

EVALUACIÓN DE LA COAGULACIÓN MEJORADA CON CLORURO FÉRRICO PARA LA REDUCCIÓN DE ATRAZINA

ANTONIO JOSÉ ESTRADA JIMÉNEZ
CODIGO: 0910387

Trabajo de grado presentado como requisito para optar por el título de
Ingeniero Sanitario y Ambiental

Directoras:

PATRICIA TORRES-LOZADA

Ingeniera Sanitaria, Ph.D
Prof. Titular, Escuela EIDENAR

LINA MARCELA FUENTES-LÓPEZ

Ingeniera Sanitaria y Ambiental
Candidata a Maestría en Ingeniería



UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
ÁREA ACADÉMICA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2019

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad del Valle y Colciencias, entidades financiadoras del proyecto “EVALUACIÓN DE LA COAGULACIÓN MEJORADA PARA REMOCIÓN DE PLAGUICIDAS EN AGUA COMO ESTRATEGIA DE MITIGACIÓN DE FACTORES AMBIENTALES CON INCIDENCIA EN LA SALUD”, del cual hace parte este estudio. Al Grupo de Investigación “Estudio y Control de la Contaminación Ambiental” (ECCA) por permitir el uso de sus laboratorios, materiales y equipos.

A mis directoras de trabajo de grado, la profesora Patricia López y la Ingeniera Lina Fuentes, por su confianza, orientación, dedicación y disposición para llevar por buen camino esta investigación. A Natalia Ibáñez, Felipe Noguera, Cesar Valderrama y demás estudiantes de pregrado de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, por su apoyo en la fase de campo, laboratorio y elaboración de esta investigación.

Al personal operativo y profesional del Departamento de Producción de Agua Potable de EMCALI E.I.C.E E.S.P por su colaboración y disposición para facilitar el ingreso a las plantas de producción, uso de instalaciones y suministro de información.

A mi familia, especialmente a mis padres Antonio Estrada y Tulia Inés Jiménez, mis hermanos Danny y Daniela, a mi sobrino Sebastián, a mi tía Inés Restrepo y a mi padrino José Aníbal Suarez por su amor, paciencia, sacrificio y apoyo a lo largo de todas mis etapas de formación académica.

A Mónica Gómez por tu amor, tiempo, ánimo, paciencia y apoyo durante todo este proceso que me permite culminar con éxito esta etapa de mi vida.

A mis amigos y compañeros que de alguna u otra forma estuvieron involucrados en mi formación como ingeniero, especialmente a Natalia, María Elisa, Goyes y Mayi con los cuales compartí y conformamos el grupo de batalla que permitió cumplir todas las exigencias académicas del programa.

Infinitas gracias a todos.

TABLA DE CONTENIDO

1	RESUMEN	1
2	INTRODUCCIÓN	1
3	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	3
4	ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN	4
5	REVISIÓN DE LITERATURA	7
5.1	Plaguicidas	7
5.1.1	Herbicidas	7
5.1.1.1	Atrazina	7
5.2	Tecnologías de tratamiento de agua potable (AP) para consumo humano	9
5.2.1	Tratamiento convencional o de ciclo completo.....	9
5.3	Coagulación.....	10
5.3.1	Coagulación Convencional (CC)	10
5.3.2	Coagulación Mejorada (CM)	10
5.4	Diagramas de coagulación	11
6	OBJETIVOS.....	12
6.1	OBJETIVO GENERAL.....	12
6.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
7	MATERIALES Y MÉTODOS	12
7.1	Determinación de niveles de Atrazina en fuentes de agua superficial (AS).....	12
7.2	Análisis exploratorio de la fuente de agua superficial (AS) seleccionada	13
7.3	Selección de las condiciones de coagulación mejorada (CM) para la reducción de Atrazina	14
7.3.1	Condiciones iniciales y dopaje de agua superficial (AS)	14
7.3.2	Unidad experimental	14
7.3.3	Condiciones experimentales diagramas de coagulación.....	15
7.3.4	Elaboración diagramas de coagulación	15
7.4	Análisis de información	17
8	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	17
8.1	Determinación de niveles de Atrazina en fuentes de agua superficial (AS).....	17
8.1.1	Revisión bibliográfica	17
8.1.2	Análisis exploratorio de la fuente de agua superficial (AS) seleccionada.....	19
8.1.3	Selección de las concentraciones del plaguicida Atrazina a evaluar.....	22

8.2	Selección de las condiciones de coagulación mejorada (CM) para la reducción de Atrazina	23
8.2.1	Condiciones iniciales y dopaje de agua superficial (AS)	23
8.2.2	Diagramas de coagulación	24
9	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	34
10	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35

INDICE DE TABLAS

Tabla 1	Remoción con coagulación convencional para diferentes plaguicidas	5
Tabla 2	Clasificación de los principales plaguicidas en función de su empleo y familia química	7
Tabla 3	Propiedades fisicoquímicas de la Atrazina	8
Tabla 4	Tipo de restricción de la Atrazina en diferentes países	8
Tabla 5	Porcentajes de reducción de COT (%) por coagulación mejorada (CM)	11
Tabla 6	Criterios aplicados en la búsqueda de información bibliográfica relacionada con la presencia de Atrazina en fuentes de agua superficial (AS)	13
Tabla 7	Parámetros fisicoquímicos y métodos de medición para la caracterización de las muestras de agua superficial (AS)	14
Tabla 8	Condiciones para simular los procesos de coagulación, floculación y sedimentación	15
Tabla 9	Resumen revisión bibliográfica por cada base de datos	17
Tabla 10	Concentraciones de Atrazina en fuentes de agua superficial (AS) a nivel mundial	18
Tabla 11	Rangos de concentración de Atrazina por continente y tipo de prohibición vigente	19
Tabla 12	Caracterización del agua cruda (AC) en la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino	20
Tabla 13	Registro histórico de la caracterización del agua cruda (AC) en la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino	21
Tabla 14	Caracterización del agua cruda (AC) sin dopar	23
Tabla 15	Caracterización del agua dopada por cada concentración de Atrazina	24
Tabla 16	Rangos óptimos de pH y dosis de coagulante para obtener una eficiencia de remoción máxima de turbiedad	24
Tabla 17	Rangos óptimos de pH y dosis de coagulante para obtener una eficiencia de remoción máxima de color verdadero	28
Tabla 18	Rangos óptimos de pH y dosis de coagulante para obtener una eficiencia de remoción máxima de absorbancia UV_{253}	28

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 Molécula de Atrazina $C_8H_{18}ClN_5$	8
Figura 2 Tecnologías de tratamiento de agua potable (AP).....	9
Figura 3 Esquema equipo de prueba de jarras	14
Figura 4 Diseño experimental para montaje de jarras y elaboración diagramas de coagulación.....	16
Figura 5 Diagrama de coagulación de remoción de turbiedad para las concentraciones de Atrazina (a) 500 µg/L, (b) 1000 µg/L, y (c) 1500 µg/L.....	25
Figura 6 Diagrama de coagulación de remoción de color verdadero para las concentraciones de Atrazina (a) 500 µg/L, (b) 1000 µg/L, y (c) 1500 µg/L	26
Figura 7 Diagrama de coagulación de remoción de absorbancia UV_{223} para las concentraciones de Atrazina (a) 500 µg/L, (b) 1000 µg/L, y (c) 1500 µg/L	27

ABREVIATURAS

AC	Agua Cruda
$Al_2(SO_4)_3$	Sulfato de aluminio
AS	Agua superficial
AP	Agua Potable
CC	Coagulación Convencional
CM	Coagulación mejorada
COT	Carbono Orgánico Total
EMCALI E.I.C.E E.S.P	Empresas Municipales de Cali
EPA	Agencia de Protección Ambiental (Siglas en ingles)
$FeCl_3$	Cloruro férrico
MO	Materia Orgánica
OMS	Organización Mundial de la Salud
PAC	Policloruro de aluminio
PTAP	Planta de Tratamiento de Agua Potable
RAS	Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico
RPM	Revoluciones por minuto
SPD	Subproductos de Desinfección
Ton	Toneladas
Unid	Unidades

1 RESUMEN

La Atrazina es un herbicida organoclorado usado ampliamente en muchos países sin restricciones ni prohibiciones, aun cuando es posible que cause efectos negativos sobre la salud humana. Entre sus características principales se encuentra su alta solubilidad en agua y baja adsorción en el suelo, por lo que es frecuente encontrar este plaguicida en fuentes de agua superficial (AS) y subterránea. Los procesos convencionales de tratamiento de agua potable (AP) arrojan bajas eficiencias de reducción de este tipo de contaminantes. Por tal razón, es común que el tratamiento convencional se combine con otros tratamientos específicos para incrementar las eficiencias; sin embargo, esto implica un aumento de costos, generación de subproductos, mayor complejidad operacional, entre otros. En este trabajo se evaluó la influencia de la coagulación mejorada (CM) como estrategia de reducción de la Atrazina de un AS dopada con tres concentraciones del plaguicida, aplicando Cloruro Férrico (FeCl_3) como coagulante. Con el fin de definir las zonas óptimas de reducción y los mecanismos de coagulación predominantes, se realizaron diagramas de coagulación de turbiedad, color verdadero y absorbancia UV_{223} (indicador indirecto de la presencia de Atrazina) en condiciones sin y con modificador de pH. Las eficiencias obtenidas para las tres concentraciones de Atrazina en condiciones sin modificador de pH, fueron del orden de 95% para turbiedad, entre 80 al 95% para color verdadero y desde 20 hasta 40% para UV_{223} . Al modificar el pH para alcanzar condiciones de la CM, se conservó la reducción de turbiedad y color verdadero y se logró incrementar la remoción de UV_{223} hasta del orden de 50%, eficiencias que sugieren remociones de Atrazina superiores a las reportadas por otros autores.

2 INTRODUCCIÓN

Se estima que la población mundial pasará de 7200 en la actualidad a 12300 millones para el año 2100 (Gerland *et al.*, 2014), incrementando la demanda de alimentos, lo que puede implicar entre 120 a 1000 millones de nuevas hectáreas para la agricultura (Laurance *et al.*, 2014). Este proceso implica el uso de plaguicidas que evitan una disminución en la producción de alrededor del 50%, por lo cual, la necesidad, manejo inadecuado y uso indiscriminado de estas sustancias xenobióticas tiende a incrementarse, afectando los recursos agua, aire y suelo (Usma *et al.*, 2008; Barba-Ho y Becerra, 2011).

Los herbicidas son un tipo de plaguicidas de uso intensivo compuestos por ingredientes activos como el glifosato, ametrina, Atrazina, entre otros (Barba-Ho y Becerra, 2011). La Atrazina se emplea desde el año 1950 y hace parte del grupo de las triazinas usadas para controlar las malezas en cultivos como maíz, soya y caña de azúcar (Javaroni *et al.*, 1999; Ronka, 2016). Este compuesto afecta finalmente la calidad del agua subterránea y superficial una vez se incorpora y propaga en el suelo (Rojas *et al.*, 2015); además, es considerado uno de los plaguicidas más complejos de remover del AS, debido a su alta solubilidad (Ormad *et al.*, 2008).

La Organización Mundial de la Salud (OMS, 2011), define el concepto de múltiples barreras de tratamiento como una de las estrategias para prevenir la contaminación del agua para consumo humano, o para reducir la contaminación a niveles que no causen afectación a la salud humana. Las tecnologías convencionales de tratamiento de AP acogen este concepto, involucrando una serie de operaciones físicas y procesos químicos (coagulación, floculación, sedimentación, filtración, desinfección y estabilización de pH), para la remoción de material en suspensión, microorganismos y materia orgánica (MO) natural (LeChevallier y Norton, 1992), siendo la coagulación convencional (CC) una etapa determinante del proceso. Sin embargo, de acuerdo con autores como Zou *et al.*, (2014), el tratamiento convencional solo remueve entre 20 – 30% de la MO y es selectivo en la remoción de compuestos orgánicos como los plaguicidas, siendo más eficiente con sustancias orgánicas menos solubles como el diclorodifeniltricloroetano (DDT) o con aquellas que son fácilmente degradables como los carbamatos (Kouras *et al.*, 1998).

Algunas Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) combinan la CC con barreras adicionales como la adsorción con carbón activado o la oxidación con ozono para mejorar las eficiencias de reducción de MO, lo que implica mayores costos en adsorbentes (Luna *et al.*, 2007) y la generación de subproductos de oxidación que pueden representar un riesgo tan grave como el compuesto que se desea remover (Westerhoff *et al.*, 2005). Por otro lado, autores como Bell-Ajy *et al.*, (2000); Freese *et al.*, (2001); Rendón-von Osten *et al.*, (2005); Yan *et al.*, (2008); Wang *et al.*, (2009) y Hu *et al.*, (2016) indican que la aplicación de la CM por medio de la modificación de la dosis del coagulante y del pH de coagulación, es una estrategia menos costosa y compleja, que favorece la remoción tanto de la MO natural como de plaguicidas de alto peso molecular, en comparación con la CC.

En los procesos de tratamiento de agua, la coagulación remueve compuestos de interés, principalmente bajo dos mecanismos de coagulación que pueden trabajar individualmente o como una mezcla de los mismos: adsorción-neutralización y barrido; el primero pretende formar flocs pequeños y livianos a bajas dosis de coagulante, mientras que el segundo opera a altas concentraciones de coagulante, formando flocs grandes y pesados (Barba y Ortiz, 1989; Di Bernado y Sabogal, 2008; Valverde *et al.*, 2013). La definición de las mejores zonas de remoción de algún parámetro de interés y la identificación de los mecanismos de coagulación predominantes en dichas regiones, es posible con el uso de diagramas de coagulación (Di Bernado y Sabogal, 2008; Xiao *et al.*, 2013; Valverde *et al.*, 2018). Debido a los productos de la hidrólisis del FeCl_3 , los principales mecanismos de coagulación que operan en la CM para la reducción de MO disuelta son la formación de complejos, la adsorción, la neutralización de cargas y la co-precipitación (Yan *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2013).

En este proyecto se evaluó mediante un indicador el potencial de aplicación de la CM con FeCl_3 , como estrategia de reducción de Atrazina de un agua proveniente de una fuente de AS que fue dopada con este compuesto en tres niveles posibles de encontrar en fuentes superficiales. Para

evaluar las variaciones en el proceso de coagulación y su efecto sobre la reducción del plaguicida, se elaboraron diagramas de coagulación en condiciones sin y con modificador de pH.

El estudio se desarrolló con el apoyo del Grupo de Investigación “Estudio y Control de la Contaminación Ambiental” (ECCA), en el marco del Proyecto de Investigación “EVALUACIÓN DE LA COAGULACIÓN MEJORADA PARA REMOCIÓN DE PLAGUICIDAS EN AGUA COMO ESTRATEGIA DE MITIGACIÓN DE FACTORES AMBIENTALES CON INCIDENCIA EN LA SALUD” financiado por Colciencias y la Universidad del Valle.

3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En Estados Unidos, Europa, Japón y América Latina, se comercializan aproximadamente 40 millones de Toneladas (Ton) anuales de Atrazina (Bia *et al.*, 2013). En 2010 se vendieron en Colombia 178,3 Ton de herbicidas con este componente activo (ICA, 2011) y para el 2013 ocupó el octavo puesto entre los herbicidas con mayor número de productos vigilados en el mercado (Superintendencia Industria y comercio, 2013).

La Atrazina está catalogada como un contaminante potencial de aguas subterráneas y superficiales, con presencia cuantificada a nivel mundial en fuentes de AS de Estados Unidos y China y en ríos como el Cauca y Saldaña en el ámbito nacional (Lemieux *et al.*, 1995; Jin y Ke, 2002; Fuentes *et al.*, 2003; Bueno-Zabala *et al.*, 2014; Bustos, 2015; Sarria, 2015). La exposición a la Atrazina afecta las hormonas y el sistema inmunológico de los animales y humanos (Ronka, 2016). Así mismo, bajas concentraciones de esta sustancia en AP pueden causar cáncer de próstata y de ovario e infertilidad en hombres (Sass y Colangelo, 2006). Dada la importancia, uso e implicaciones de la Atrazina sobre la salud, es vital contar con barreras de tratamiento durante los procesos de potabilización para reducir esta sustancia.

Procesos como la CC con sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) y FeCl_3 , en general han mostrado bajas eficiencias de remoción de Atrazina en el AS (Ormad *et al.*, 2008; Fuentes-López *et al.*, 2018). Otras alternativas como la combinación de barreras de tratamiento convencional, con aplicación de estrategias complementarias como la adsorción con carbón activado y la oxidación con ozono, son efectivas en la remoción de Atrazina, pero tienen limitantes como costos de producción, regeneración limitada y formación de subproductos (Westerhoff *et al.*, 2005; Ormad *et al.*, 2008; Zou *et al.*, 2014; Fuentes-López *et al.*, 2018). La CM es una alternativa eficiente y de bajo costo en la remoción de MO en comparación con las anteriores alternativas y el FeCl_3 como coagulante convencional, ha demostrado ser eficiente tanto en la eliminación de trazas de MO natural del agua cruda (AC), como en la degradación de compuestos farmacéuticos (acetaminofén) y plaguicidas (diazinon) (Freese *et al.*, 2001; Stackelberg *et al.*, 2007; Zhao *et al.*, 2013; Saini y Kumar, 2016; Racar *et al.*, 2017). Sin embargo, son limitados los estudios relacionados con la reducción de compuestos como la Atrazina, empleando la CM.

4 ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

El uso de plaguicidas constituye un riesgo para la calidad del agua en las áreas agrícolas debido a que estos componentes pueden pasar a través del suelo y subsuelo, contaminando las aguas subterráneas y superficiales (Rojas *et al.*, 2015). Para evaluar dicho riesgo, se requiere conocer las concentraciones del agente contaminante de interés por medio de una caracterización, la que a su vez permite determinar la necesidad de tratamiento y el tipo de tecnología a usar en una determinada fuente, estudiar el efecto de estas sustancias en el ambiente, los posibles daños ecológicos y a la salud humana (Peña y Castillo, 2015; Lenntech.es., 2017).

Con relación a la Atrazina, a nivel mundial se han realizado caracterizaciones en fuentes de AS de diferentes países: en el río St. Lawrence ubicado entre Estados Unidos y Canadá (Lemieux *et al.*, 1995) y en el río Yang en China (Jin y Ke, 2002), se encontraron concentraciones de 0,0880 y 25 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. En el ámbito local, un estudio realizado en el río Cauca entre junio y octubre de 2010 y mayo de 2011 por Sarria, (2015) en ocho estaciones ubicadas en el departamento del Valle del Cauca, encontraron concentraciones de Atrazina entre 0,0520 y 0,4810 $\mu\text{g/L}$ en al menos dos estaciones; en la misma fuente de AS, Bueno *et al.*, (2014) reportaron concentraciones menores a 1 $\mu\text{g/L}$ en el punto de captación de la PTAP de Puerto Mallarino, la cual abastece alrededor del 56% de la ciudad de Santiago de Cali (Pérez-Vidal *et al.*, 2012). Bustos, (2015) encontró una concentración máxima de 4,1000 $\mu\text{g/L}$ en el río Saldaña, utilizado como fuente de agua del distrito de riego Usosaldaña y del cual se desprenden arroyos que desembocan en el río Magdalena, el río más importante de Colombia, empleado en muchas ocasiones para consumo humano (Hernández *et al.*, 2012).

