
**APLICACIÓN DEL PROCESO DE COAGULACIÓN MEJORADA PARA LA
REMOCIÓN DE ATRAZINA UTILIZANDO COMO COAGULANTE
HIDROXICLORURO DE ALUMINIO**

**NATALIA IBÁÑEZ GÓMEZ
LUIS FELIPE NOGUERA HERRERA**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE LOS RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2019**

**APLICACIÓN DEL PROCESO DE COAGULACIÓN MEJORADA PARA LA
REMOCIÓN DE ATRAZINA UTILIZANDO COMO COAGULANTE
HIDROXICLORURO DE ALUMINIO**

**NATALIA IBÁÑEZ GÓMEZ
LUIS FELIPE NOGUERA HERRERA**

**TRABAJO DE GRADO PRESENTADO COMO REQUISITO FINAL PARA OPTAR POR EL
TÍTULO DE INGENIERO/A SANITARIO/A Y AMBIENTAL**

DIRECTORES:

LUZ EDITH BARBA HO
Química, M.Sc.
Profesora Titular - Universidad del Valle

CAMILO HERNÁN CRUZ VÉLEZ
Ingeniero Sanitario, M.Sc.
Profesor Asociado - Universidad del Valle

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE LOS RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2019**

Nota de Aceptación:

Quím. LUZ EDITH BARBA HO, M.Sc.
Directora de Tesis

Ing. CAMILO HERNÁN CRUZ VÉLEZ, M.Sc.
Director de Tesis

Evaluador

Evaluador

Santiago de Cali, 06 de Junio de 2019

DEDICATORIA

Natalia Ibáñez Gómez

A Dios por la fortaleza que me brinda y por permitir la culminación de esta etapa de mi vida.

A mis padres Liliana Gómez y Ramiro Ibáñez por el amor y apoyo entregado.

A mi hermana Stephany Ibáñez y abuela Bertha L. Escobar por alentarme y creer en mí.

Luis Felipe Noguera Herrera

A Dios por brindarme cada día una nueva oportunidad.

A mis padres Luis A. Noguera y Nancy Herrera por su amor y sacrificio.

A mi hermana M. Fernanda N. y abuelos Oriola O. y J. Héctor H. por su apoyo incondicional.

A mi tía Sandra P. H. y prima Sarah G. por su cariño.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad del Valle, por ser nuestro segundo hogar, brindarnos todas las herramientas para ser profesionales y contribuir con nuestra formación personal, gracias totales.

A los profesores Luz Edith Barba Ho y Camilo Hernán Cruz Vélez, directores del trabajo de grado, por su tiempo, dedicación y orientación en la realización de este proyecto.

A la profesora Patricia Torres Lozada, perteneciente al grupo de investigación de Estudio y Control de la Contaminación Ambiental, por sus aportes al proyecto.

A la Ingeniera Lina Marcela Fuentes López, por su apoyo, conocimiento, gestión y colaboración en la realización de este proyecto.

A nuestro compañero Antonio Estrada, por su apoyo en la realización de la fase experimental.

A Colciencias, por el apoyo económico en la realización de este trabajo de grado, perteneciente al proyecto titulado “Evaluación de la coagulación mejorada para remoción de plaguicidas en agua como estrategia de mitigación de factores ambientales con incidencia en la salud”.

A EMCALI, por facilitar el préstamo de sus instalaciones y suministrar información para la realización de este trabajo.

A nuestras familias, compañeros y profesores que contribuyeron a culminar esta etapa de nuestras vidas.

RESUMEN

La atrazina es un plaguicida ampliamente utilizado en el mundo, que afecta la salud humana y el ambiente. El proceso de clarificación convencional del agua no remueve significativamente estas sustancias, mientras que la coagulación mejorada ha demostrado buenos resultados en la eliminación de materia orgánica natural. En este estudio se evaluó a escala de laboratorio, el proceso de coagulación mejorada en la remoción de tres concentraciones de atrazina, empleando como coagulante Hidroxicloruro de Aluminio (ACH). Se realizó la caracterización de la fuente de agua utilizada para evidenciar la presencia de este plaguicida, y una revisión sistemática de literatura para determinar las concentraciones máximas de atrazina presentes en cuerpos de agua superficial a nivel mundial (Max. 250 µg/L). A partir de esta revisión, se seleccionaron las concentraciones de atrazina a dopar 500, 1.000 y 1.500 µg/L. Por medio de diagramas de coagulación, se evaluó de manera indirecta la eficiencia de remoción de atrazina, en términos de absorbancia UV₂₂₃, y la remoción de turbiedad y color verdadero. El proceso de coagulación mejorada con ACH redujo en un 90 % la turbidez y el color verdadero presentes en el agua. Las mejores remociones de atrazina, en términos de absorbancia UV₂₂₃, se lograron disminuyendo el pH inicial del agua (4,0 - 10 mg/L ACH - pH: 4,4 - 5,0 UND), alcanzando remociones máximas del 55 %, 30 % y 30 % para las tres concentraciones iniciales de atrazina 500 µg/L, 1.000 µg/L y 1.500 µg/L respectivamente. La aplicación de coagulante en exceso del requerido (30 - 65 mg/L ACH - pH: 5,5 - 6,5 UND) presentó buenos resultados en la remoción de absorbancia UV₂₂₃, sin embargo, comprometió la calidad del agua en términos de turbiedad, por lo tanto, las mejores opciones desde el punto de vista operativo para remover atrazina, turbiedad y color verdadero correspondieron al aumento del pH del agua (4,0 - 10 mg/L ACH - pH: 7,0 - 7,8 UND) o la aplicación de coagulación convencional (4,0 - 16 mg/L ACH).

