabla 37 Límites máximos permisibles para contaminantes básicos en descargas para las aguas y bienes internacionales (SEMARNAT, 1996)

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS																					
PARÁMETROS	RÍOS						AGUAS COSTERAS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				SUELO				
	Uso en riego agrícola "A"		Uso público urbano "B"		Protección de vida acuática "C"		Explotación pesquera, navegación y otros usos "A"		Recreación "B"		Estuarios "B"		Uso en riego agrícola "B"		Uso público urbano "C"		Uso en Riego agrícola "A"		Humedales naturales "B"		
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	
Temperatura a °C (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	
Materia Flotante (3)	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	
SS (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2	
SST	150	200	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	75	125	40	60	N.A.	N.A.	75	125	
DBO5	150	200	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	75	150	30	60	N.A.	N.A.	75	150	
NITRÓGENO TOTAL	40	60	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	
FÓSFORO TOTAL	20	30	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	

(1) Instantáneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006.

P.D.= Promedio Diario; P.M. = Promedio Mensual:

N.A. = No es aplicable.

“A”, “B” y “C”: Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

Tabla 38 Límites máximos permisibles para metales pesados y cianuros en descargas para las aguas y bienes internacionales (SEMARNAT, 1996)

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS																
PARÁMETROS (*)	RÍOS						AGUAS COSTERAS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES			
	Uso en riego agrícola "A"		Uso público urbano "B"		Protección de vida acuática "C"		Explotación pesquera, navegación y otros usos "A"		Recreación "B"		Estuarios "B"		Uso en riego agrícola "B"		Uso público urbano "C"	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cianuros	0.1	30	1	2	1	2	1	2	2	3	1	2	2	3	1	2
Cobre	4	6	4	6	4	6	4	6	4	6	4	6	4	6	4	6
Cromo	1	1.5	0.5	1	0.5	1	0.5	1	1	1.5	0.5	1	1	1.5	0.5	1
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.05	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

(\*) Medidos de manera total.

P.D. = Promedio Diario P.M. = Promedio Mensual N.A. = No es aplicable

“A”, “B” y “C”: Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.