En el marco normativo mundial, solamente la Resolución 357 de 2005 del Ministerio del Medio Ambiente de Brasil, establece un límite máximo permisible de Atrazina en AS no mayor a 2 $\mu\text{g/L}$ (CONAMA, 2005). Para AP, la OMS (2004) recomienda no superar los 2 $\mu\text{g/L}$ y la Agencia de Protección Ambiental (EPA por sus siglas en inglés) (2009) fijó un valor estándar no mayor a 3 $\mu\text{g/L}$; en cambio, cada país establece límites variados: en Nueva Zelanda el límite máximo corresponde a 2 $\mu\text{g/L}$, en Uruguay a 3 $\mu\text{g/L}$ y en Canadá a 5 $\mu\text{g/L}$ (NZ Ministry of Health, 2000; OSE, 2006; Health Canada, 2017). En el ámbito Nacional, de acuerdo con el MAVDT, (2007), la suma total de las concentraciones de plaguicidas en el AP no podrá ser superior a 100 $\mu\text{g/L}$, sin ser específica para la Atrazina.

Dentro de los procesos de remoción de contaminantes específicos en el tratamiento de AP para consumo humano, el Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico (RAS)-MVCT, (2017), presenta cuatro opciones de tratamiento en función de la calidad de la fuente, desde solo desinfección y estabilización para calidades de AC aceptables hasta tratamiento convencional con la aplicación de tratamientos específicos para fuentes muy deficientes. La CC hace parte del tratamiento convencional de AP para fuentes deficientes y muy deficientes (MVCT, 2010) y no

elimina en su totalidad la MO natural (disuelta o particulada) ni compuestos orgánicos como los plaguicidas (Freese *et al.*, 2001; Sarkar *et al.*, 2007; Jardim *et al.*, 2012). En el caso de la Atrazina, el tratamiento convencional no presenta eficiencias de remoción mayores al 25% (Zhang y Emary, 1999; Ormad *et al.*, 2008; Fuentes-López *et al.*, 2018).

En la Tabla 1 se presentan eficiencias de remoción de diferentes plaguicidas, incluyendo la Atrazina, empleando el proceso de CC con coagulantes como FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y policloruro de aluminio (PAC). De acuerdo con dicha información, se obtienen altas eficiencias de remoción de Atrazina al combinar procesos de adsorción y oxidación (tratamientos específicos) junto con el tratamiento convencional de AP, sin embargo, estas combinaciones representan inversiones económicas elevadas (Ormad *et al.*, 2008), dado que el precio del carbón activado es alto (Luna *et al.*, 2007) y la aplicación de oxidantes como el ozono genera subproductos, que para el caso de la Atrazina, representan un riesgo para salud como el compuesto original (Westerhoff *et al.*, 2005).

Tabla 1 Remoción con coagulación convencional para diferentes plaguicidas

Plaguicidas	Coagulante	Condiciones experimentales	Remoción (%)	Fuente
Ácido clofibrico – Herbicida	FeCl_3	pH 7,5; Dosis: 40 mg/L	10	(Ternes <i>et al.</i> , 2002)
Heptachlor - Insecticida	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	pH 6,8; Dosis: 78 mg/L	36	(Westerhoff <i>et al.</i> , 2005)
Aldrin - Insecticida	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	pH 6,8; Dosis: 78 mg/L	49	(Westerhoff <i>et al.</i> , 2005)
Carbaryl – Insecticida	FeCl_3	pH 4,5 - 5,5; Dosis: 20 - 45 mg/L	0	(Stackelberg <i>et al.</i> , 2007)
Carbazole – Insecticida			17	
Diazinon - Insecticida			34	
Metolachlor - Herbicida			28	
Methyl parathion - Insecticida	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	pH 6; Dosis: 80 mg/L	77,5	(Saini y Kumar, 2016)
	FeCl_3	pH 5; Dosis: 60 mg/L	79	
Chlorpyrios - Insecticida	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	pH 6; Dosis: 80 mg/L	79	
	FeCl_3	pH 5; Dosis: 60 mg/L	82	
Atrazina - Herbicida	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Dosis (6 – 8 - 12) mg/L; Concentración Atrazina inicial: 12 $\mu\text{g/L}$	(5,7 - 4,7 - 3,3)	(Zhang y Emary, 1999)
	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Dosis (10 – 20 - 40) mg/L; Concentración Atrazina inicial: 0,5 $\mu\text{g/L}$	(10 - 20 - 25)	(Ormad <i>et al.</i> , 2008)
	PAC	pH: 7,5 - 8,0; Dosis 20 mg/L; Concentración Atrazina inicial: 100 $\mu\text{g/L}$	16,2	(Zou <i>et al.</i> , 2014)
	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Dosis 80 mg/L; Concentración Atrazina inicial: 10 $\mu\text{g/L}$	32	(Shabeer <i>et al.</i> , 2014)
	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ + PAC	Dosis (55 + 3) mg/L; Concentración Atrazina inicial: 10 $\mu\text{g/L}$	36	

La CM es un proceso de tratamiento de agua que tiene costos relativamente bajos y ha demostrado ser eficaz en la remoción de MO, aplicando dosis altas de coagulante por encima de lo requerido para reducir turbiedad en la CC (Freese *et al.*, 2001; Xiao *et al.*, 2013). Xiao *et al.*, (2013) evaluaron la aplicación de la CM con $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3 para la reducción de sulfonato de perfluorooctano (PFOS) y el perfluorooctanoato (PFOA), que son contaminantes orgánicos de gran estabilidad, solubilidad en agua y baja volatilidad, similares a la Atrazina; los autores obtuvieron una reducción de estas sustancias entre 25 y 33%, cifra superior a la eficiencia de remoción del 20% obtenida con CC en el mismo estudio. Liu *et al.*, (2013) también evaluaron la CM empleando sulfato poliférrico ($[\text{Fe}_2(\text{OH})(\text{SO}_4)_3 \cdot n/2] \text{ M}$) para la remoción de plaguicidas organoclorados como el diclorodifenil tricloroetano (o,p'-DDT) y el hexaclorociclohexano (β -HCH), alcanzando reducciones entre el 45 y 60% y entre el 60 y 70% para cada compuesto respectivamente.

La predicción de las condiciones químicas predominantes en el proceso de coagulación y la definición de las regiones con mayor eficiencia de remoción para algún parámetro de interés se evalúan por medio de los diagramas de coagulación (Di-Bernardo, 1993; Arboleda, 2000; Valverde *et al.*, 2013); para su construcción se utilizan variables como pH de coagulación (eje horizontal), dosis de coagulante (eje vertical en escala logarítmica) y porcentaje de remoción de la sustancia de interés (ejemplo: turbiedad, color verdadero y absorbancia UV). La turbiedad representa el material en suspensión coloidal, siendo uno de los parámetros físicos más ampliamente usados como criterio de calidad de agua en procesos de potabilización (Arboleda, 2000; Montoya *et al.*, 2013), el color verdadero representa las sustancias húmicas y fúlvicas presentes en estado coloidal en el agua (Prado *et al.*, 2017). La absorbancia de luz UV es considerada un parámetro rápido, sencillo y económico que estima concentraciones de sustancias mediante una medida no específica (Camargo y Cruz, 1999), algunos compuestos orgánicos absorben luz UV (190 a 380 nm) de forma proporcional a su concentración (WHO, 2011), siendo la longitud de onda del orden de 225 nm donde absorben luz UV los plaguicidas triazínicos (Thomas y Burgess, 2007). La absorbancia de luz UV de la Atrazina se localiza en 223 nm, por lo que se emplea como un indicador indirecto de la presencia de esta sustancia (Ferris y Haigh, 1987; Martin-Neto *et al.*, 1994; Zhou *et al.*, 2006; Lazorko-Connon y Achari, 2009; Fuentes-López *et al.*, 2018; Torres-Lozada *et al.*, 2018).

En este estudio se evaluó el potencial de la aplicación de la CM sobre la reducción de Atrazina de un agua proveniente de una fuente de AS dopada con tres concentraciones distintas del plaguicida. Para determinar las condiciones óptimas de coagulación, se realizaron diagramas de coagulación empleando FeCl_3 como coagulante, debido a que es uno de los coagulantes de mayor uso en PTAP, coagula en un amplio rango de pH, presenta menos riesgos para la salud en caso de sobredosis y es más eficaz removiendo trazas de MO, debido a sus productos de hidrolización, comparado con otros coagulantes convencionales (Volk *et al.*, 2000; Xiao *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2013; Saini y Kumar, 2016; Racar *et al.*, 2017).

5 REVISIÓN DE LITERATURA

5.1 Plaguicidas

Los plaguicidas son sustancias o mezclas de sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga, como plantas no deseadas o animales que causan perjuicio o que interfieren de cualquier forma en actividades como la producción agrícola, entre otras (FAO, 2002). Los plaguicidas se pueden clasificar en función de su empleo y según su familia química tal como se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2 Clasificación de los principales plaguicidas en función de su empleo y familia química

Empleo	Familia química
Insecticidas	Organoclorados, Organofosforados, Carbamatos, Piretroides
Fungicidas	Organoclorados, Organomercuriales
Raticidas	Dicumarínicos
Herbicidas	Bipiridílicos, Organoclorados, otros

Fuente: Adaptado de Ferrer, (2003)

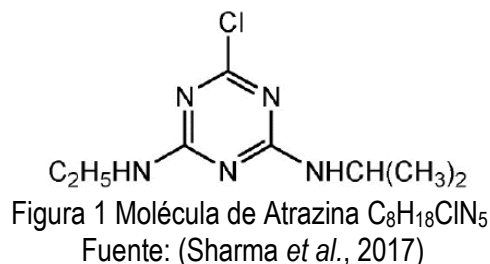
Los plaguicidas Organoclorados son los que cuentan con mayor efectividad controlando plagas, poseen en su estructura molecular átomos de carbono, cloro, hidrógeno y en algunas ocasiones oxígeno y se caracterizan por ser estables en el medio ambiente, de alta toxicidad y difícil eliminación. La OMS ha restringido y prohibido algunas de estas sustancias debido a su presencia y acumulación en el tejido adiposo de animales y humanos y su biomagnificación en la cadena trófica (Waliszewski *et al.*, 2004; Puerto *et al.*, 2014).

5.1.1 Herbicidas

Los herbicidas constituyen el 45% del mercado global de plaguicidas de uso agrícola (Uttley, 2009), se utilizan en el control de especies vegetales no deseadas en la agricultura porque impactan negativamente en la producción y en los rendimientos. Están agrupados según su naturaleza química, su mecanismo de acción, el momento de aplicación, etc. Entre los mecanismos de acción se encuentran los que actúan sobre la fotosíntesis, los que alteran la biosíntesis de metabolitos, los que alteran el crecimiento vegetal y los que actúan bajo otros mecanismos (CASAFE, 2016).

5.1.1.1 Atrazina

La Atrazina pertenece al grupo de los herbicidas triazínicos organoclorados (Figura 1). Su nombre químico es 6-cloro-N-etil-N'-(1-metiletil)-1,3,5-triazina-2,4-diamina (Hansen *et al.*, 2013).



La Atrazina es utilizada en el control de plagas pre y post emergentes en cultivos de hoja ancha y de hojas perennes. Su función consiste en inhibir la fotosíntesis e interferir en los procesos enzimáticos de las plantas una vez son absorbidos por las raíces y el follaje (Javaroni *et al.*, 1999). Entre las propiedades más sobresalientes de esta sustancia se encuentra la alta solubilidad en agua, la baja volatilidad, la falta de adsorción en el suelo y su elevada persistencia, por lo que es frecuente encontrar Atrazina en cuerpos de AS y subterráneo y por ende es difícil su remoción de las mismas (Hansen *et al.*, 2013). En la Tabla 3 se presentan algunas de las propiedades físico-químicas de este compuesto:

Tabla 3 Propiedades fisicoquímicas de la Atrazina

Propiedad	Valor
Peso molecular	215,690 g/mol
Densidad	1,187 g/cm ³
Solubilidad (Sw a 25°C)	35 mg/L
Presión de vapor a 20°C	0,040 mpa
Constante ley de Henry (KH)	$3,040 \times 10^{-9}$ atm m ³ /mol
Vida media (por biodegradación)	10 días a 5824 días

Fuente: Adaptado de Javaroni *et al.*, (1999) y Hansen *et al.*, (2013)

Dados los posibles efectos adversos a la salud por causa de la exposición a la Atrazina, varios países han restringido o prohibido el uso de esta sustancia tal como se presenta en la Tabla 4. No obstante, la prohibición completa de la Atrazina implica costos elevados para el monitoreo y cumplimiento de las reglamentaciones locales y no garantiza que desaparezca de las fuentes superficiales y subterráneas (Hansen *et al.*, 2013).

Tabla 4 Tipo de restricción de la Atrazina en diferentes países

Uso	Países
Prohibido	Italia, Alemania, Suecia, Austria, Francia, Finlandia, Dinamarca
Restringido	Estados Unidos de América y Australia
Permitido	Reino Unido, Canadá, México, Bélgica, Irlanda, Luxemburgo, parte de Asia, América Latina y el Caribe

Fuente: Adaptado de Hansen *et al.*, (2013)

5.2 Tecnologías de tratamiento de agua potable (AP) para consumo humano

Las tecnologías de tratamiento de AP pueden ser divididas en aquellas que utilizan coagulación química y en las que prescinden de este proceso. De igual manera, se pueden dividir en función de la velocidad de filtración, sea rápida o lenta (Di Bernardo, 1993). En la Figura 2 se presentan los diferentes procesos de tratamiento por cada tecnología.

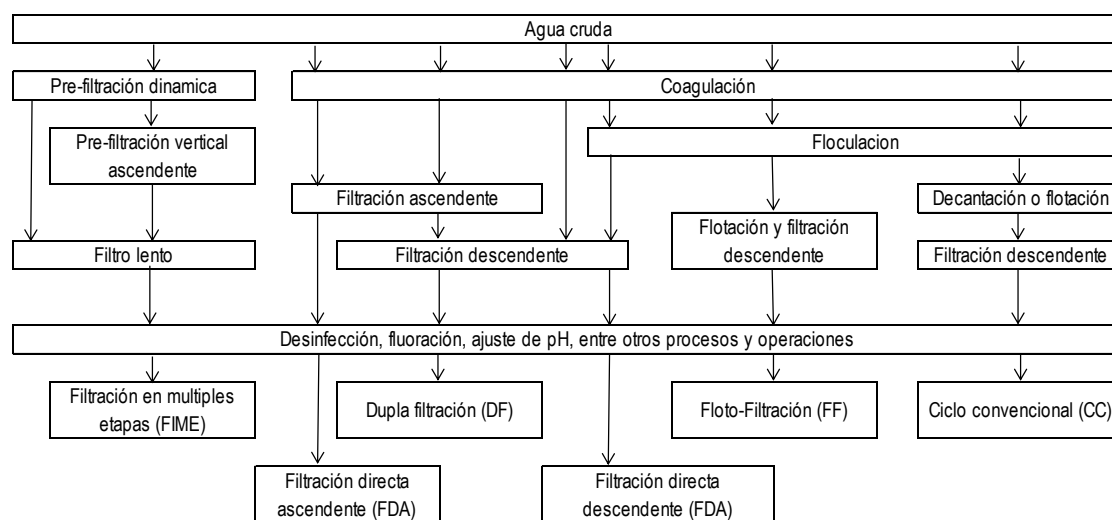


Figura 2 Tecnologías de tratamiento de agua potable (AP)

Fuente: (Di Bernardo, 1993)

El tratamiento de agua para consumo humano basado en la coagulación química, es el más utilizado a nivel mundial (Galvis *et al.*, 1999). Dentro de las tecnologías que emplean coagulación química, se encuentran la filtración directa ascendente y descendente y el tratamiento completo o convencional. Las tecnologías de tratamiento sin coagulación química combinan procesos de filtración con una posterior desinfección y ajuste de pH (Di Bernardo, 1993). En el caso de las fuentes de AS, el tratamiento más común es el completo o convencional (Abramovich *et al.*, 2004).

5.2.1 Tratamiento convencional o de ciclo completo

Con fuentes de agua de excelente calidad, el tratamiento por lo general consiste en proteger el agua en el punto de captación y en la posterior distribución. Sin embargo, las fuentes de AS de calidad deficiente deben someterse a un tratamiento más intensivo, aplicando múltiples etapas o barreras de tratamiento (WHO, 2011).

El tratamiento convencional o de ciclo completo para el tratamiento del AP, combina las etapas de coagulación, floculación, sedimentación, filtración, desinfección y ajuste de pH (Betancourt y Rose, 2004). Con base en el nivel de degradación del AS, al tratamiento convencional se le suman

barreras de tratamiento como adsorción con carbón activado, oxidación con permanganato de potasio y pre-desinfección con ozono, dióxido de cloro, entre otras (Di Bernardo, 1993).

5.3 Coagulación

5.3.1 Coagulación Convencional (CC)

La coagulación es un proceso de tratamiento usado para acelerar la aglomeración de partículas finas causantes de la turbiedad (Betancourt y Rose, 2004). Los coagulantes químicos más utilizados en el tratamiento del AP son las sales de hierro y de aluminio y los polímeros minerales. Dichos coagulantes son costosos debido a su alta demanda comercial y a que son productos especialmente formulados para una calidad de AC específica (Villabona *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2013).

La CC opera principalmente bajo dos mecanismos encargados de eliminar los sólidos que constituyen la turbiedad y el color aparente del AC. El primero, conocido como adsorción-neutralización actúa formando flocs pequeños y livianos a bajas dosis de coagulante y en presencia de especies hidrolizadas positivas. El segundo, denominado de barrido, forma flocs grandes y pesados con elevadas dosis de coagulante y en presencia de precipitados de coagulante. En una planta de tratamiento se puede tener un mecanismo de coagulación o una mezcla de los mismos (Barba y Ortiz, 1989; Di Bernado y Sabogal, 2008; Valverde *et al.*, 2013). Las partículas disueltas y coloidales que resultan desestabilizadas en el proceso de coagulación por barrido y posterior floculación, son separadas en la sedimentación y filtración (Betancourt y Rose, 2004).

En términos generales, la CC es el tratamiento más eficaz para eliminar gran cantidad de sustancias de diversa naturaleza. No obstante, representa un gasto elevado cuando no se lleva a cabo correctamente y no remueve eficientemente la MO disuelta (Andía, 2000; Zhao *et al.*, 2013), puesto que al no ser eliminada, reacciona con otros compuestos químicos, contribuyendo a la formación de subproductos de desinfección (SPD) (Zerbatto *et al.*, 2009).