Palabras claves: Atrazina, Coagulación Mejorada, Hidroxicloruro de Aluminio, Tratamiento de Agua.

TABLA DE CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN	10
2.	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	11
3.	JUSTIFICACIÓN Y ANTECEDENTES.....	14
4.	OBJETIVOS.....	17
4.1	Objetivo General.....	17
4.2	Objetivos Específicos	17
5.	MARCO REFERENCIAL	18
5.1	Plaguicidas	18
5.1.1	Atrazina	18
5.2	Tratamiento de agua.....	18
5.3	Proceso de clarificación	18
5.3.1	Coagulación	19
5.3.2	Mecanismos de Coagulación	19
5.3.3	Floculación.....	20
5.3.4	Sedimentación	20
5.4	Coagulación mejorada.....	20
5.5	Coagulantes	21
5.5.1	Hidroxiclорuro de Aluminio.....	21
5.6	Prueba de Jarras	22
5.7	Diagramas de coagulación.....	22
6.	METODOLOGÍA.....	23
6.1	Revisión sistemática de literatura.....	23
6.1.1	Búsqueda.....	23
6.1.2	Selección y evaluación de la calidad de los artículos.....	24
6.1.3	Extracción de datos y síntesis.....	25
6.2	Caracterización de la fuente.....	25
6.2.1	Ubicación experimental	25
6.2.2	Toma de muestras	25
6.3	Diagramas de coagulación con ACH.....	27
6.3.1	Condiciones y preparación del agua dopada	27
6.3.2	Pruebas preliminares.....	27
6.3.3	Etapas de clarificación	28
6.3.4	Construcción de diagramas de coagulación.....	30
7.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	31

7.1	Revisión sistemática de literatura.....	31
7.2	Caracterización de la fuente.....	36
7.3	Diagramas de coagulación con ACH.....	43
7.3.1	Diagramas de Turbiedad.....	44
7.3.2	Diagrama de Color Verdadero	47
7.3.3	Diagramas de Absorbancia UV ₂₂₃	50
8.	CONCLUSIONES.....	57
9.	RECOMENDACIONES.....	58
10.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59
11.	ANEXOS	72

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Estudios utilizando el proceso de coagulación convencional para la remoción de atrazina	14
Tabla 2.	Estudios utilizando el proceso de coagulación mejorada para la remoción de plaguicidas	15
Tabla 3.	Porcentajes de remoción de COT requeridos por la EPA para coagulación mejorada	21
Tabla 4.	Restricciones del uso de Atrazina en algunos países	24
Tabla 5.	Ecuación de búsqueda.....	24
Tabla 6.	Parámetros, equipos y técnicas de medición.....	26
Tabla 7.	Concentraciones de atrazina utilizadas	27
Tabla 8.	Condiciones del proceso de clarificación.....	28
Tabla 9.	Estudios que sobrepasan la concentración máxima de atrazina recomendada por la OMS para agua de consumo.....	33
Tabla 10.	Límites permisibles de atrazina en agua para consumo humano	35
Tabla 11.	Resumen estadístico de los parámetros fisicoquímicos del río Cauca	37
Tabla 12.	Correlaciones obtenidas entre los parámetros del muestreo	42
Tabla 13.	Parámetros del agua cruda para los diferentes diagramas.....	43
Tabla 14.	Parámetros del agua dopada para los diferentes diagramas	43
Tabla 15.	Eficiencias de remoción que comparten los diagramas de turbiedad.....	47
Tabla 16.	Estudios para la remoción de turbiedad con coagulantes polimerizados	47
Tabla 17.	Eficiencias de remoción que comparten los diagramas de color verdadero.....	50
Tabla 18.	Estudios para la remoción de color con coagulantes polimerizados.....	50
Tabla 19.	Eficiencias de remoción que comparten los diagramas de absorbancia UV ₂₂₃	53
Tabla 20.	Eficiencias de remoción que comparten los parámetros de estudio.....	55