5.3.2 Coagulación Mejorada (CM)

La CM fue propuesta por la EPA, para eliminar el carbono orgánico total (COT) del agua y así controlar la formación de SPD como los trihalometanos (THMs) y ácidos haloacéticos (HAAs) en los sistemas de distribución de AP. La remoción del COT esta directamente relacionada con la concentración de esta sustancia y la alcalinidad de la fuente (Edzwald y Tobiason, 1999; Volk *et al.*, 2000; Golbaz *et al.*, 2014). Los porcentajes de remoción de MO por CM dependiendo del contenido de COT y de la alcalinidad de la fuente, según USEPA, (2003), se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5 Porcentajes de reducción de COT (%) por coagulación mejorada (CM)

COT (mg/L)	Alcalinidad fuente (mg/L CaCO_3)		
	0 - 60	> 60 - 120	> 120
2,0 - 4,0	40	30	20
4,0 - 8,0	45	35	25
> 8,0	50	40	30

Fuente: (USEPA, 2003)

En la CM, el pH incide en la eliminación de diferentes variables. A valores de pH bajos, se generan productos de hidrolización caracterizados por un bajo peso molecular y una alta densidad de cargas positivas, por lo que el efecto de puente y barrido es débil y la neutralización de cargas es fuerte. Cuando el pH es alto, los productos de hidrolización tienen un alto peso molecular y baja densidad de cargas positivas, por lo que el efecto de puente y barrido es fuerte y la neutralización de cargas es débil. En un rango de pH de 5,5 a 6,5 Unidades (Unid), tanto la neutralización de cargas como el efecto de puente y barrido son efectivos e inciden en los grupos funcionales de los compuestos orgánicos con carga negativa y alto peso molecular, generando diferentes porcentajes de remoción (Zhang y Emary, 1999; Freese *et al.*, 2001; Archer y Singer, 2006; Uyak *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2013).

5.4 Diagramas de coagulación

Los diagramas de coagulación son herramientas útiles que definen las regiones más apropiadas para la remoción de algún parámetro de interés, considerando que los mejores resultados se identifican por regiones de color oscuro (Valverde *et al.*, 2018). También permiten identificar los mecanismos de coagulación predominantes en dichas zonas como la adsorción-neutralización, comúnmente empleada en tecnologías de filtración directa y el barrido, de gran aplicación en tecnologías convencionales o de ciclo completo (Di Bernado y Sabogal, 2008).

Un diagrama de coagulación consiste en trazar líneas de isoremoción para diferentes parámetros como turbiedad, color aparente o verdadero, algas remanentes, contenido de partículas, potencial zeta, absorbancia UV, entre otros, variando el pH de coagulación y la dosificación del coagulante, para finalmente obtener rangos donde dichos porcentajes de remoción sean mejores. Estas condiciones se simulan en equipos de laboratorio como el equipo de jarrest o de prueba de jarras (Di-Bernardo y Sabogal, 2008). Los diagramas de coagulación para remoción de turbiedad y color fueron desarrollados a partir de agua sintética por Amirtharajah and Mills, (1982) y Edwards and Amirtharajah, (1985) respectivamente y resultan de gran utilidad para planificar, analizar e interpretar pruebas de jarras y estudios de plantas piloto de coagulación (Kim *et al.*, 2001). Dado que el AC tiene características muy diferentes del agua sintética, es necesario desarrollar los diagramas de coagulación a partir de AC (Kim *et al.*, 2001).

Con base en lo anterior, en este estudio se evaluó la reducción de Atrazina de un agua proveniente de una fuente de AS dopada con tres concentraciones distintas del plaguicida (Atrazina), por medio de la aplicación de la CM, para lo cual, se elaboraron diagramas de coagulación en condiciones sin y con modificador de pH con el empleo de FeCl_3 como coagulante.

6 OBJETIVOS

6.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar a escala de laboratorio, el potencial de la aplicación de la coagulación mejorada con cloruro férrico (FeCl_3) para la reducción de Atrazina de un agua superficial dopada.

6.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Determinar, mediante revisión de literatura y exploración en terreno, los potenciales niveles de Atrazina presentes en fuentes de agua superficial.

Evaluar, mediante la construcción de diagramas de coagulación, las condiciones de pH de coagulación y dosis de coagulante más adecuadas para la reducción de Atrazina de un agua proveniente de una fuente de agua superficial dopada con tres niveles de Atrazina.

7 MATERIALES Y MÉTODOS

El desarrollo de las actividades experimentales se llevó a cabo en las instalaciones de la Universidad del Valle - Laboratorio de procesos ambientales de la Facultad de Ingeniería.

7.1 Determinación de niveles de Atrazina en fuentes de agua superficial (AS)

Para determinar los niveles de Atrazina en fuentes de AS y seleccionar las concentraciones a evaluar en este estudio, se realizó una revisión bibliográfica sobre la presencia de Atrazina en cuerpos de agua superficial a nivel nacional e internacional.

La búsqueda se realizó planteando preguntas específicas que aportaron a la construcción de la ecuación de búsqueda compuesta por palabras claves (Tabla 6) y se definió una ventana de observación del 2004 hasta el presente año, teniendo en cuenta la prohibición en el uso de Atrazina para fines fitosanitarios implementada en Europa (OJEU, 2004). Las bases de datos consultadas fueron EBSCOhost, ISI, Scopus, Science y Scielo.

Tabla 6 Criterios aplicados en la búsqueda de información bibliográfica relacionada con la presencia de Atrazina en fuentes de agua superficial (AS)

Interrogantes	Ecuación de búsqueda
¿Cuántos documentos (libros, tesis, artículos científicos, etc.) reportan la presencia de Atrazina en fuentes de AS a nivel mundial?	("atrazine" OR "atrazina") AND ("concentration" OR "concentração" OR "concentración") AND ("detected" OR "detectou" OR "detectado") AND (distribution OR distribuição OR distribución OR plaguicide OR plaguicida OR pesticides OR pesticidas OR contamination OR contaminação OR contaminación OR monitoring OR monitoreo OR monitoramento) AND ("superficial water" OR "água superficial" OR "agua superficial" OR "Surface water" OR "água da superfície" OR "raw water" OR "água bruta" OR "agua cruda" OR "river" OR "rio") AND NOT (sediments OR sedimentos OR estuaries OR estuários OR estuarios OR seawater OR "água do mar" OR mar OR wastewater OR "águas residuárias" OR "agua residual" OR soils OR solos OR suelos OR groundwater OR "agua subterránea" OR "lençóis freáticos" OR acuíferos)
¿Cuáles son las concentraciones de Atrazina encontradas en fuentes de AS?	
¿A qué país pertenece la fuente de AS?	

7.2 Análisis exploratorio de la fuente de agua superficial (AS) seleccionada

La fuente de AS seleccionada para el análisis exploratorio y el desarrollo de actividades experimentales fue el río Cauca. Con el objetivo de definir las concentraciones del plaguicida a evaluar en este estudio, se realizó un análisis exploratorio de la presencia de Atrazina en el río Cauca (medida indirectamente como UV₂₂₃), a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino que administra las Empresas Municipales de Cali (EMCALI E.I.C.E E.S.P), por medio de seis muestreos compuestos con una duración de cuatro horas cada uno. Se seleccionó este punto dado que esta fuente y esta PTAP, abastecen alrededor del 56% del AP de la ciudad de Cali (Pérez-Vidal *et al.*, 2012). Las muestras recolectadas en la fuente de AS se caracterizaron teniendo en cuenta los parámetros mostrados en la Tabla 7.

Acorde con la revisión bibliográfica y los resultados del análisis exploratorio en la fuente de AS, se establecieron tres concentraciones de Atrazina a ser usadas en el desarrollo experimental.

Tabla 7 Parámetros fisicoquímicos y métodos de medición para la caracterización de las muestras de agua superficial (AS)

Parámetro	Unidad	Técnica	Fuente
pH	Unid	4500-H ⁺ -B	(APHA, 2012)
Turbiedad	UNT	2130B*	(APHA, 2012)
Color aparente	UPC	2120-B	(APHA, 2012)
Color verdadero	UPC	2120-B	(APHA, 2012)
Conductividad	µg/cm	2510B	(APHA, 2012)
Alcalinidad	mg/L CaCO ₃	2320B	(APHA, 2012)
Absorbancia UV ₂₂₃	cm ⁻¹	5910B*	(APHA, 2012)

7.3 Selección de las condiciones de coagulación mejorada (CM) para la reducción de Atrazina

Para establecer las condiciones de coagulación mejorada y elaborar los diagramas de coagulación, se realizaron las siguientes actividades:

7.3.1 Condiciones iniciales y dopaje de agua superficial (AS)

El AC del río Cauca fue dopada con las tres concentraciones de Atrazina definidas previamente, partiendo de una solución estándar de Atrazina al 80% (Cabral *et al.*, 2012). Todas las muestras de AC recolectadas en esta etapa se caracterizaron teniendo en cuenta los parámetros mostrados en la Tabla 7.

7.3.2 Unidad experimental

Como unidad experimental se utilizó una jarra de acrílico con capacidad de 2 L y forma rectangular de un equipo de ensayos de jarras Phipps & Birds (Figura 3) el cual simula los procesos de coagulación, floculación y sedimentación y cuenta con una unidad de mezcla conformada por una serie de agitadores de paletas acoplados mecánicamente para operar a una misma velocidad (Di-Bernardo, 1993).

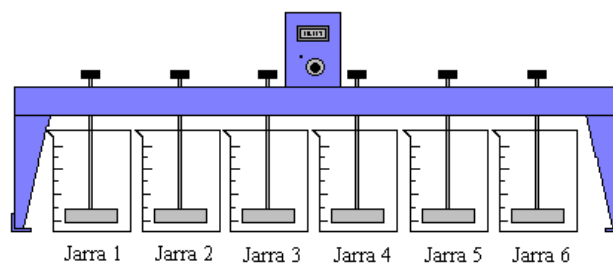


Figura 3 Esquema equipo de prueba de jarras

Para la construcción de los diagramas de coagulación, se realizaron ensayos de pruebas de jarras (Jar test) en condiciones de gradientes de velocidad y tiempo de mezcla para la simulación de los procesos de coagulación (mezcla rápida), floculación (mezcla lenta) y sedimentación establecidos de acuerdo con los parámetros mostrados en la Tabla 8.

Tabla 8 Condiciones para simular los procesos de coagulación, floculación y sedimentación

Parámetro	Velocidad (RPM)	Tiempo
Mezcla rápida	180	45 s
Mezcla lenta	30	20 min
Sedimentación	0	20 min

7.3.3 Condiciones experimentales diagramas de coagulación

Para la realización de los diagramas de coagulación para cada concentración de Atrazina evaluada, se estableció un rango creciente de dosificación de coagulante (solución de FeCl_3 con una concentración del 1%) del orden de 3 a 50 mg/L, que se dosificó sin y con modificador de pH, para alcanzar valores de pH entre 4.0 y 9.0 Unid; para tal fin, se utilizaron soluciones de ácido clorhídrico (HCl 0,1 N) o hidróxido de sodio (NaOH 0,1 N) respectivamente, las cuales se adicionaron antes de la aplicación del coagulante. Al finalizar la mezcla rápida (coagulación), se midió el pH de coagulación asociado a cada una de las jarras y se redujo la velocidad para pasar a la mezcla lenta y posteriormente se suspendió la agitación para permitir la sedimentación, al final de la cual se tomó una muestra de agua clarificada en cada jarra para medir turbiedad por ser uno de los parámetros físicos más usados como criterio de calidad que representa el material en suspensión coloidal (Arboleda, 2000; Montoya *et al.*, 2013), color verdadero que constituye la sustancias húmicas y fúlvicas presentes en estado coloidal (Prado *et al.*, 2017) y absorbancia UV_{223} como indicador indirecto de la presencia de la Atrazina (Ferris y Haigh, 1987; Martin-Neto *et al.*, 1994; Camargo y Cruz, 1999; Zhou *et al.*, 2006; Lazorko-Connon y Achari, 2009; Fuentes-López *et al.*, 2018; Torres-Lozada *et al.*, 2018). En total, se realizaron 10 pruebas de jarras para cada concentración del plaguicida.

7.3.4 Elaboración diagramas de coagulación

Para la construcción de los diagramas de coagulación asociados a cada concentración de Atrazina, se empleó un software que permite graficar las curvas de isoeficiencias de remoción de turbiedad, color verdadero y absorbancia UV_{223} como variables de respuesta, junto con las dosis de coagulante en escala semilogarítmica (Variable de entrada (eje Y)) y el pH de coagulación (Variable de control (eje X)). En la Figura 4 se presenta un esquema del diseño experimental empleado.

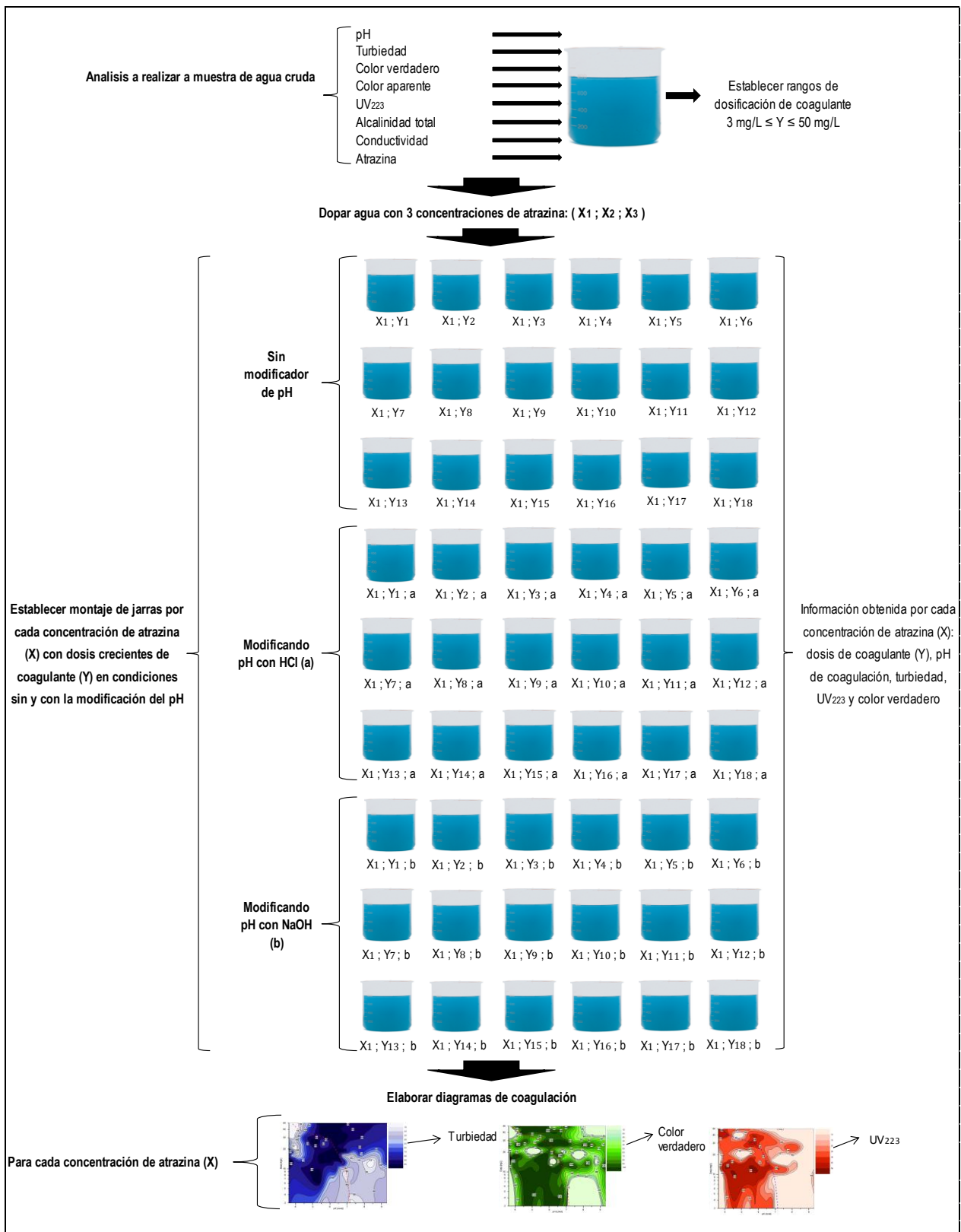


Figura 4 Diseño experimental para montaje de jarras y elaboración diagramas de coagulación

7.4 Análisis de información

Al trazar líneas que unen los puntos de igual eficiencia de remoción (curvas de isoremoción), fue posible conocer las zonas de máxima eficiencia para la remoción de cada una de las variables de respuesta medidas (turbiedad, color verdadero y absorbancia UV₂₂₃) y para cada concentración de plaguicida evaluada, se identificaron las zonas óptimas del proceso de coagulación y los mecanismos predominantes (adsorción/neutralización y barrido).

8 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 Determinación de niveles de Atrazina en fuentes de agua superficial (AS)

8.1.1 Revisión bibliográfica

En la búsqueda de información bibliográfica realizada, sobre la presencia de Atrazina en fuentes de AS a nivel mundial, se encontró un total de 192 publicaciones, de las cuales 43 respondieron las preguntas de investigación planteadas en este estudio. En la Tabla 9 se muestra un resumen del número de documentos encontrados en cada base de datos.

Tabla 9 Resumen revisión bibliográfica por cada base de datos

Base de datos	Total	Artículos que responden las preguntas de investigación
EBSCOhost	9	4
ISI	24	9
Scopus	77	21
Science	69	4
SciELO	13	5
Total	192	43

Una vez excluidos los artículos que se encontraron en múltiples bases de datos e incluyendo dos tesis doctorales halladas sin el criterio de la ecuación de búsqueda, se obtuvieron 35 publicaciones que responden las preguntas de investigación planteadas. En la Tabla 10 se presenta una compilación de todas las publicaciones con las concentraciones de Atrazina encontradas en diferentes fuentes de AS alrededor del mundo desde el 2004 hasta el presente año.

Teniendo en cuenta las restricciones y prohibiciones a la aplicación de Atrazina compiladas por Hansen *et al.*, (2013) y las concentraciones de la misma en fuentes de AS a nivel mundial, en la Tabla 11 se agruparon por continentes los países encontrados y se estableció un rango de concentración de Atrazina junto con el tipo de restricción vigente para el uso de cada sustancia.