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura química de la atrazina	18
Figura 2. Diagrama de coagulación de ACH para la remoción de color verdadero	22
Figura 3. Ubicación general del punto de muestreo.....	25
Figura 4. Esquema del muestreo compuesto.....	26
Figura 5. Montaje experimental de las pruebas de jarras.....	29
Figura 6. Etapas de los ensayos de coagulación	29
Figura 7. Artículos obtenidos en las etapas de la revisión	31
Figura 8. Artículos incluidos en la revisión sistemática con presencia de atrazina	32
Figura 9. Comportamiento del pH del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino	37
Figura 10. Comportamiento de la temperatura del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino	38
Figura 11. Variación de la turbiedad promedio diaria del río Cauca 2016	38
Figura 12. Comportamiento de la turbiedad del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino	39
Figura 13. Comportamiento de la conductividad del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino.....	39
Figura 14. Variación del color aparente promedio diario del río Cauca 2016.....	40
Figura 15. Comportamiento del color aparente del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino	40
Figura 16. Comportamiento del color verdadero del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino.....	41
Figura 17. Comportamiento de la alcalinidad del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino	41
Figura 18. Comportamiento de la absorbancia UV ₂₂₃ del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino	42
Figura 19. Relación entre dosis de ACH y pH del agua	44
Figura 20. Diagramas de coagulación de ACH para la remoción de turbiedad (500, 1.000 y 1.500 µg/L de atrazina)	45
Figura 21. Diagramas de coagulación de ACH para la remoción de color verdadero (500, 1.000 y 1.500 µg/L de atrazina).....	48
Figura 22. Diagramas de coagulación de ACH para la remoción de absorbancia UV ₂₂₃ (500, 1.000 y 1.500 µg/L de atrazina)	51

LISTAS DE ANEXOS

Anexo 1. Concentraciones de atrazina presentes en cuerpos de agua superficial.....	72
Anexo 2. Datos de monitoreos realizados en el río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino.....	78

1. INTRODUCCIÓN

La calidad de las fuentes de agua destinadas para el abastecimiento humano es un factor determinante para contribuir con la salud y bienestar de las personas. Debido a la amplia utilización de compuestos químicos principalmente en los sectores agrícolas e industriales, parte de estas sustancias se descargan a los cuerpos de agua superficiales sin ningún tratamiento, afectando sus características organolépticas y fisicoquímicas.

Entre los compuestos químicos sintetizados están los plaguicidas, los cuales han sido utilizados para combatir plagas y mejorar la producción agrícola, sin embargo, han traído consecuencias adversas al ambiente, ya que por lo general son tóxicos para los organismos vivos, difíciles de degradar y poseen efectos bioacumulativos persistentes (Ormad, Miguel, Claver, Matesanz, & Ovelleiro, 2008).

Teniendo en cuenta que los plaguicidas son compuestos de interés sanitario al incidir en la salud de la población, la tecnología de tratamiento de agua potable utilizada debe garantizar la eliminación de este tipo de sustancias o reducir su concentración a los límites establecidos en la legislación vigente. Para el caso de Colombia, la normatividad de agua potable (Resolución 2115 de 2007) establece que la suma de las concentraciones de los plaguicidas totales no podrá ser superior a 100 µg/L (MinProtección & MinAmbiente, 2007). Así mismo, la Unión Europea (UE) regula los niveles de plaguicidas en el agua potable por medio de la Directiva 98/83 (Consejo de la Unión Europea, 1998) sobre la calidad del agua destinada a consumo humano, en la que se establece una concentración de plaguicidas totales máxima permisible de 0,5 µg/L.

Con el propósito de cumplir con la legislación vigente y producir agua potable de excelente calidad, la cual no represente un riesgo para la salud de las personas, es necesario realizar un tratamiento de potabilización adecuado. Entre las tecnologías más utilizadas está el tratamiento convencional, conformado por las etapas de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Por su parte, la coagulación es una de las etapas claves en el tratamiento, ya que de esta dependen las etapas posteriores y la remoción de partículas en suspensión, turbiedad, materia orgánica natural (MON) y compuestos fenólicos (Torres et al., 2008).

El desarrollo de este proyecto de investigación consistió en dos etapas, en la primera se identificó la presencia de atrazina en algunos cuerpos de agua superficial a nivel mundial mediante una revisión sistemática de literatura y se realizaron muestreos en la fuente de agua superficial utilizada. En la segunda etapa, se evaluó a escala de laboratorio la remoción del herbicida atrazina en un agua superficial dopada a tres diferentes concentraciones, utilizando los procesos de coagulación mejorada, floculación y sedimentación, por medio de diagramas de coagulación aplicando como coagulante Hidroxicloruro de Aluminio (ACH).

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los plaguicidas son cualquier sustancia o mezcla de sustancias que tienen como fin prevenir, controlar, combatir o destruir las plagas, ya sean de origen animal o vegetal (FAO, 2006). Dichas sustancias son uno de los mayores contaminantes de los ambientes naturales, los cuales se aplican frecuentemente sobre las cosechas o vectores de enfermedades (Ferrer, 2003). La persistencia de este tipo de compuestos en los ambientes naturales, está relacionada con el grado de degradación natural, el cual puede inducir a la formación de metabolitos (Narváez, Baena, & Molina, 2012) los cuales pueden ser más tóxicos que los compuestos a partir de los cuales se generan (Gil, Soto, Usma, & Gutiérrez, 2012).

En el mundo se estima que existen 35.000 productos comerciales diferentes de plaguicidas (Gómez, 2010). Los usos de estos compuestos son variados, el 85 % de los plaguicidas son utilizados en el sector agrícola, el 10 % en campañas sanitarias para el control de vectores y el 5 % en edificaciones y áreas públicas (del Puerto, Suárez, & Palacio, 2014). Según el Instituto Colombiano Agropecuario - ICA, 2015, Colombia, tiene registrados 1.974 productos de plaguicidas químicos de uso agrícola y en el año 2014 se produjeron 21.561,5 Toneladas y 52.221,8 m³ a nivel nacional. Debido al uso de plaguicidas principalmente en el sector agrícola, muchas de estas sustancias químicas contaminan los recursos hídricos, por medio de la escorrentía, la infiltración, la aplicación aérea sobre el terreno y la descarga directa de agua residual industrial (del Puerto Rodríguez et al., 2014).

Los plaguicidas están considerados como contaminantes emergentes, de los cuales hacen parte también los productos farmacéuticos, del cuidado personal y hormonas, entre otros (Gil et al., 2012). Debido a esta gran variedad de plaguicidas y su posible presencia en las fuentes hídricas, existen riesgos en la salud de las personas que consumen agua contaminada con estas sustancias. Los efectos en las personas afectadas pueden ser de corto plazo, provocando irritación de los ojos, dolores de cabeza, mareos y náuseas, hasta generar impactos crónicos que implican enfermedades tan graves como el cáncer, el asma y la diabetes. Estos efectos son difíciles de relacionar, ya que inciden diferentes factores como la toxicidad y persistencia del tipo de plaguicida, el periodo y nivel de exposición a dicho contaminante y las características ambientales del lugar o zona afectada (Kim, Kabir, & Jahan, 2017).

La atrazina, por su parte, es uno de los herbicidas de mayor aplicación en el mundo (Jablonowski et al., 2010), utilizado principalmente en los cultivos de maíz, sorgo granífero y caña de azúcar para el control de malezas (Mandelbaum, Wackett, & Allan, 1993). Su producción mundial anual se encuentra entre las 70.000 y 90.000 Toneladas (Hou, Huang, Ai, Zhao, & Zhang, 2017). Está considerado por la UE como sustancia peligrosa prioritaria en la Decisión 2455/2001 (Parlamento Europeo & Consejo de la Unión Europea, 2001). En Colombia, se cultivan aproximadamente 218.311 ha de caña de azúcar localizadas en el valle geográfico del río Cauca (Asocaña, 2009) y según el Centro Nacional de Producción más Limpia, Universidad Pontificia Bolivariana y EMPA para el Ministerio de Minas y Energía - CUE (2012), en promedio para este cultivo se aplican anualmente 0,56 kg de atrazina/ha. En este sentido, se han realizado estudios para comprobar la presencia de este herbicida en el río Cauca y se han encontrado concentraciones de 4 µg/L en la estación de monitoreo El Hormiguero y de 1 µg /L a la altura de la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino (Bueno, Pérez, & Torres, 2014).