Tabla 10 Concentraciones de Atrazina en fuentes de agua superficial (AS) a nivel mundial

Ubicación	Rio	Concentración (µg/L)	Fuente
Estados Unidos	Cuenca del rio Mississippi	0,0500 - 9,8400	(Rebich <i>et al.</i> , 2004)
Francia	Vannetin (Tributario Rio Marne)	Max: 4,8000	(Irace-Guigand <i>et al.</i> , 2004)
Francia	Ozanne	Max: 17	(Dorigo <i>et al.</i> , 2004)
Brasil	Paraiba do Soul	0,2310	(Azevedo <i>et al.</i> , 2004)
Estados Unidos	Diversos arroyos del Oeste de USA	< 3	(Battaglin <i>et al.</i> , 2005)
España	93 muestras de AS	Min 0,0020 ; Max: 1,7930	(Planas <i>et al.</i> , 2006)
Grecia	10 ríos de Grecia	< 0,7800	(Kotrikla <i>et al.</i> , 2006)
España	Ebro	0,0190 - 0,8830	(Claver <i>et al.</i> , 2006)
España	Ebro	0,5510	(Ormad <i>et al.</i> , 2008)
Canada	Yamaska (Quebec)	4	(Solari <i>et al.</i> , 2009)
China	Huangpu	0,1100 - 0,1300	(Zheng <i>et al.</i> , 2010)
España	Xallas	0,0200 - 0,0500	(Dagnac <i>et al.</i> , 2012)
Argentina	Suquía	0,4339	(Villaamil <i>et al.</i> , 2013)
Grecia	Acheloos river	Max: 0,2883	(Stamatis <i>et al.</i> , 2013)
República Checa	Distintos ríos de República Checa	0,3000 - 1	(Blahová <i>et al.</i> , 2013)
Suiza	5 ríos distribuidos en Suiza	Max: 0,3450	(Moschet <i>et al.</i> , 2014)
Argentina	4 subcuencas agrícolas	1,4000	(De Gerónimo <i>et al.</i> , 2014)
Colombia	Cauca	< 1	(Bueno-Zabala <i>et al.</i> , 2014)
Francia	Bourbre	> 0,1500	(Camilleri <i>et al.</i> , 2015)
Colombia	Cauca	0,0520 - 0,4810	(Sarria, 2015)
Portugal	Tejo	0,5700	(Silva <i>et al.</i> , 2015)
Portugal	Mondego	Promedio: < 0,0500	(Silva <i>et al.</i> , 2015)
Estados Unidos	Housatonic (Connecticut)	1,6100 - 7,3100	(Raub <i>et al.</i> , 2015)
Brasil	5 arroyos norte São Paulo	Max: 10,4000	(Dos Santos <i>et al.</i> , 2015)
Colombia	Saldaña	Max: 4,1000 ; Min: 3	(Bustos, 2015)
Republica Checa	Morava (tributario rio Danubio)	0,1880	(Antić <i>et al.</i> , 2015)
Vietnam	Sai Gon & Dong Nai	0,0062 - 0,0485	(Minh Tam <i>et al.</i> , 2016)
Estados Unidos	Miami	0,0210	(Fernandez y Gardinali, 2016)
Francia	Seille	Max: 0,0020	(Gaillard <i>et al.</i> , 2016)
Canadá	Twenty Mile Creek - Cherry	0,0258 - 6,6300	(Bartlett <i>et al.</i> , 2016)
China	Huangpu	0,5310	(Zhenxiu <i>et al.</i> , 2016)
Australia	Barratta Creek	0,0170 - 11,5000	(O'brien <i>et al.</i> , 2016)
Estados Unidos	Diferentes ríos	0,0400 - 2859	(Snyder <i>et al.</i> , 2017)
Canadá	Nicolet	0,0670 - 0,0990	(Komtchou <i>et al.</i> , 2017)
Estados Unidos	Cuenca del rio Iowa	0,7520	(Washington <i>et al.</i> , 2018)

Tabla 11 Rangos de concentración de Atrazina por continente y tipo de prohibición vigente

Continente	Países	Tipo de prohibición	Concentración (µg/L)
América	Norte — Estados Unidos	Restringido	0,0210 - 2859
	Canadá	Permitido	0,0258 - 6,6300
	Sur — Brasil, Argentina y Colombia	Permitido	0,0520 - 10,4000
Europa	Francia, España, Grecia, Republica Checa, Suiza y Portugal	Prohibido	0,0020 - 17
Asia	China y Vietnam	Permitido	0,0062 - 0,5310
Oceanía	Australia	Restringido	0,0170 - 11,5000

Según la Tabla 11, las concentraciones más bajas de Atrazina fueron reportadas en Asia y Europa; en el continente Asiático las concentraciones se reportaron en el río Sai Gon & Dong Nai ubicado en Vietnam (Minh Tam *et al.*, 2016), aunque estos valores pueden estar influenciados por la temporada lluviosa en que se realizó este estudio, mientras que las concentraciones bajas reportadas en Europa, se deben posiblemente a la exclusión de la Atrazina de los productos autorizados para usos fitosanitarios en este continente a partir del año 2004 (OJEU, 2004).

Para el continente Americano (Tabla 11), las concentraciones oscilan desde 0,0520 µg/L encontrado en el río Cauca, Colombia (Sarria, 2015) hasta 10,4000 µg/L en diversos arroyos del norte de São Paulo, Brasil (Dos Santos *et al.*, 2015). Empleando la Resolución 357 del 2005 del Ministerio del Medio Ambiente de Brasil, por ser el único referente disponible en fijar una concentración máxima permisible de 2 µg/L de Atrazina en cuerpos de AS (CONAMA, 2005), tan solo en Colombia y Canadá la concentración superó el doble y triple respectivamente del límite permitido, mientras que en Estados Unidos, Snyder *et al.*, (2017) encontraron concentraciones que superaron más de 1400 veces dicho valor de referencia. Estas concentraciones reflejan la falta de control de la Atrazina en el continente Americano, catalogando este plaguicida como el más usado en diferentes cultivos de Estados Unidos con 34000 Ton por año (ATSDR, 2003; CORDIS, 2011), el tercero de mayor empleo en México, con 1078 Ton por año (Guillén *et al.*, 2017) y uno de los más importados en Colombia con 161,8 Ton por año (ICA, 2011).

Las concentraciones de Atrazina reportadas en los países que cuentan con medidas restrictivas o que permiten el uso de este plaguicida tienen una alta variabilidad, encontrándose una oscilación entre un valor mínimo de 0,0062 µg/L hasta un valor máximo de 2859 µg/L.

8.1.2 Análisis exploratorio de la fuente de agua superficial (AS) seleccionada

El resumen con los resultados de la caracterización del AC realizada durante los meses de marzo a julio de 2018 en la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino se presentan en la Tabla 12.

La información recolectada se comparó con registros históricos de muestreos puntuales realizados por EMCALI, (2018) en la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino, durante los meses de marzo, abril, mayo y julio desde el año 2012 hasta el 2018. Los registros históricos se observan en la Tabla 13.

Tabla 12 Caracterización del agua cruda (AC) en la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino

Muestreo	Valor	pH (Unid)	Turbiedad (UNT)	Color aparente (UPC)	Color verdadero (UPC)	Conductividad ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	Alcalinidad (mg/L)	UV ₂₂₃ (cm^{-1})
1	Max	7,24	102	29	3	110,90	35,30	0,170
	$\bar{X}$	7,11*	94,51	26	3	109,68	35,30	0,157
	Min	7,03	89	25	2	108,70	35,30	0,143
	DE	0,07	4,53	1	0	0,76	0	0,009
2	Max	7,40	311	1642	25	85,80	30,26	0,139
	$\bar{X}$	7,28*	165,43	635	21	83,29	30,26	0,132
	Min	7,20	85	324	17	79,40	30,26	0,121
	DE	0,06	91,73	457	3	2,01	0	0,006
3	Max	7,56	38	145	15	114,30	35,30	0,207
	$\bar{X}$	7,41*	34,16	135	11	100,18	35,30	0,150
	Min	7,33	30,70	128	6	95,90	35,30	0,118
	DE	0,09	2,43	6	3	5,83	0	0,028
4	Max	7,50	67,60	48	0	98,10	35,30	0,186
	$\bar{X}$	7,38*	65,69	35	0	97,30	35,30	0,165
	Min	7,30	63,20	26	0	94,20	35,30	0,150
	DE	0,06	1,52	8	0	1,28	0	0,014
5	Max	7,20	52	89	7	136,40	45,39	0,224
	$\bar{X}$	7,03*	34,25	63	5	119,53	40,98	0,180
	Min	6,91	20,80	39	4	105,30	35,30	0,099
	DE	0,10	12,52	21	1	11,83	3,23	0,037
6	Max	7,20	30,20	41	7	112	40,35	0,224
	$\bar{X}$	7,14*	23,95	39	6	108,95	35,93	0,209
	Min	7,06	21,20	37	4	105,30	35,30	0,192
	DE	0,11	11,91	20	1	12,74	3,48	0,042
Máximo		7,56	311	1642	25	136,40	45,39	0,224
$\bar{X}$		7,23	59,71	133	7	88,42	30,44	0,142
Mínimo		6,91	20,80	25	0	79,40	30,26	0,099

*El promedio del pH se calculó partiendo de la concentración de iones de hidrógeno

En el mes de marzo se realizó el primer muestreo, considerado como un periodo de transición entre la temporada seca y lluviosa (Cortés y Barrios, 2010) con precipitaciones de menor intensidad en el Valle del Cauca (IDEAM, 2018). La baja precipitación es probablemente la causa de que los valores de turbiedad, color aparente y color verdadero obtenidos en la caracterización (Tabla 12), se encuentren por debajo de los valores máximos registrados históricamente en el mes de marzo (Tabla 13).

Tabla 13 Registro histórico de la caracterización del agua cruda (AC) en la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino

Mes	Valor	pH (Unid)	Turbiedad (UNT)	Color aparente (UPC)	Color verdadero (UPC)	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Alcalinidad (mg/L)
Marzo	Max	7,72	173	570,9	188,7	120,5	34,06
	$\bar{X}$	7,26*	71,4	215,5	96,3	99	27,10
	Min	6,74	18,6	26,6	10,7	80,3	19,42
	DE	0,33	52,5	186,1	75,6	14,5	5,23
Abril	Max	7,75	378	1090	500	109,5	38,16
	$\bar{X}$	7,13*	115,7	313,4	137	92,1	28,96
	Min	6,77	17,4	21,6	23,8	71,5	19,42
	DE	0,42	134,8	388,4	182	14,4	6,01
Mayo	Max	7,32	223	1548	251	113,8	32,98
	$\bar{X}$	7,12*	93,4	358,3	135,7	94,6	30,22
	Min	6,84	28,9	39,5	40	75,4	22,97
	DE	0,15	67,5	536,6	82,1	13,7	3,62
Julio	Max	8,39	45	346,2	67,8	139,7	41,46
	$\bar{X}$	7,10*	24,8	120,9	36,4	115,3	34,07
	Min	6,77	15,3	21,6	13,5	96,5	27,20
	DE	0,53	9,6	135,9	20,2	17,2	4,60

*El promedio del pH se calculó partiendo de la concentración de iones de hidrógeno

Fuente: Adaptado de EMCALI, (2018)

El segundo muestreo se realizó en el mes de abril, cuando inicia la primera temporada lluviosa de cada año (Cortés y Barrios, 2010). IDEAM, (2018) pronosticó precipitaciones durante todo el mes de abril y alertó por crecientes súbitas en los tributarios del río Cauca. La temporada lluviosa y el incremento en los caudales del río Cauca explicarían el aumento de turbiedad y color aparente en el segundo muestreo, debido al arrastre de material suspendido (Torres *et al.*, 2010; Almazán-Juárez *et al.*, 2016). La conductividad del segundo muestreo registró valores bajos en relación a lo obtenido durante el primer muestreo, por causa de la temporada lluviosa que diluye las aguas residuales

domésticas que son descargadas a la fuente (Almazán-Juárez *et al.*, 2016) aguas arriba del punto de muestreo.

En el mes de mayo se llevó a cabo el tercer y cuarto muestreo, hubo una disminución en la intensidad de las lluvias y un descenso en los niveles de los principales afluentes en la cuenca alta del río Cauca (IDEAM, 2018) disminuyendo la capacidad de dilución del río Cauca, lo que explica dos situaciones caracterizadas en estos muestreos: la disminución en los valores de turbiedad, color aparente y color verdadero por bajo arrastre de materia suspendida y el aumento en la conductividad y alcalinidad (Tabla 12) por la presencia de aguas residuales domésticas (Torres *et al.*, 2010; Almazán-Juárez *et al.*, 2016).

El quinto y sexto muestreo se realizaron en el mes de julio en que inició la segunda temporada seca del año (Cortés y Barrios, 2010) lo que históricamente ha representado los niveles y caudales medios y máximos más bajos de todo el año según CVC, (2018b). Estas condiciones ocasionaron un descenso más acentuado tanto en la turbiedad, color aparente y color verdadero como el aumento en la conductividad y alcalinidad (Tabla 12) por baja dilución de aguas residuales domésticas (Almazán-Juárez *et al.*, 2016). Entre los dos muestreos realizados en este mes, en el muestreo 5 se presentaron niveles de oxígeno disuelto en el río Cauca inferiores a 2 mg/L, producto de las precipitaciones en el sur de la ciudad que transportaron sólidos sedimentados de alta carga orgánica en el canal interceptor sur (ubicado aguas arriba de la bocatoma y receptor de ríos como Meléndez, Lili y Cañaveralejo y de canales altamente contaminados como Santa Elena) hacia el río Cauca (Jiménez-Botero y Soto-Duque, 2014; El País, 2017), lo que probablemente incremento la turbiedad, conductividad, color aparente y alcalinidad (Tabla 12).

En relación a la absorbancia UV_{223} medida en los seis muestreos, se observa que el valor máximo y promedio de cada jornada es cercano al promedio general de $0,142\text{ cm}^{-1}$, lo que refleja una baja variación entre los valores de absorbancia recopilados durante el análisis exploratorio. Según Fuentes-López *et al.*, (2018) y Torres-Lozada *et al.*, (2018), el promedio general obtenido indica una concentración de Atrazina en el AC del río Cauca inferior a $5\text{ }\mu\text{g/L}$.

En términos generales los rangos de pH, turbiedad, color aparente, conductividad y alcalinidad obtenidos durante todos los muestreos en la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino (Tabla 12), corresponden a los valores típicos registrados por EMCALI, (2018) en el mismo sitio (Tabla 13).

8.1.3 Selección de las concentraciones del plaguicida Atrazina a evaluar

Teniendo en cuenta los datos obtenidos en la recopilación de información secundaria y en los muestreos hechos en la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino durante el periodo de estudio, las concentraciones de Atrazina en el río Cauca no superan los $5\text{ }\mu\text{g/L}$. Debido a que estos niveles tan

bajos son difíciles de cuantificar y que la revisión mostrada indica posibles variaciones entre 0,0062 y 2859 µg/L, en este estudio se optó por evaluar concentraciones de 500, 1000 y 1500 µg/L.

8.2 Selección de las condiciones de coagulación mejorada (CM) para la reducción de Atrazina

8.2.1 Condiciones iniciales y dopaje de agua superficial (AS)

La caracterización de las muestras de AC sin dopar, para la realización de los diagramas de coagulación, arrojó los siguientes resultados:

Tabla 14 Caracterización del agua cruda (AC) sin dopar

Muestreo	pH (Unid)	Turbiedad (UNT)	Color aparente (UPC)	Color verdadero (UPC)	Conductividad (µS/cm)	Alcalinidad (mg/L)	UV ₂₂₃ (cm ⁻¹)
1	7,36	69,7	-	-	99,5	50	0,220
2	7,21	51	67	12	100,4	40	0,187
3	7	40,6	62	5	104,5	40	0,219

Teniendo en cuenta los parámetros evaluados en la caracterización de AC (Tabla 14), el pH se encuentra en el rango de 6,5 a 7,5 Unid que caracteriza al río Cauca según Sandoval y Ramirez, (2007) y a su vez dentro del intervalo de 6,0 a 8,5 Unid que es característico de fuentes de AS según UNESCO, (1996). Para los parámetros de turbiedad, color aparente y color verdadero, se obtuvieron valores bajos probablemente asociados a las condiciones típicas de la temporada seca en que se realizaron los muestreos (CVC, 2018a).

Los valores de conductividad coinciden con los niveles usualmente registrados en fuentes de AS (10 a 1000 µS/cm) según UNESCO, (1996) y con los registros de Sandoval y Ramirez, (2007) donde la conductividad del río Cauca varió entre 50 y 200 µS/cm, con un comportamiento creciente aguas abajo de la bocatoma, probablemente a razón del aumento de sales o de minerales disueltos en el agua originados por el arrastre del suelo y al vertimiento de aguas residuales domésticas, industriales y escorrentía de zonas agrícolas.

En relación a la alcalinidad del AC, los valores obtenidos se agrupan dentro del rango típico de alcalinidad del río Cauca que oscila entre 13 y 60 mg/L y que evita variaciones drásticas del pH por el incremento en su capacidad de amortiguación (Sandoval y Ramirez, 2007). Finalmente los registros de UV₂₂₃ obtenidos, sugieren que la concentración de Atrazina en el AC del río Cauca es inferior a 5 µg/L (Fuentes-López *et al.*, 2018; Torres-Lozada *et al.*, 2018).

Una vez dopadas con las tres concentraciones de Atrazina (500, 1000 y 1500 $\mu\text{g/L}$), las muestras de AC presentaron las características mostradas en la Tabla 15.

Tabla 15 Caracterización del agua dopada por cada concentración de Atrazina

Concentración dopada ($\mu\text{g/L}$)	pH (Unid)	Turbiedad (UNT)	Color aparente (UPC)	Color verdadero (UPC)	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Alcalinidad (mg/L)	UV ₂₂₃ (cm^{-1})
500	7,03	62,5	70	5	103,3	43	0,271
1000	6,92	54,8	154	7	100,2	40	0,301
1500	7,23	34,8	100	8	105,4	45	0,466

Al comparar las caracterizaciones obtenidas entre el AC sin dopar (Tabla 14) y el AC dopada (Tabla 15), se observa que las concentraciones de Atrazina añadidas incidieron en el aumento de la absorbancia UV₂₂₃, sin afectar los demás parámetros evaluados, lo cual corrobora que este parámetro, en la longitud de onda evaluado, es un indicativo indirecto adecuado de la presencia del plaguicida (Fuentes-López *et al.*, 2018; Torres-Lozada *et al.*, 2018)

8.2.2 Diagramas de coagulación

Con las eficiencias de remoción de turbiedad, color verdadero y absorbancia UV₂₂₃ a diferentes concentraciones de coagulante y pH de coagulación, se construyeron los diagramas de coagulación para cada concentración de dopaje de Atrazina. En cada diagrama de coagulación, se trazó una línea adicional punteada que permite conocer la remoción de los parámetros evaluados sin la adición de modificadores de pH.

Las Figuras 5 a 7 presentan los diagramas de coagulación para las tres concentraciones del agua dopada (500, 1000 y 1500 $\mu\text{g/L}$ de Atrazina respectivamente).

En las Tablas 16 a 18, se observa un resumen de los rangos óptimos de pH de coagulación y de dosis de coagulante para obtener una eficiencia de remoción máxima de turbiedad, color verdadero y absorbancia UV₂₂₃.

Tabla 16 Rangos óptimos de pH y dosis de coagulante para obtener una eficiencia de remoción máxima de turbiedad

Concentración ($\mu\text{g/L}$)	Rango óptimo pH coagulación (Unid)	Rango óptimo coagulante (mg/L)	Eficiencia remoción máxima turbiedad (%)
500	5,0 - 7,0	10 - 50	90
1000	5,0 - 7,0	10 - 50	90
1500	5,0 - 7,0	10 - 50	90

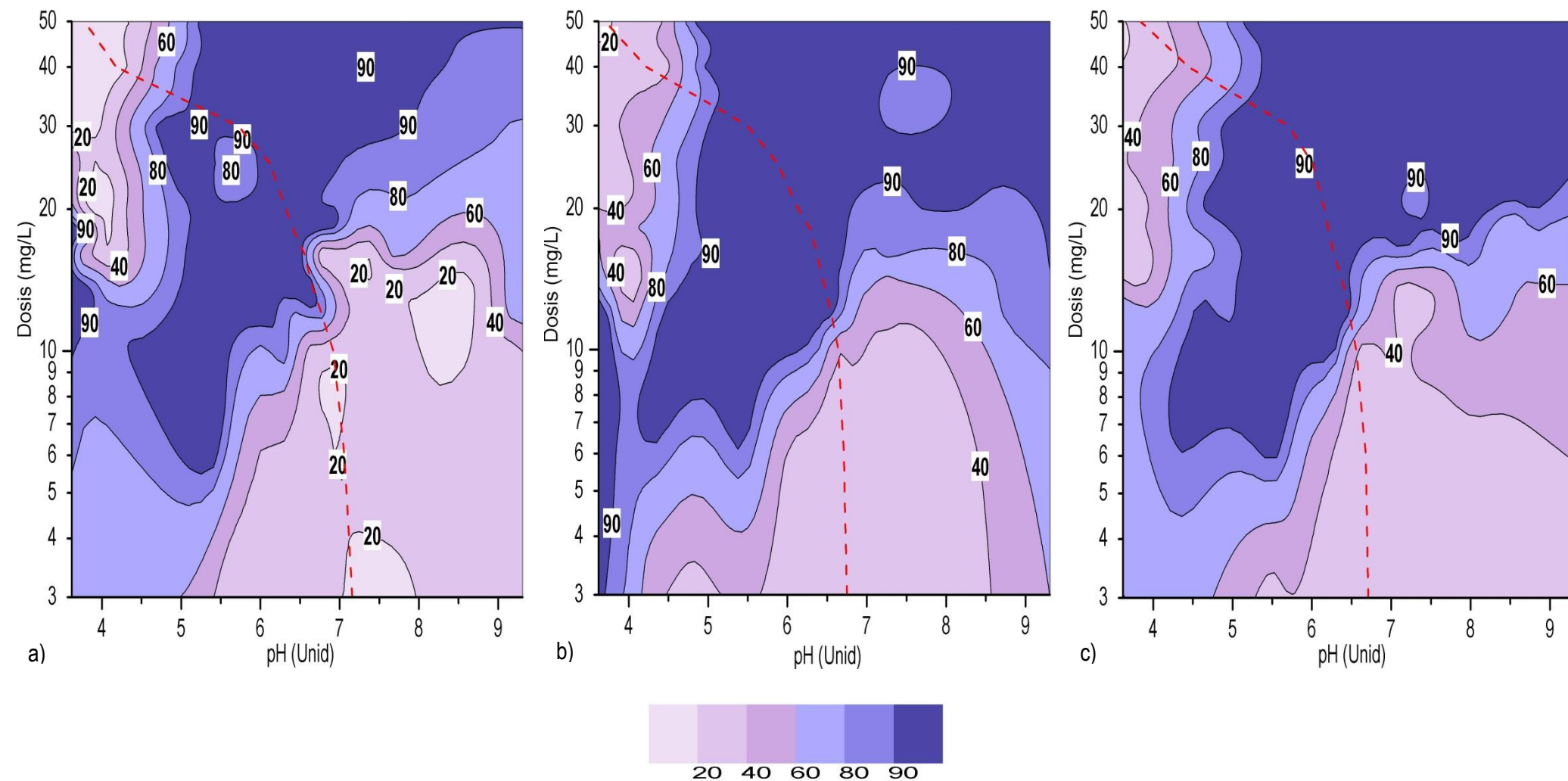


Figura 5 Diagrama de coagulación de remoción de turbiedad para las concentraciones de Atrazina (a) 500 µg/L, (b) 1000 µg/L, y (c) 1500 µg/L

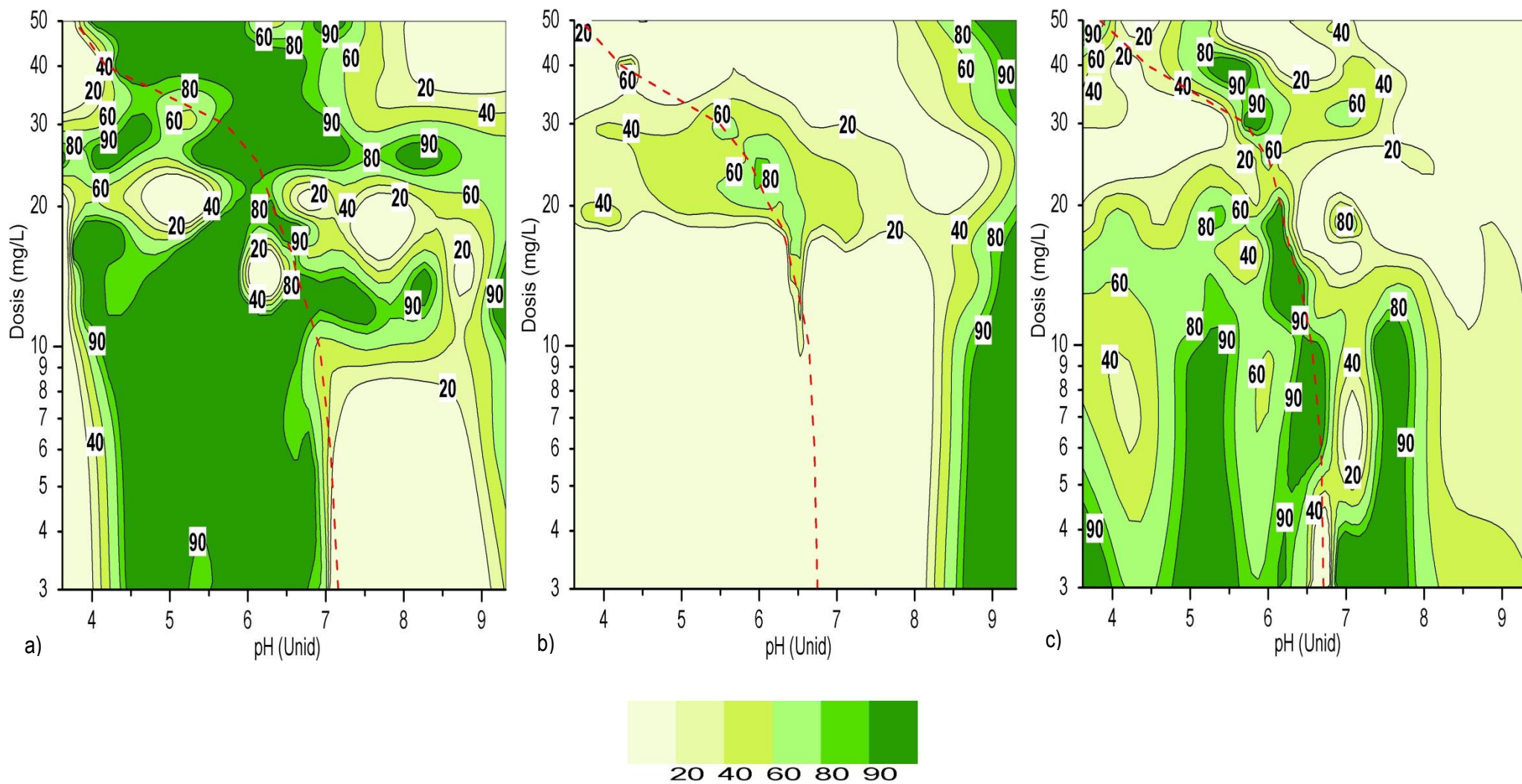


Figura 6 Diagrama de coagulación de remoción de color verdadero para las concentraciones de Atrazina (a) 500 µg/L, (b) 1000 µg/L, y (c) 1500 µg/L

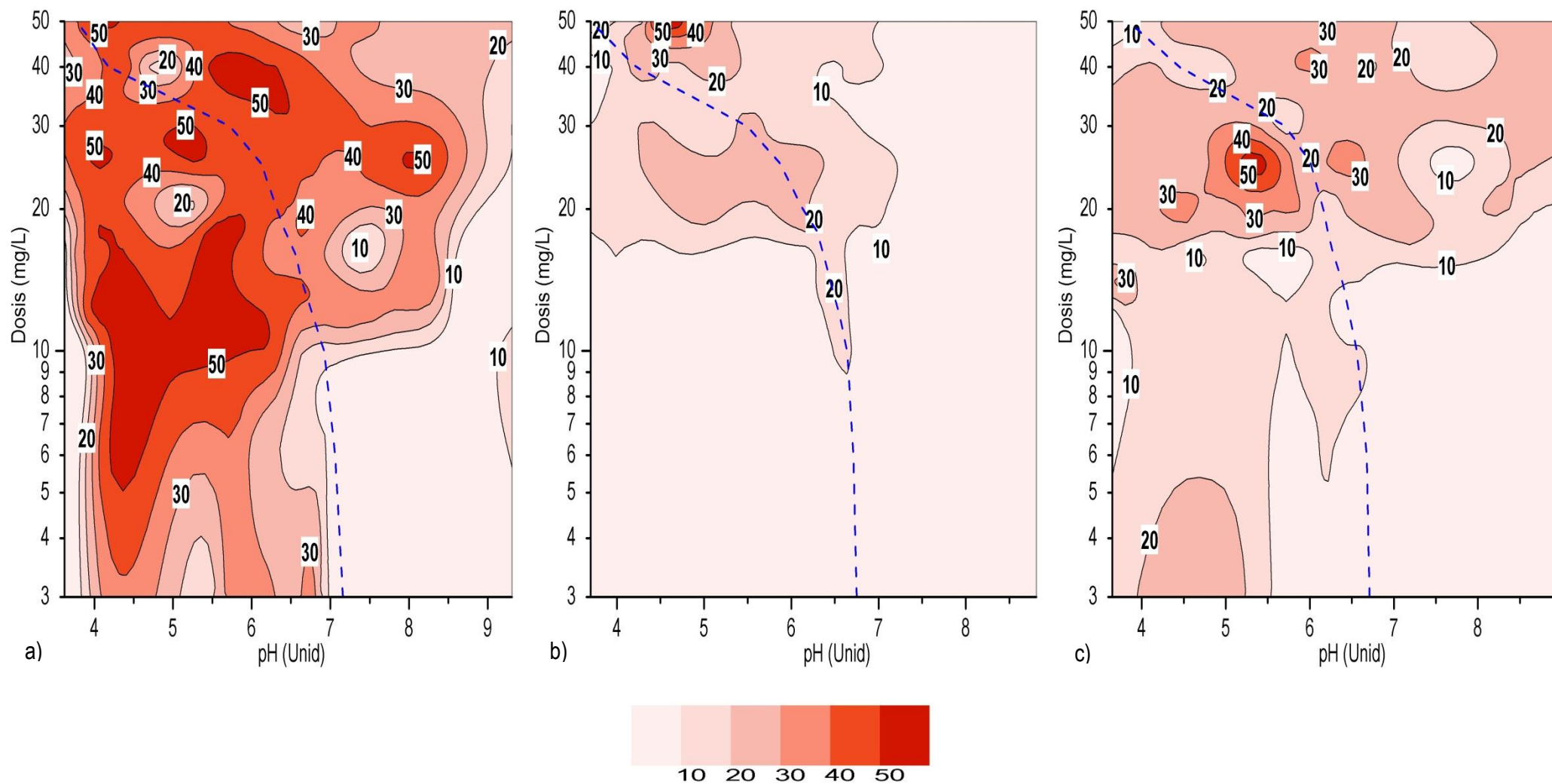


Figura 7 Diagrama de coagulación de remoción de absorbancia UV₂₂₃ para las concentraciones de Atrazina (a) 500 µg/L, (b) 1000 µg/L, y (c) 1500 µg/L

Tabla 17 Rangos óptimos de pH y dosis de coagulante para obtener una eficiencia de remoción máxima de color verdadero

Concentración (µg/L)	Rango óptimo pH coagulación (Unid)	Rango óptimo coagulante (mg/L)	Eficiencia remoción máxima color verdadero (%)
500	4,0 - 6,0	5 - 18 ; 25 - 50	90
1000	5,5 - 6,5	18 - 30	80
1500	4,5 - 7,0	3 - 20 ; 25 - 40	90

Tabla 18 Rangos óptimos de pH y dosis de coagulante para obtener una eficiencia de remoción máxima de absorbancia UV₂₂₃

Concentración (µg/L)	Rango óptimo pH coagulación (Unid)	Rango óptimo coagulante (mg/L)	Eficiencia remoción máxima UV ₂₂₃ (%)
500	4,0 - 6,5	7 - 15 ; 25 - 40	50
1000	4,5 - 5,5	40 - 50	50
1500	5,0 - 6,0	20 - 30	50

En el diagrama de coagulación de turbiedad para la concentración de 500 µg/L de Atrazina (Figura 5a) se observa una extensa zona con eficiencia de remoción de turbiedad (90%) ubicada en un rango de pH de coagulación 5,0 a 7,0 Unid con dosis de coagulante entre 15 a 50 mg/L. En contraste, a dosis de coagulante superiores de 18 mg/L y pH de coagulación inferiores a 4,0 Unid o a concentraciones de FeCl₃ inferiores de 18 mg/L y a pH de coagulación superiores de 7,5 Unid, se obtienen eficiencias de remoción de turbiedad del orden del 20%.

En el diagrama de coagulación de turbiedad para la concentración de 1000 µg/L de Atrazina (Figura 5b) se encuentra una amplia zona con eficiencia de remoción superior al 90% desde un pH de coagulación de 5,0 hasta 8,5 Unid, empleando dosis de FeCl₃ entre 15 y 50 mg/L. Igualmente, se presentan zonas con bajas eficiencias de remoción de turbiedad en los extremos del diagrama bajo un pH de coagulación de 4,0 Unid y dosis de coagulante superior a 20 mg/L y en pH de coagulación mayores a 7,5 Unid con concentraciones de FeCl₃ menores a 10 mg/L. Los resultados son similares al diagrama de coagulación que se obtuvo con la concentración de 500 µg/L (Figura 5a).

Finalmente, en el diagrama de coagulación de turbiedad para la concentración de 1500 µg/L de Atrazina (Figura 5c), se obtuvo un comportamiento similar a los diagramas de coagulación obtenidos anteriormente en cuanto a eficiencias de remoción de turbiedad, predominando una amplia zona con eficiencia de remoción de turbiedad superior al 90% en un rango de pH de coagulación de 5,0 a 7,0 Unid con dosis de FeCl₃ superiores a 10 mg/L.

Según autores como Konradt-Moraes *et al.*, (2008), la aplicación de un coagulante metálico influye en el pH del agua, por lo cual el rango para remoción de turbiedad es de 6,5 a 7,5 Unid, siendo un pH de 6,0 Unid el valor óptimo para reducir turbiedad (Ramli y Abdul Aziz, 2015), otros autores como

Volk *et al.*, (2000); Freese *et al.*, (2001); Mohsinkhan *et al.*, (2016) y Saeid *et al.*, (2017) reportaron pH entre 5,0 a 7,0 Unid obteniendo remociones de turbiedad superiores a 80% empleando concentraciones de FeCl_3 desde 20 a 40 mg/L, en este caso el pH y dosis de coagulante obtenido para las tres concentraciones de Atrazina se encontró dentro de estos rangos. Con relación a las zonas de alta eficiencia de remoción de turbiedad obtenidas en los diagramas de coagulación, se encuentra que la reducción de turbiedad depende de muchos factores entre los que se encuentra la dosis de FeCl_3 aplicada, el pH de coagulación y la turbiedad inicial del AC (Mohsinkhan *et al.*, 2016; Saeid *et al.*, 2017).

Tanto en la Figura 5a, Figura 5b como en la Figura 5c, se encuentra que la línea punteada, que representa la dosificación de coagulante sin modificador de pH, atraviesa zonas con eficiencias de remoción de turbiedad superiores al 90%, utilizando dosis de coagulante que oscilan entre los 15 a 30 mg/L en un pH de coagulación entre 5,5 a 6,5 Unid, lo que indica que en condiciones sin la modificación del pH, se consiguen reducciones importantes en este parámetro físico, lo que es de gran interés en términos de la reducción de costos operacionales en una PTAP, donde el criterio para seleccionar la condición ideal de tratamiento, sería aquella dosis de FeCl_3 que permita una alta remoción de turbiedad empleando cantidades bajas de coagulante.

Para las tres condiciones evaluadas, se observa que existe la posibilidad de alcanzar eficiencias altas de remoción de turbiedad (90%) con dosis de coagulante menores (entre 7 y 10 mg/L), limitando el pH de coagulación entre 4,5 y 5,5 Unid con la adición previa de un ácido. La aplicación de ácido disminuiría la dosis de coagulante pero incide en costos que se deben evaluar previo a la selección de una tecnología. La CM se presentó con la dosificación de altas concentraciones de FeCl_3 desde 30 a 50 mg/L y un pH de coagulación entre 5,0 y 7,0 Unid en las tres concentraciones de Atrazina, alcanzando eficiencias de remoción de turbiedad hasta del 90%. Sin embargo para la remoción de turbiedad, la CM no sería una alternativa a considerar, puesto que se obtienen eficiencias de remoción similares con concentraciones de coagulante inferiores.

En el diagrama de coagulación de color verdadero para la concentración de 500 $\mu\text{g/L}$ de Atrazina (Figura 6a) se obtuvo una extensa zona con eficiencias de remoción del 90%, prácticamente en todo el rango de dosis de FeCl_3 dentro de un intervalo de pH de coagulación de 4,0 a 6,0 Unid. A pH de coagulación superiores a 7,0 Unid y dosis inferiores a 7 mg/L de coagulante, la eficiencia de remoción de color verdadero se reduce drásticamente a valores menores al 20%. Zonas con eficiencia de remoción de color verdadero inferior al 20% también se observan a pH de coagulación menor a 4,0 Unid y a dosis de coagulante mayores a 30 mg/L.

A diferencia de la concentración anterior, para la concentración de 1000 $\mu\text{g/L}$ de Atrazina (Figura 6b) existen dos zonas correspondientes a una eficiencia de remoción de color verdadero inferior al 20%. La primera inicia en un pH de coagulación menor a 4,0 Unid y finaliza en 8,0 Unid, con dosis de coagulante entre 3 y 18 mg/L. La segunda zona está delimitada bajo el mismo rango de pH de coagulación pero con dosis superiores a 30 mg/L. La zona con máxima eficiencia remoción (80%) se

ubicó dentro del rango de pH de coagulación de 5,5 a 6,5 Unid delimitada entre una dosis de FeCl_3 de 18 hasta 30 mg/L.

Finalmente, en el diagrama de coagulación de color verdadero para la concentración de 1500 $\mu\text{g/L}$ de Atrazina (Figura 6c) se observan dos zonas. La primera es una zona con eficiencia de remoción de color verdadero desde el 60% hasta alcanzar el 90%, con dosis de coagulante de 3 a 20 mg/L y de 25 a 40 mg/L bajo un rango de pH de coagulación de 4,5 hasta 7,0 Unid. La segunda zona corresponde a eficiencias de remoción de color verdadero inferiores al 20% en concentraciones de FeCl_3 desde 20 hasta 50 mg/L, con un pH de coagulación mayor a 7,5 Unid e inferior a 5,5 Unid.

El pH se encuentra dentro de los factores que influyen en la remoción de color, donde a pH bajos se logran las mayores eficiencias de remoción (Yonge, 2011), Ramli y Abdul Aziz, (2015) define un pH óptimo de 6,0 Unid para reducir color, autores como Saeid *et al.*, (2017) reportaron pH entre 5,5 a 6,4 Unid arrojando eficiencias de remoción de color superior al 80% con dosis de FeCl_3 desde 20 a 50 mg/L, en este caso el pH y dosis de coagulante obtenido para la remoción de color verdadero en las tres concentraciones de Atrazina coinciden con lo reportado por dicho autores.

En la condición sin modificadores de pH, la eficiencia de remoción de color verdadero obtenida es alta, dado que la línea punteada en los tres diagramas de coagulación, atraviesa zonas con eficiencias de reducción desde 60 hasta 90%, en un intervalo de concentración de FeCl_3 entre 15 y 30 mg/L y pH de coagulación entre 5,5 y 6,5 Unid. Modificando el pH con ácido entre 4,5 y 5,5 Unid y con dosis bajas de coagulante desde 5 a 10 mg/L, es posible obtener eficiencias de remoción de color verdadero similares a las alcanzadas en la condición sin modificadores de pH. Por otra parte, usando dosis altas de coagulante desde 30 a 40 mg/L y un pH de coagulación entre 5,5 a 6,5 Unid en las tres concentraciones de Atrazina, la CM permite una eficiencia en la reducción de color verdadero hasta del 90%. Sin embargo, estas zonas con eficiencias de remoción no se extienden a lo largo de todo el diagrama como ocurrió con los resultados en la reducción de la turbiedad, debido a que el exceso de FeCl_3 por encima de la dosis óptima genera un alto contenido de hierro en el agua (Arboleda, 2000), que afecta las eficiencias de remoción de color verdadero.

El rango de concentración de coagulante obtenido para la remoción de color verdadero con CM es más alto que el obtenido en condiciones sin y con modificación de pH, razón por la cual la CM no contribuye y no es una alternativa en la remoción de este parámetro. La variación del pH es la opción más recomendable si se compara con la aplicación de dosis altas de coagulante, ya que el exceso de esta última puede formar flóculos frágiles de baja capacidad de sedimentación, por el contrario, cuanto menor es el pH, mayor es la producción de especies de alta carga que favorecen la coagulación y disminuyen la cantidad de coagulante requerida (Zerbatto *et al.*, 2009).

En el diagrama de coagulación de absorbancia UV_{223} para la concentración de 500 $\mu\text{g/L}$ de Atrazina (Figura 7a), existe dos zonas con eficiencias de remoción de absorbancia UV_{223} que alcanzan el 50% definidas entre un pH de coagulación de 4,0 y 6,5 Unid; la primera se encuentra bajo una dosis

de coagulante entre 7 y 15 mg/L y la segunda, de tamaño menor, entre 25 y 40 mg/L. A pH de coagulación mayores a 7,0 Unid y concentraciones de FeCl_3 menores a 10 mg/L, la eficiencia de reducción de absorbancia UV_{223} no es representativa.

Para la concentración de 1000 $\mu\text{g/L}$ de Atrazina (Figura 7b) los resultados son diferentes a los obtenidos anteriormente. La zona con eficiencia de remoción de UV_{223} menor al 10% cubre gran parte del diagrama de coagulación extendiéndose en todo el rango de pH de coagulación evaluado a concentraciones de FeCl_3 menores a 15 mg/L. La zona con eficiencia de remoción de absorbancia UV_{223} del 20%, se encuentra en un rango de pH de coagulación de 4,5 a 6,5 Unid con dosis de coagulante superiores a 20 mg/L. Las zonas con eficiencias de remoción de absorbancia UV_{223} entre 30 y 50% se hallan en un intervalo de pH de coagulación ácido de 4,5 a 5,5 Unid a dosis altas de coagulante (40 mg/L).

En el diagrama de coagulación de absorbancia UV_{223} para la concentración de 1500 $\mu\text{g/L}$ de Atrazina (Figura 7c), se encontró una gran zona con eficiencia de remoción menor al 10%, pH de coagulación superior a 6,0 Unid y dosis de coagulante entre 3 y 18 mg/L. Las zonas con eficiencias de remoción máxima (50%) de absorbancia UV_{223} se encuentran a pH de coagulación entre 5,0 y 6,0 Unid, en un intervalo de dosificación de coagulante entre 20 y 30 mg/L.

La eficiencia de remoción máxima obtenida de Atrazina representada por la absorbancia UV_{223} sin la adición de modificadores del pH, fue del 45% para la concentración de 500 $\mu\text{g/L}$ y no mayor al 20% para la concentración 1000 y 1500 $\mu\text{g/L}$, con dosis de FeCl_3 entre 15 y 30 mg/L y pH de coagulación entre 5,5 y 6,5 Unid, lo que indica que los procesos de CC, floculación y sedimentación sin la previa modificación del pH, no presentan eficiencias de remoción de Atrazina considerables (Zhang y Emary, 1999; Ormad *et al.*, 2008; Zou *et al.*, 2014; Fuentes-López *et al.*, 2018). En contraste, modificando el pH de coagulación con una solución de ácido entre un valor de 4,5 a 5,5 Unid, es posible alcanzar eficiencias en reducción de Atrazina hasta del 50% en la concentración de 500 $\mu\text{g/L}$ (Figura 7a) disminuyendo la dosis de coagulante hasta 7 mg/L (Tabla 18), mientras que en las otras dos concentraciones de dopaje de la Atrazina, la eficiencia de remoción no superó el 10%.

Con la CM se observa que la eficiencia de remoción de la Atrazina aumenta a medida que se incrementa la dosificación de FeCl_3 y el pH de coagulación disminuye, debido a que los productos de hidrolización como el $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ y el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ junto con el bajo pH del agua, inciden en la inestabilidad de la Atrazina y en su posterior eliminación (Zhang y Emary, 1999; Saeid *et al.*, 2017), la máxima eficiencia de remoción de Atrazina obtenida en las tres concentraciones fue del 50% en un rango de 25 a 45 mg/L de FeCl_3 y un pH de coagulación entre 4,0 y 5,5 Unid. A pesar de que la CM presenta mayor efectividad en la remoción de compuestos hidrófobos que otros con características hidrófilas como la Atrazina (Freese *et al.*, 2001), en este estudio la CM arrojó una eficiencia de reducción de Atrazina alta en las tres concentraciones de dopaje y superó la remoción obtenida bajo condiciones sin modificadores de pH y con CC.

En cuanto a las zonas de remoción de Atrazina obtenidas en los diagramas de coagulación (Figura 7), se evidencia una relación entre el tamaño de estas regiones y la concentración inicial de dopaje. Las zonas con eficiencia de remoción máxima en la concentración de 500 µg/L (Figura 7a) cubren gran parte del diagrama, mientras que en las concentraciones de Atrazina de 1000 y 1500 µg/L las reducciones máximas alcanzadas son similares a las obtenidas en la concentración anterior, pero conforma zonas de remoción de un tamaño menor y definido, sin extenderse a lo largo de todo el diagrama. Entre las causas que posiblemente explican el incremento en el tamaño de zonas con altos porcentajes de remoción de Atrazina, se encuentra la baja concentración inicial del plaguicida y la carga orgánica presente. Este comportamiento también se ha observado en plaguicidas organoclorados como el permethrin o en compuestos como la penicilina y el fenol (Hemmati *et al.*, 2011; Dehghani *et al.*, 2014; Nasser *et al.*, 2014; Rahmanifar y Moradi, 2014).

Las condiciones experimentales de dosificación de coagulante y pH de coagulación obtenidos en la remoción de Atrazina, coinciden con lo reportado por otros autores que emplearon AC dopada con el plaguicida y usaron otro tipo de coagulantes metálicos inorgánicos. Por ejemplo, Zhang y Emary, (1999) emplearon dosis de 6 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y un pH de coagulación ajustado con ácido a 5,8 Unid, obteniendo eficiencias de remoción máximas del 5% para una concentración inicial de 12 µg/L de Atrazina, mientras que Ormad *et al.*, (2008) utilizaron el mismo coagulante en cantidades superiores a 40 mg/L, logrando eficiencias de reducción máximas del 25% de Atrazina a una concentración inicial de 0,551 µg/L. Por otra parte, Zou *et al.*, (2014) bajo un amplio rango de dosis de coagulante, encontraron que usando 20 mg/L de PAC (Coagulante inorgánico polimérico) se alcanza un valor máximo de eficiencia de reducción del 16,2% de Atrazina a concentraciones iniciales de 1000 µg/L. Finalmente Fuentes-López *et al.*, (2018) emplearon dosis constantes de FeCl_3 de 22 mg/L y obtuvieron eficiencias de remoción del 19,77% de Atrazina a concentraciones iniciales de 860 µg/L. Con base en lo anterior, a las concentraciones de Atrazina dopadas (500, 1000 y 1500 µg/L) en este trabajo, el uso de FeCl_3 tanto en la condición sin y con modificadores de pH como en la CM arrojó eficiencias de remoción de Atrazina mayores a las obtenidas en otros estudios, en donde se empleó $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y PAC con AC dopada a concentraciones inferiores o similares.

Relacionando la caracterización del AC dopada y los resultados obtenidos en los tres parámetros evaluados, se encuentra que el pH de coagulación para obtener una eficiencia de remoción óptima de turbiedad (Tabla 16) inicia en 5,0 Unid mientras que el requerido para disminuir color verdadero empieza en un valor más ácido cercano a 4,0 Unid (Tabla 17), lo cual concuerda con Arboleda, (2000) quien indica que el pH óptimo para remover color es más bajo del que se necesita para eliminar turbiedad y oscila entre 3,2 a 4,5 Unid para sales metálicas a base de hierro.

Por otra parte, la dosis mínima de coagulante requerida para obtener la máxima eficiencia de remoción de turbiedad (Tabla 16) y color verdadero (Tabla 17) en la concentración de 500 y 1500 µg/L de Atrazina está entre 3 y 10 mg/L, mientras que en la concentración de 1000 µg/L de Atrazina la dosis de coagulante mínima requerida para reducir color verdadero empieza en 18 mg/L (Tabla

17), superando la concentración de coagulante necesaria para eliminar turbiedad que inicia en 10 mg/L (Tabla 16). La caracterización del AC dopada para la concentración de 1000 µg/L de Atrazina (Tabla 15), indica que cuenta con un color aparente más alto que el valor de turbiedad, siendo importante este último porque le otorga peso y resistencia al floc causante del color, lo que favorece la adsorción y posterior sedimentación, por tal razón la dosis de coagulante se incrementa cuando los valores de color superan a los de turbiedad en el AC (Arboleda, 2000).

Además de la concentración inicial de Atrazina, es probable que durante la coagulación la turbiedad alta y el bajo color verdadero del AC dopada en la concentración de 500 µg/L (Tabla 15), influyan en la presencia de las zonas amplias de remoción observadas en la Figura 7a. En la coagulación de partículas coloidales con la adición de altas dosis de coagulantes metálicos como el FeCl_3 , se favorece la adsorción de la Atrazina a través de los hidróxidos que precipitan y de los compuestos causantes del color (sustancias húmicas y fúlvicas) que se transforman en otros con características hidrofóbicas (Zhang y Emary, 1999; Jiang y Adams, 2006), es decir que el bajo color verdadero en el AC dopada indica una menor concentración de compuestos húmicos y fúlvicos, lo que permite una mayor adsorción de la Atrazina y la turbiedad alta en el AC dopada junto con un incremento en la concentración del coagulante, favorece la formación de hidróxidos que adsorben y precipitan la Atrazina.

En conclusión, en condiciones sin adición de modificadores de pH y para las tres concentraciones de Atrazina evaluadas, se obtuvieron eficiencias de remoción máximas en turbiedad del 90%, color verdadero entre 60 al 90% y absorbancia UV_{223} desde 20 hasta 40% entre un pH de coagulación de 5,5 a 6,5 Unid usando concentraciones desde 15 a 30 mg/L de FeCl_3 . La eficiencia de remoción más alta de absorbancia UV_{223} solo se obtuvo en la concentración de 500 µg/L.

Modificando el pH de coagulación con una solución de ácido clorhídrico hasta alcanzar un valor entre 4,5 y 5,5 Unid y una dosis de coagulante hasta de 7 mg/L, se alcanzaron eficiencias de remoción de turbiedad similares a las obtenidas en condiciones sin modificador de pH en las tres concentraciones de Atrazina. Para color verdadero y absorbancia UV_{223} bajo las mismas condiciones de pH de coagulación y dosis de FeCl_3 , en la concentración 500 y 1500 µg/L se obtuvo una eficiencia de remoción de color verdadero del 90% y de absorbancia UV_{223} desde 20 hasta 50%. En la concentración 1000 µg/L la eficiencia de remoción para ambos parámetros no supero el 20%.

Finalmente la CM en las tres concentraciones de Atrazina, arrojó eficiencias de reducción de turbiedad similares a las obtenidas anteriormente y una remoción de color verdadero entre el 60 al 90%, usando dosis de coagulante entre 25 y 45 mg/L y un pH de coagulación desde 4,0 y 5,5 Unid. En relación al parámetro de interés y bajo las mismas condiciones de pH de coagulación y dosis de FeCl_3 , la CM alcanzó una eficiencia de reducción de absorbancia UV_{223} hasta del 50% en las tres concentraciones de Atrazina.

9 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La revisión de concentraciones de Atrazina en diferentes fuentes de AS muestra una alta variabilidad, que puede estar asociada a aspectos como uso del suelo, normatividad de cada país, ausencia de prohibiciones en el uso del plaguicida, desconocimiento de los posibles efectos negativos sobre la salud, entre otras. De acuerdo con la revisión de literatura, los países que no cuentan con medidas restrictivas en el uso de la Atrazina como Colombia, reportaron un rango entre 0,0062 µg/L hasta 2859 µg/L.

Bajo condiciones sin modificación del pH y para las tres concentraciones de Atrazina, las eficiencias de remoción máximas alcanzadas, fueron del 90% para turbiedad, entre 80 al 90% para color verdadero y desde 20 hasta 40% para absorbancia UV₂₂₃, entre un pH de coagulación de 5,5 a 6,5 Unid usando concentraciones de 15 a 30 mg/L de FeCl₃. Modificando el pH de coagulación a valores entre 4,5 y 5,5 Unid se redujo la dosis de coagulante hasta 7 mg/L, logrando eficiencias de remoción similares para turbiedad en las tres concentraciones de Atrazina. Para color verdadero y absorbancia UV₂₂₃ bajo las mismas condiciones, solamente en la concentración 500 y 1500 µg/L se obtuvo una eficiencia de remoción de color verdadero del 90% y de absorbancia UV₂₂₃ desde 20 hasta 50%. En la concentración 1000 µg/L la eficiencia de remoción para ambos parámetros no superó el 20%.

Utilizando dosis de coagulante superiores a 25 mg/L y pH de coagulación entre 4,0 a 5,5 Unid, la CM arrojó eficiencias de remoción para turbiedad y color verdadero desde 60 hasta 90%. En cuanto a la eficiencia de remoción de Atrazina representada por la absorbancia UV₂₂₃, se encontró que con dosis de FeCl₃ superiores a 25 mg/L y pH de coagulación de 4,0 a 5,5 Unid, los productos de hidrólisis del coagulante junto con el pH ácido de la mezcla, contribuyen en la inestabilidad y posterior eliminación de la Atrazina; incluso, la reducción se incrementa cuando la concentración inicial del plaguicida es baja y con la presencia de valores altos de turbiedad y bajo color verdadero en el AC, arrojando eficiencias de reducción del orden del 50% en las tres concentraciones de Atrazina.

Para evaluaciones posteriores de la CM en la reducción de la Atrazina, se recomienda realizar ensayos de dureza total que permitan corroborar la presencia de iones de Ca⁺⁺ y Mg⁺⁺ que influyen en la coagulación, lo que podría aportar al entendimiento de los comportamientos obtenidos en la remoción de parámetros físicos como el color verdadero.

Se recomienda continuar evaluando la CM como una estrategia que aporte a la reducción de compuestos orgánicos de interés como los plaguicidas y evaluar condiciones de mayor variabilidad de la turbiedad y el color, de manera simultánea con otros niveles del plaguicida.

Se recomienda continuar evaluando el uso de variables de rápida, fácil medición y bajo costo como la absorbancia UV, que mostró ser representativa de compuestos orgánicos presentes en las AS usadas como fuentes de abastecimiento.

10 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abramovich, B., Lura, M. ., Carrera, E., Gilli, M. ., Haye, M. and Vaira, S. (2004) 'Acción de distintos coagulantes para la eliminación de *Cryptosporidium* spp. en el proceso de potabilización del agua', *Revista Argentina de Microbiología*, 36, pp. 92–96. Available at: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0325-75412004000200009.

Agency for Toxic Substances y Disease Registry (ATSDR) (2003) *Reseña Toxicológica de la Atrazina, Atlanta, Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EEUU*. Available at: https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs153.html.

Almazán-Juárez, M., Almazán-Juárez, Á., Carreto-Pérez, B., Hernández, E., Damián-NAva, A. and Almazán-Núñez, C. (2016) 'Calidad y clasificación de usos del agua en la cuenca baja del río Papagayo, Guerrero, México', *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 3(9), pp. 293–305.

American Public Health Association (APHA) (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewaters. 22st Edition*. Washington, D.C. USA.

Amirtharajah, A. and Mills, K. (1982) 'Rapid mix design for mechanisms of alum coagulation', *American Water Works Association*, 74, p. 210.

Andía, C. (2000) *Tratamiento de Agua Coagulación y Floculación. SEDAPAL Evaluación de Plantas y Desarrollo Tecnológico*. Lima.

Antić, N., Radišić, M., Radović, T., Vasiljević, T., Grujić, S., Petković, A., Dimkić, M. and Laušević, M. (2015) 'Pesticide Residues in the Danube River Basin in Serbia - a Survey during 2009-2011', *Clean - Soil, Air, Water*, 43(2), pp. 197–204. doi: 10.1002/clen.201200360.

Arboleda, J. (2000) *Teoría y práctica de la purificación del agua*. 3rd edn. ACODAL. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiente.

Archer, A. and Singer, P. (2006) 'Effect of SUVA and enhanced coagulation on removal of TOX precursors', *Journal AWWA*, 98(8).

Azevedo, D., Gerchon, E. and Dos Reis, E. (2004) 'Monitoring of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in water from Paraíba do Sul River, Brazil', *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 15(2), pp. 292–299.

Barba-Ho, L. and Becerra, D. (2011) 'Biodegradabilidad y toxicidad de herbicidas utilizados en el cultivo de caña de azúcar', *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, (10), p. 11–19. Available at: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=231122666001>.

Barba, L. and Ortiz, A. (1989) *Química del agua. Facultad de Ingeniería. Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente. Universidad del Valle. Cali-Colombia*.

- Bartlett, A. J., Struger, J., Grapentine, L. C. and Palace, V. P. (2016) 'Examining impacts of current-use pesticides in Southern Ontario using in situ exposures of the amphipod *Hyaella azteca*', *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(5), pp. 1224–1238. doi: 10.1002/etc.3265.
- Battaglin, W., Kolpin, D., Scribner, E., Kuivila, K. and Sandstrom, M. (2005) 'Glyphosate, other herbicides, and transformation products in Midwestern Streams, 2002', *Journal of the American Water Resources Association*, 41(2), pp. 323–332.
- Bell-Ajy, K., Abbaszadegan, M., Ibrahim, E., Verges, D. and LeChevallier, M. (2000) 'Conventional and optimized coagulation for NOM removal', *Journal - American Water Works Association*, 92(10), pp. 44–58. doi: 10.1002/j.1551-8833.2000.tb09023.x.
- Betancourt, W. and Rose, J. (2004) 'Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*', 126, pp. 219–234. doi: 10.1016/j.vetpar.2004.09.002.
- Bia, G., De Pauli, C. and Borgnin, L. (2013) 'Adsorción de atrazina en una Fe (III)- Montmorillonita recubierta con ácidos húmicos', in *Congreso; XVIII Congreso Argentino de Fisicoquímica y Química Inorgánica*. Rosario.
- Blahová, J., Plhalová, L., Hostovský, M., Divišová, L., Dobšíková, R., Mikulíková, I., Štěpánová, S. and Svobodová, Z. (2013) 'Oxidative stress responses in zebrafish *Danio rerio* after subchronic exposure to atrazine', *Food and Chemical Toxicology*, 61, pp. 82–85. doi: 10.1016/j.fct.2013.02.041.
- Bueno-Zabala, K., Perez-Vidal, A. and Torres-Lozada, P. (2014) 'Identificación de peligros químicos en cuencas de abastecimiento de agua como instrumento para la evaluación del riesgo Identification of chemical hazards in supply watersheds as an instrument for risk evaluation', 13(24).
- Bustos, M. (2015) *Destino ambiental del glifosato en una zona arrocería del Tolima, Colombia - Tesis Doctorado. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Agronomía, Escuela de Posgrados*. doi: 10.13. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Agronomía, Escuela de Posgrados. doi: 10.13140/RG.2.1.2001.0725.
- Cabral, E., Vazzoler, H. and Pereira, W. (2012) 'Emprego do carvão ativado para remoção de atrazina em água de abastecimento público', *Eng Sanit Ambient*, 17(4), pp. 421–428.
- Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes (CASAFE) (2016) *Modo de acción de los herbicidas*. Available at: <http://www.casafe.org/modo-de-accion-de-los-herbicidas/>.
- Camargo, M. and Cruz, L. (1999) 'Remoción de Sustancias Húmicas por Coagulación con Alumbre', *Revista Ingeniería e Investigación*, 44, pp. 73–79.
- Camilleri, J., Baudot, R., Wiest, L., Vulliet, E., Cren-Olivé, C. and Daniele, G. (2015) 'Multiresidue fully automated online SPE-HPLC-MS/MS method for the quantification of endocrine-disrupting and pharmaceutical compounds at trace level in surface water', *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 95(1), pp. 67–81. doi: 10.1080/03067319.2014.983494.

Claver, A., Ormad, P., Rodríguez, L. and Ovelleiro, J. (2006) 'Study of the presence of pesticides in surface waters in the Ebro river basin (Spain)', *Chemosphere*, 64(9), pp. 1437–1443. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.02.034.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) (2005) *Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução N.º 357 de 17 de Março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá out.* Brasil. Available at: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>.

Community Research and Development Information Service (CORDIS) (2011) 'Un estudio confirma la relación entre el herbicida atrazina y problemas de reproducción'. Available at: https://cordis.europa.eu/news/rcn/34083_es.html.

Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) (2018a) *Aún quedan días de lluvia pero se acerca el verano*. Available at: <https://www.cvc.gov.co/carousel/3278-aun-quedan-dias-de-lluvia-pero-se-acerca-el-verano> (Accessed: 18 August 2018).

Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) (2018b) *Boletín hidrológico*. Available at: <http://dev.cvc.gov.co/cvc/RecursoHidrico/aplicativos/Climatologia/DistriEspacialRedClimaValle.php>.

Cortés, E. and Barrios, C. (2010) *Nuevo calendario de temporadas secas y lluviosas en el valle del río Cauca. Carta Trimestral*. Cenicaña.

Dagnac, T., García-Chao, M., Fernández-Álvarez, M., Castro-Insua, J., García-Pomar, M. and Llompart, M. (2012) 'Study of the presence of priority pesticides in surface water of river basins located in two areas of intensive dairy farming in the NW Spain (Galicia)', *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 92(8), pp. 995–1011. doi: 10.1080/03067319.2011.603188.

Dehghani, M., Nasser, S., Ahmadi, M., Samaei, M. and Anushiravani, A. (2014) 'Removal of penicillin G from aqueous phase by Fe³⁺-TiO₂/UV process', *J Environ Health Sci Eng*, 12, p. 56.

Di-Bernardo, L. and Sabogal, L. (2008) *Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água. Volume 1. LDiBe editora*. Rio de Janeiro.

Di-Bernardo, L. (1993) *Métodos e técnicas de tratamento de água. III ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABAES)*. Rio de Janeiro.

Dorigo, U., Bourrain, X., Bérard, A. and Leboulanger, C. (2004) 'Seasonal changes in the sensitivity of river microalgae to atrazine and isoproturon along a contamination gradient', *Science of the Total Environment*, 318(1–3), pp. 101–114. doi: 10.1016/S0048-9697(03)00398-X.

Edwards, G. and Amirtharajah, A. (1985) 'Removing color caused by humic acid', *American Water Works Association*, 77(3), pp. 50–57.

Edzwald, J. and Tobiason, J. (1999) 'Enhanced coagulation: Us requirements and a broader view', *Water Science and Technology*, 40(9). doi: 10.1016/S0273-1223(99)00641-1.

Empresas Municipales de Cali (EMCALI) (2018) *Informe de ensayos del laboratorio de agua potable. Código: 054M01F017. Laboratorio de Agua Potable - GUENAA.*

Fernandez, M. and Gardinali, P. (2016) 'Risk assessment of triazine herbicides in surface waters and bioaccumulation of Irgarol and M1 by submerged aquatic vegetation in Southeast Florida', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 541, pp. 1556–1571. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.035.

Ferrer, A. (2003) 'Intoxicación por plaguicidas', *ANALES Sis San Navarra*, 26(Supl. 1), pp. 155–171. doi: 10.4321/S1137-66272003000200009.

Ferris, I. and Haigh, B. (1987) 'A Rapid and Sensitive HPLC Procedure for the Determination of Atrazine Residues in Soil-Water Extracts', *Journal of Chromatographic Science*, 25(4), pp. 170–173. doi: 10.1093/chromsci/25.4.170.

Freese, S., Nozaic, D., Pryor, M., Rajogopaul, R., Trollip, D. and Smith, R. (2001) 'Enhanced coagulation: A viable option to advance treatment technologies in the South African context', *Water Science and Technology: Water Supply*, 1(1), pp. 33–41.

Fuentes-López, L., Amézquita-Marroquí, C. and Torres-Lozada, P. (2018) 'Application of double filtration with granular activated carbon for Atrazine reduction on water treatment processes', *DYNA*, 85(205), pp. 184–190. doi: 10.15446/dyna.v85n205.68503.

Fuentes-López, L., Torres-Lozada, P., Cruz-Vélez, C., Barba-Ho, L. E. and Pérez-Vidal, A. (2018) 'Identificación de la presencia de atrazina en fuentes de agua superficial mediante análisis de absorbancia', in *XXXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Guayaquil: Asociación Interamericana De Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS.*

Gaillard, J., Thomas, M., Iuretig, A., Pallez, C., Feidt, C., Dauchy, X. and Banas, D. (2016) 'Barrage fishponds: Reduction of pesticide concentration peaks and associated risk of adverse ecological effects in headwater streams', *Journal of Environmental Management*. Elsevier Ltd, 169, pp. 261–271. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.12.035.

Galvis, G., Latorre, J. and Visscher, J. (1999) *Filtración en múltiples etapas. Tecnología innovativa para el tratamiento de agua. Universidad del Valle Cinara, Instituto de Investigación y Desarrollo en Agua Potable, Saneamiento Básico y Conservación del Recurso Hídrico. Cali-Colombia.*

Gerland, P., Raftery, A., Evikova, H., Li, N., Gu, D., Spoorenberg, T., Alkema, L., Fosdick, B. K., Chunn, J., Lalic, N., Bay, G., Buettner, T., Heilig, G. K. and Wilmoth, J. (2014) 'World population stabilization unlikely this century', *Science*, 346(6206), pp. 234–237. doi: 10.1126/science.1257469.

De Gerónimo, E., Aparicio, V., Bárbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, S. and Costa, J. (2014) 'Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina', *Chemosphere*, 107, pp. 423–431. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.01.039.

Golbaz, S., Jafari, A., Rafiee, M. and Kalantary, R. (2014) 'Separate and simultaneous removal of phenol, chromium, and cyanide from aqueous solution by coagulation/precipitation: Mechanisms and theory', *Chemical Engineering Journal*. Elsevier B.V., 253, pp. 251–257. doi: 10.1016/j.cej.2014.05.074.

Guillén, R., Lizama, C., Ortega, A., Moeller, G. and Treviño, L. (2017) 'Evaluación de la biodegradación de atrazina pura y comercial (Gesaprim) en suelos arenosos, limosos y arcillosos', *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(esp01), pp. 63–72. doi: 10.20937/RICA.2017.33.esp01.06.

Hansen, A., Treviño-Quintanilla, L., Marquez-Pacheco, H., Villada-Canela, M., Gonzalez-Márquez, L., Guillén-Garcés, R. and Hernández-Antonio, A. (2013) 'Atrazina: Un herbicida polemico', *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, pp. 65–84.

Health Canada (2017) *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality—Summary Table*. Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch. Ottawa, Ontario. Available at: https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/sum_guide-res_recom-eng.pdf.

Hemmati, B., Nasser, S., Nabizadeh, N., Mahvi, A. and Javadi, A. (2011) 'Photocatalytic degradation of phenol in Aqueous Solutions by Fe(III)-doped TiO₂/UV process', *Iran J Health Environ*, 3(4), pp. 369–80.

Hernández, F., Portolés, T., Ibáñez, M., Bustos-López, M., Díaz, R., Botero-Coy, A., Fuentes, C. and Peñuela, G. (2012) 'Use of time-of-flight mass spectrometry for large screening of organic pollutants in surface waters and soils from a rice production area in Colombia', *Science of The Total Environment*, 439, pp. 249–259. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.09.036.

Hu, W., Lu, S. and Wang, Y. (2016) 'Enhanced coagulation for treating the micropolluted water: Effects of dosages and pH on coagulation performance and residual Al', *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 35(6), pp. 1687–1692. doi: 10.1002/ep.12417.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) (2018) *Informe técnico diario*. Available at: <http://www.pronosticosyalertas.gov.co/boletines-e-informes-tecnicos>.

Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) (2011) *Estadísticas de comercialización de plaguicidas químicos de uso agrícola. Subgerencia de Protección Vegetal Dirección Técnica de Inocuidad e Insumos Agrícolas*. Bogotá-Colombia. Available at: [http://www.ica.gov.co/Areas/Agricola/Servicios/Regulacion-y-Control-de-Plaguicidas-Quimicos/Estadisticas-\(1\)/2010/Comercializacion-plaguicidas-2010\(int\)-\(4\).aspx](http://www.ica.gov.co/Areas/Agricola/Servicios/Regulacion-y-Control-de-Plaguicidas-Quimicos/Estadisticas-(1)/2010/Comercializacion-plaguicidas-2010(int)-(4).aspx).

Irace-Guigand, S., Aaron, J., Scribe, P. and Barcelo, D. (2004) 'A comparison of the environmental impact of pesticide multiresidues and their occurrence in river waters surveyed by liquid chromatography coupled in tandem with UV diode array detection and mass spectrometry', *Chemosphere*, 55(7), pp. 973–981. doi: 10.1016/j.chemosphere.2003.12.007.

Jardim, W., Montagner, C., Pescara, I., Umbuzeiro, G., Di Dea Bergamasco, A., Eldridge, M. and Sodré, F. (2012) 'An integrated approach to evaluate emerging contaminants in drinking water', *Separation and Purification Technology*, 84, pp. 3–8. doi: 10.1016/j.seppur.2011.06.020.

Javaroni, R., Landgraf, M. and Rezende, M. (1999) 'Comportamento dos herbicidas atrazina e alaclor aplicados em solo preparado para o cultivo de cana-de-açúcar', *Quimica Nova*, 22(1), pp. 58–64. doi: 10.1590/S0100-40421999000100012.

Jiang, H. and Adams, C. (2006) 'Treatability of chloro-s-triazines by conventional drinking water treatment technologies', *Water Research*, 40(8), pp. 1657–1667. doi: 10.1016/j.watres.2006.02.013.

Jiménez-Botero, G. and Soto-Duque, A. (2014) *Análisis del riesgo ambiental potencial por compuestos orgánicos presentes en agua del río Cauca, a su paso por la zona urbana de la ciudad de Cali (Colombia). Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de: Magister en Universidad de Manizales.Facultad de Ciencias Contables, Económicas y Administrativas.*

Jin, R. and Ke, J. (2002) 'Impact of Atrazine Disposal on the Water Resources of the Yang River in Zhangjiakou Area in China', *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68(6), pp. 893–900. doi: 10.1007/s00128-002-0038-1.

Kim, S., Moon, B. and Lee, H. (2001) 'Effects of pH and dosage on pollutant removal and floc structure during coagulation', pp. 197–203. doi: 10.1016/S0026-265X(00)00146-6.

Komtchou, S., Dirany, A., Drogui, P., Robert, D. and Lafrance, P. (2017) 'Removal of atrazine and its by-products from water using electrochemical advanced oxidation processes', *Water Research*. Elsevier Ltd, 125, pp. 91–103. doi: 10.1016/j.watres.2017.08.036.

Konradt-Moraes, L. C., Bergamasco, R., Tavares, C. R. G., Hennig, D., Bongiovani, M. C. and Igarashi-Mafra, L. (2008) 'Utilization of the Coagulation Diagram in the Evaluation of the Natural Organic Matter(NOM) Removal for Obtaining Potable Water', *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, 6(1), pp. 1–8. doi: 10.2202/1542-6580.1441.

Kotrikla, A., Gatidou, G. and Lekkas, T. (2006) 'Monitoring of triazine and phenylurea herbicides in the surface waters of Greece', *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 41(2), pp. 135–144. doi: 10.1080/03601230500364336.

Kouras, A., Zouboulis, A., Samara, C. and Kouimtzis, T. (1998) 'Removal of pesticides from aqueous solution by combined physicochemical process-the behavior of lindane.', *Environmental Pollution*, 103, pp. 193–202. doi: 10.1016/S0269-7491(98)00124-9.

Laurance, W., Sayer, J. and Cassman, K. (2014) 'Agricultural expansion and its impacts on tropical nature', *Trends in Ecology & Evolution*, 29(2), pp. 107–116. doi: 10.1016/j.tree.2013.12.001.

- Lazorko-Connon, S. and Achari, G. (2009) 'Atrazine: its occurrence and treatment in water', *Environmental Reviews*, 17(NA), pp. 199–214. doi: 10.1139/A09-009.
- LeChevallier, M. and Norton, W. (1992) 'Examining relationships between particle counts and Giardia, Cryptosporidium, and Turbidity', *American Water Works Association*, 84(12), pp. 54–60.
- Lemieux, C., Quémerais, B. and Lum, K. (1995) 'Seasonal patterns of atrazine loading for the St Lawrence River (Canada) and its tributaries', *Water Research*, 29(6), pp. 1491–1504. doi: 10.1016/0043-1354(94)00307-S.
- Lenntech.es. (2017) *Evaluacion-de-la-calidad-agua-(FAQ-calidad-agua)-lenntech*. [online]. Available at: <http://www.lenntech.es/la-evaluacion-de-la-calidad-agua-faq-calidad-agua> (Accessed: 29 June 2017).
- Liu, P., Chang, Q., Li, Z. and Ren, Y. (2013) 'Elimination of the micro-pollution caused by organic chloride pesticides in drinking water by enhanced coagulation', *Fresenius Environmental Bulletin*, 22(11 A), pp. 3370–3376.
- Luna, D., González, A., Gordon, M. and Martín, N. (2007) 'Obtención de carbón activado a partir de la cáscara de coco', *ContactoS*, 64, pp. 39–48.
- Martin-Neto, L., Vieira, E. and Sposito, G. (1994) 'Mechanism of Atrazine Sorption by Humic Acid: A Spectroscopic Study', *Environmental Science & Technology*, 28(11), pp. 1867–1873. doi: 10.1021/es00060a017.
- Minh Tam, L., Dan, N., Tuc, D., Ngo, H. and Lan Chi, D. (2016) 'Presence of e-EDCs in surface water and effluents of pollution sources in Sai Gon and Dong Nai river basin', *Sustainable Environment Research*. Elsevier Ltd, 26(1), pp. 20–27. doi: 10.1016/j.serj.2015.09.001.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) (2007) *Resolución 2115 de 2007*. Colombia. Available at: http://biblioteca.saludcapital.gov.co/img_upload/03d591f205ab80e521292987c313699c/resolucion_2115_2007.pdf.
- Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio (MVCT) (2017) *Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico: TÍTULO C. Sistemas de Potabilización. Resolución 330 de 2017*. Bogotá, D.C. Colombia. Available at: <http://camacolvalle.org.co/wp-content/uploads/2016/07/Anexo-Técnico-RAS-2000-Título-C-ilovepdf-compressed.pdf>.
- Mohsinkhan, P., KolateSuraj, R., Londhesagar, R. and Umesh, Mate, A. (2016) 'Comparative study of alum and ferric chloride for removal of turbidity from water', *International Journal of Innovative Research in Science and Engineering*, 2(3), pp. 557–563.
- Montoya, C., Loaiza, D., Torres, P., Cruz, C. and Escobar, J. (2013) 'Efecto del incremento en la turbiedad del agua cruda sobre la eficiencia de procesos convencionales de potabilización', *Revista EIA*, 16, pp. 137–148.

Moschet, C., Wittmer, I., Simovic, J., Junghans, M., Piazzoli, A., Singer, H., Stamm, C., Leu, C. and Hollender, J. (2014) 'How a complete pesticide screening changes the assessment of surface water quality', *Environmental Science and Technology*, 48(10), pp. 5423–5432. doi: 10.1021/es500371t.

Nasseri, S., Baghapour, M., Derakhshan, Z. and Faramarzian, M. (2014) 'Degradation of atrazine by microbial consortium in an anaerobic submerged biological filter', *Journal of Water and Health*, 12(3), pp. 492–503. doi: 10.2166/wh.2014.162.

New Zealand Ministry of Health (2000) *Drinking-water standards for New Zealand*. Available at: <https://www.health.govt.nz/>.

O'Brien, D., Lewis, S., Davis, A., Gallen, C., Smith, R., Turner, R., Warne, M., Turner, S., Caswell, S., Mueller, J. F. and Brodie, J. (2016) 'Spatial and Temporal Variability in Pesticide Exposure Downstream of a Heavily Irrigated Cropping Area: Application of Different Monitoring Techniques', *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64(20), pp. 3975–3989. doi: 10.1021/acs.jafc.5b04710.

Obras Sanitarias del Estado (OSE) (2006) *Norma Interna de Calidad de Agua Potable*, In: *Administración de las Obras Sanitarias del Estado (Ed.)*, R/D N° 1477/06: Montevideo.

Official Journal of the European Union (OJEU) (2004) 'Commission decision concerning the non-inclusion of atrazine in Annex I to Council Directive 91/414/EEC and the withdrawal of authorisations for plant protection products containing this active substance', *Official Journal of the European Union*. Bruselas, 47(L78), pp. 53–55.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2002) *Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas*. Roma. Available at: <http://www.fao.org/3/a-a0220s.pdf>.

Organización mundial de la salud (OMS) (2004) *Guías para la calidad del agua potable. Tercera edición. Volumen 1. Recomendaciones*. Ginebra-Suiza. Available at: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf.

Ormad, M., Miguel, N., Claver, A., Matesanz, J. and Ovelleiro, J. (2008) 'Pesticides removal in the process of drinking water production', *Chemosphere*, 71(1), pp. 97–106. doi: 10.1016/j.chemosphere.2007.10.006.

El País (2017) *¿Qué tan buena es el agua que consumen los caleños?* Available at: <https://www.elpais.com.co/cal/que-tan-buena-es-el-agua-que-consumen-los-calenos.html>.

Peña, A. and Castillo, A. (2015) 'Identificación y cuantificación de contaminantes emergentes en aguas residuales por microextracción en fase sólida-cromatografía de gases-espectrometría de masas (MEFS-CG-EM)', *TIP*. Universidad Nacional Autónoma de México, 18(1), pp. 29–42. doi: 10.1016/j.recqb.2015.05.003.

Pérez-Vidal, A., Delgado-Cabrera, L. and Torres-Lozada, P. (2012) 'Evolución y perspectivas del sistema de abastecimiento de la ciudad de Santiago de Cali frente al aseguramiento de la calidad del agua potable', *Ingeniería y Competitividad*, 14(2), pp. 69–81. Available at: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fua&AN=87334108&lang=es&site=ehost-live>.

Planas, C., Puig, A., Rivera, J. and Caixach, J. (2006) 'Analysis of pesticides and metabolites in Spanish surface waters by isotope dilution gas chromatography/mass spectrometry with previous automated solid-phase extraction. Estimation of the uncertainty of the analytical results', *Journal of Chromatography A*, 1131(1–2), pp. 242–252. doi: 10.1016/j.chroma.2006.07.091.

Prado, P., Tangerino, E. and Sánchez, I. (2017) 'Remoción de color en agua de abastecimiento utilizando proceso electrolítico y filtración directa', (21), pp. 22–27.

Puerto, A., Suarez, S. and Palacio, D. (2014) 'Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud', *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 52(3), pp. 372–387.

Racar, M., Dolar, D., Špehar, A., Kraš, A. and Košutić, K. (2017) 'Optimization of coagulation with ferric chloride as a pretreatment for fouling reduction during nanofiltration of rendering plant secondary effluent', *Chemosphere*, 181, pp. 485–491. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.04.108.

Rahmanifar, B. and Moradi, S. (2014) 'Removal of organochlorine pesticides by chitosan loaded with silver oxide nanoparticles from water', *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(8), pp. 1781–1786. doi: 10.1007/s10098-013-0692-5.

Ramli, S. and Abdul Aziz, H. (2015) 'Use of Ferric Chloride and Chitosan as Coagulant to Remove Turbidity and Color from Landfill Leachate', *Applied Mechanics and Materials*, 773–774, pp. 1163–1167. doi: 10.4028/www.scientific.net/AMM.773-774.1163.

Raub, K. ., Vlahos, P. and Whitney, M. (2015) 'Comparison of marine sampling methods for organic contaminants: Passive samplers, water extractions, and live oyster deployment', *Marine Environmental Research*. Elsevier Ltd, 109, pp. 148–158. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.07.004.

Rebich, R., Coupe, R. and Thurman, E. (2004) 'Herbicide concentrations in the Mississippi River Basin - The importance of chloroacetanilide herbicide degradates', *Science of the Total Environment*, 321(1–3), pp. 189–199. doi: 10.1016/j.scitotenv.2003.09.006.

Rendón-von Osten, J., Memije-Canepa, M. and Ek Moo, N. (2005) 'Plaguicidas orgánicos persistentes (POPs) en sedimentos de la costa sur de Campeche, México. Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. A. de Campeche, UNAM, Instituto Nacional de Ecología', pp. 249–260.

Rojas, R., Morillo, J., Usero, J., Vanderlinden, E. and El Bakouri, H. (2015) 'Adsorption study of low-cost and locally available organic substances and a soil to remove pesticides from aqueous solutions', *Journal of Hydrology*. Elsevier B.V., 520, pp. 461–472. doi: 10.1016/j.jhydrol.2014.10.046.

Ronka, S. (2016) 'Removal of triazine-based herbicides on specific polymeric sorbent: batch studies', *Pure and Applied Chemistry*, 88(12), pp. 1167–1177. doi: 10.1515/pac-2016-0906.

Saeid, F., Bahador, N., Abdalmajid, F. and Nezamaddin, N. (2017) 'Removal of Natural Organic Matter (NOM), Turbidity , and Color of Surface Water by Integration of Enhanced Coagulation Process and Direct Filtration', 5, pp. 108–113.

Saini, R. and Kumar, P. (2016) 'Simultaneous removal of methyl parathion and chlorpyrifos pesticides from model wastewater using coagulation/flocculation: Central composite design', *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Elsevier B.V., 4(1), pp. 673–680. doi: 10.1016/j.jece.2015.12.020.

Sandoval, M. and Ramirez, C. (2007) *El rio Cauca en su valle alto: Un aporte al conocimiento de uno de los rios más importantes de Colombia. Corporación Autónoma regional del Valle del Cauca-CVC. Dirección Técnica Ambiental. Universidad del Valle.*

Dos Santos, E. A., Da Cruz, C., Carraschi, S. P., Silva, J. R. M., Botelho, R. G., Velini, E. D. and Pitelli, R. A. (2015) 'Atrazine levels in the Jaboticabal water stream (São Paulo State, Brazil) and its toxicological effects on the pacu fish *Piaractus mesopotamicus*', *Arhiv za Higijenu Rada i Toksikologiju*, 66(1), pp. 73–82. doi: 10.1515/aiht-2015-66-2571.

Sarkar, B., Venkateswralu, N., Rao, R. N., Bhattacharjee, C. and Kale, V. (2007) 'Treatment of pesticide contaminated surface water for production of potable water by a coagulation-adsorption-nanofiltration approach', *Desalination*, 212(1–3), pp. 129–140. doi: 10.1016/j.desal.2006.09.021.

Sarria, R. (2015) *Desarrollo de un modelo para la gestión de la calidad del agua del rio Cauca en su paso por el Departamento del Valle basado en sistemas inteligentes, Chemistry Department. Universidad del Valle. Cali, Colombia.*

Sass, J. and Colangelo, A. (2006) 'Int. J. Occup. Environ', *Health*, 12, p. 260.

Shabeer, T., Saha, A., Gajbhiye, V., Gupta, S., Manjaiah, K. and Varghese, E. (2014) 'Simultaneous removal of multiple pesticides from water: Effect of organically modified clays as coagulant aid and adsorbent in coagulation–flocculation process', *Environmental Technology*, 35(November), pp. 2619–2627. doi: 10.1080/09593330.2014.914573.

Sharma, D., Anil, K. and Mahender (2017) 'A Simple and Fast Solid-Phase Extraction GC-ECD Method for the Routine Assessment of Atrazine Residues in Agricultural Produces', *Journal of Chromatography & Separation Techniques*, 08(01). doi: 10.4172/2157-7064.1000353.

Silva, E., Daam, M. and Cerejeira, M. (2015) 'Predicting the aquatic risk of realistic pesticide mixtures to species assemblages in Portuguese river basins', *Journal of Environmental Sciences (China)*. Elsevier B.V., 31, pp. 12–20. doi: 10.1016/j.jes.2014.11.006.

Snyder, M. N., Henderson, W. M., Glinski, D. A. and Purucker, S. T. (2017) 'Biomarker analysis of American toad (*Anaxyrus americanus*) and grey tree frog (*Hyla versicolor*) tadpoles following exposure to atrazine', *Aquatic Toxicology*. Elsevier B.V., 182, pp. 184–193. doi: 10.1016/j.aquatox.2016.11.018.

Solari, M., Paquin, J., Ducharme, P. and Boily, M. (2009) 'P19 neuronal differentiation and retinoic acid metabolism as criteria to investigate atrazine, nitrite, and nitrate developmental toxicity', *Toxicological Sciences*, 113(1), pp. 116–126. doi: 10.1093/toxsci/kfp243.

Stackelberg, P., Gibs, J., Furlong, E., Meyer, M., Zaugg, S. and Lippincott, R. (2007) 'Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds', *Science of the Total Environment*, 377, pp. 255–272. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.01.095.

Stamatis, N., Hela, D., Triantafyllidis, V. and Konstantinou, I. (2013) 'Spatiotemporal Variation and Risk Assessment of Pesticides in Water of the Lower Catchment Basin of Acheloos River, Western Greece', *The Scientific World Journal*, 2013, pp. 1–16. doi: 10.1155/2013/231610.

Superintendencia Industria y comercio (2013) *Estudios económicos estadísticos. Estudio sobre plaguicidas en Colombia. Estudio elaborado por el grupo de Estudios económicos*. Available at: http://www.sic.gov.co/recursos_user/documentos/Estudios-Academicos/Documentos-Elaborados-Grupo-Estudios-Economicos/7_Estudio_Sobre_Sector_Plaguicidas_Colombia_Diciembre_2013.pdf.

Ternes, T., Meisenheimer, M., McDowell, D., Sacher, F., Brauch, H., Haist-Gulde, B., Preuss, G., Wilme, U. and Zulei-Seibert, N. (2002) 'Removal of Pharmaceuticals during Drinking Water Treatment', *Environ. Sci. Technol.*, 36(17), pp. 3855–3863. doi: 10.1021/es015757k.

Thomas, O. and Burgess, C. (2007) *UV-visible Spectrophotometry of Water and Wastewater*. Elsevier.

Torres-Lozada, P., Fuentes-López, L., Cruz-Vélez, C., Barba-Ho, L. E. and Pérez-Vidal, A. (2018) 'Use of UV Absorbance as an indicator of organic matter presence in surface water bodies.', in *In 61° CONGRESO INTERNACIONAL ACODAL 2018*. Cartagena: Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - ACODAL.

Torres, P., Cruz, C., Patiño, P., Escobar, J. and Pérez, A. (2010) 'Aplicación de índices de calidad de agua -ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano Applying water quality indexes (WQI) to the use of water sources for human consumption', *Ingeniería e Investigación*, 30(2010), pp. 86–95.

United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) (1996) *Water Quality Assessments*. Londres. Reino Unido.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2003) *National Primary drinking water regulations: Stage 2 Disinfectants and Disinfection By- products Rule: Proposed Rule, Fed. Reg.*, 49547– 49681.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2009) *Primary drinking water regulations. EPA 816-F-09-004*. Available at: <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations>.

Usma, J., Villegas, C. and Arrubla, J. (2008) 'Evaluación Del Grado De Contaminación Por Pesticidas', (40), pp. 234–239.

Uttley, N. (2009) 'Agrochemical proprietary off-patent products - what are they?', *Outlooks of pets management*, 20, pp. 85–88.

Uyak, V., Yavuz, S., Toroz, I., Ozaydin, S. and Genceli, E. (2007) 'Disinfection by-products precursors removal by enhanced coagulation and PAC adsorption', *Desalination*, 216(1–3), pp. 334–344. doi: 10.1016/j.desal.2006.11.026.

Valverde, K., Coldebella, P., Silva, M., Nishi, L., Bongiovani, M. and Bergamasco, R. (2018) 'Moringa oleifera Lam. and Its Potential Association with Aluminium Sulphate in the Process of Coagulation/Flocculation and Sedimentation of Surface Water', *International Journal of Chemical Engineering*, 2018, pp. 1–6. doi: 10.1155/2018/4342938.

Valverde, K., Moraes, L., Bongiovani, M., Camacho, F. and Bergamasco, R. (2013) 'Coagulation diagram using the Moringa oleifera Lam and the aluminium sulphate, aiming the removal of color and turbidity of water - doi: 10.4025/actascitechnol.v35i3.12268', *Acta Scientiarum. Technology*, 35(3). doi: 10.4025/actascitechnol.v35i3.12268.

Villaamil, E., Bovi, G. and Nassetta, M. (2013) 'Situación actual de la contaminación por plaguicidas en Argentina', *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29. Available at: <http://www.redalyc.org/comocitar.oa?id=37028958002>.

Villabona, O., Paz, A. and Martínez, G. (2013) 'Caracterización de la Opuntia ficus-indica para su uso como coagulante natural.', *Rev. Colomb. Biotecnol*, XV(1), pp. 137–144.

Volk, C., Bell, K., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G. and Lechevallier, M. (2000) 'Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water', *Water Research*, 34(12), pp. 3247–3257. doi: 10.1016/S0043-1354(00)00033-6.

Waliszewski, S., Gómez, S., Carvajal, O., Villalobos, R. and Infanzón, R. (2004) 'Uso del ácido sulfúrico en las determinaciones de plaguicidas organoclorados', *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(4), pp. 185–192.

Wang, D., Zhao, Y., Xie, J., Chow, C. W. and Van Leeuwen, J. (2013) 'Characterizing DOM and removal by enhanced coagulation: A survey with typical Chinese source waters', *Separation and Purification Technology*, 110, pp. 188–195. doi: 10.1016/j.seppur.2013.03.020.

Wang, Y., Shu, L., Jegatheesan, V. and Gao, B. (2009) 'Coagulation and nano-filtration: A hybrid system for the removal of lower molecular weight organic compounds (LMWOC)', *Desalination and Water Treatment*, 11, pp. 23–31. doi: 10.5004/dwt.2009.838.

Washington, M. T., Moorman, T. B., Soupier, M. L., Shelley, M. and Morrow, A. J. (2018) 'Monitoring tylosin and sulfamethazine in a tile-drained agricultural watershed using polar organic chemical integrative sampler (POCIS)', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 612, pp. 358–367. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.090.

Westerhoff, P., Yoon, Y., Snyder, S. and Wert, E. (2005) 'Fate of endocrine-disruptor, pharmaceutical, and personal care product chemicals during simulated drinking water treatment processes', *Environ Sci Technol*, 39(17), pp. 6649–63.

World health organization (WHO) (2011) *Guidelines for Drinking - water Quality Fourth Edition*, Genova: s.n. Available at: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf.

Xiao, F., Simcik, M. and Gulliver, J. (2013) 'Mechanisms for removal of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) from drinking water by conventional and enhanced coagulation', *Water Research*. Elsevier Ltd, 47(1), pp. 49–56. doi: 10.1016/j.watres.2012.09.024.

Yan, M., Wang, D., Qu, J., Ni, J. and Chow, C. (2008) 'Enhanced coagulation for high alkalinity and micro-polluted water: The third way through coagulant optimization', *Water Research*, 42(8–9), pp. 2278–2286. doi: 10.1016/j.watres.2007.12.006.

Yonge, D. (2011) *A comparison of aluminum and iron-based coagulants for treatment of surface water in Sarasota County, Florida. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science*. University of Central Florida Orlando, Florida.

Zerbatto, M., Carrera, E., Eliggi, M., Modini, L., Vaira, S., Nosedá, J. and Abramovich, B. (2009) 'Cloruro férrico para la coagulación optimizada y remoción de enteroparasitos en agua. Asociación de Universidades. Grupo Montevideo'.

Zhang, T. and Emary, S. (1999) 'Jar Tests for Evaluation of Atrazine Removal at Drinking Water Treatment Plants', *Environmental Engineering Science*, 16(6), pp. 417–432. doi: 10.1089/ees.1999.16.417.

Zhao, Y., Xiao, F., Wang, D., Yan, M. and Bi, Z. (2013) 'Disinfection byproduct precursor removal by enhanced coagulation and their distribution in chemical fractions. *Journal of Environmental Sciences*', 25(11), pp. 2207–2213.

Zheng, W., Wang, X., Tian, D., Wei, X., Chen, X., Zhang, H., Zhou, Y., Liu, L., Guo, S., Jiang, S. and Qu, W. (2010) 'Determination of several herbicides, fungicides and estrogens in water from various treatment processes of different water plants in Shanghai by solid phase extraction-gas chromatography/mass spectrometry', *Zhonghua yu fang yi xue za zhi [Chinese journal of preventive medicine]*, 44(10), pp. 899–902. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21176520>.

Zhenxiu, Z., Kai, Y., Jianwei, Y., Hui, L., Min, Y., Xiaoqing, H., Ning, L., Dong, Z., Zhiyuan, S. and Xiao, W. (2016) 'Pesticides removal evaluation for O3/BAC with post filtration process in drinking water', *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 10(5), p. 1.

Zhou, Q., Xiao, J., Wang, W., Liu, G., Shi, Q. and Wang, J. (2006) 'Determination of atrazine and simazine in environmental water samples using multiwalled carbon nanotubes as the adsorbents for preconcentration prior to high performance liquid chromatography with diode array detector', *Talanta*, 68(4), pp. 1309–1315. doi: 10.1016/j.talanta.2005.07.050.

Zou, J., Tang, X., Yu, M., Zhou, J., Wang, F., He, J. and Yuan, Y. (2014) 'Study on removing atrazine and chlorothalonil in raw water in reservoirs in North China by PAC adsorption and enhanced coagulation', *Advanced Materials Research*, 989–994, pp. 853–858. doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.989-994.853.