A nivel mundial, la atrazina ha sido detectada en concentraciones máximas de 1.000 $\mu\text{g/L}$, en cuerpos de agua directamente adyacentes a cultivos donde se aplica este plaguicida (Graymore, Stagnitti, & Allinson, 2001) y de 344 $\mu\text{g/L}$ en cuerpos de agua superficial, reportada en el estado de Iowa, Estados Unidos (EE. UU.) (EPA, 2016), las cuales se encuentran por encima de la legislación internacional, cuyo límite en agua para consumo humano es de 3,0 $\mu\text{g/L}$ en EE. UU. (EPA, 2017), 0,1 $\mu\text{g/L}$ en la UE (Consejo de la Unión Europea, 1998) y 2 $\mu\text{g/L}$ según las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2003), cuya presencia en el agua de consumo puede afectar la salud de los seres humano.

Según Hayes et al. (2010) la atrazina es un disruptor endocrino y su presencia en los ecosistemas acuáticos incluso en concentraciones en el rango de $\mu\text{g/L}$ (microgramos por litro) afectan a peces y anfibios, llegando a comprometer su crecimiento, sus funciones inmunes y su desarrollo gonadal. Su estudio consistió en exponer a ranas macho en agua superficial con una concentración de atrazina de 2,5 $\mu\text{g/L}$; se descubrió que el 10% de las ranas macho criadas en este tipo de agua se convirtieron completamente en hembras. En otros estudios, para este tipo de animales, se encontró que el consumo a largo plazo en altos niveles de este plaguicida puede causar temblores, cambios en el peso de los órganos y daños en el hígado y el corazón (Fishel, 2018).

El efecto cancerígeno y teratógeno que pueda generar la atrazina en los humanos aún no se ha demostrado (Udiković-Kolić, Scott, & Martin-Laurent, 2012), sin embargo, se han realizado estudios con ratas, las cuales al estar expuestas a este herbicida desarrollaron tumores mamarios, así mismo, se ha determinado la concentración letal media (LC_{50}) oral en ratas de 672 a 3.000 mg/kg , en ratones de 850 a 1.750 mg/kg , en conejos de 750 mg/kg , y en hámsteres de 1.000 mg/kg (Hayes & Laws, 1992).

Teniendo en cuenta la presencia de diferentes plaguicidas en el agua y considerando los efectos que este tipo de sustancias generan en la salud de las personas, se han utilizado diferentes técnicas para la remoción de plaguicidas en dicho recurso, entre ellas se encuentran la preoxidación con cloro u ozono, preoxidación con cloro u ozono combinado con coagulación, adsorción con carbón activado, preoxidación con cloro combinado con adsorción (carbón activado), preoxidación combinado con coagulación-floculación y adsorción con carbón activado (Ormad et al., 2008), electrocoagulación, combinación de nanofiltración y ósmosis inversa (Alexander, Hai, & Al-aboud, 2012). Entre las experiencias realizadas en Colombia se han utilizado los procesos de coagulación y adsorción con carbón activado para la remoción de estas sustancias (Torres et al., 2008). Considerando los diferentes métodos que se han utilizado a nivel mundial para la remoción de plaguicidas en el agua, en este estudio se aplicó el proceso de coagulación mejorada con el coagulante ACH.

Se utilizó el proceso de coagulación mejorada, teniendo en cuenta que presenta mejores resultados de remoción de materia orgánica natural (MON) que el proceso de coagulación convencional. En general, la coagulación mejorada se lleva a cabo aumentando apropiadamente la dosis de coagulante y/o modificando el pH del agua cruda para eliminar tanto la materia orgánica natural (MON) como la turbiedad (Yan, Wang, Qu, Ni, & Chow, 2008; Liu, Chang, Li, & Ren, 2013). Debido al aumento de corrosión que pueda ocasionar este proceso, se han empleado coagulantes

prehidrolizados como lo son el ACH y el Hidroxicloruro de Polialuminio (PACl) para prevenir este efecto (Carlson, Via, Bellamy, & Carlson, 2000).

Para esta investigación se utilizó agua superficial natural, la cual fue dopada con atrazina a tres diferentes concentraciones y mediante pruebas de jarras, a nivel de laboratorio, se obtuvieron diferentes valores de remoción, los cuales fueron representados mediante diagramas de coagulación para definir las mejores zonas de tratamiento. Se utilizó como coagulante el ACH, ya que este presenta ventajas sobre coagulantes convencionales como el Sulfato de Aluminio, tales como una menor producción de lodos y una menor dependencia de la temperatura y el pH (Wang, Zhou, Gao, Xu, & Xu, 2009), así como un menor consumo de alcalinidad y mayor velocidad de sedimentación (Cogollo, 2011).

3. JUSTIFICACIÓN Y ANTECEDENTES

Se han utilizado diversas técnicas para la remoción de plaguicidas en el tratamiento de agua potable. Ormad et al. (2008) en su estudio experimental, revisaron la eficiencia de las técnicas comúnmente utilizadas en plantas de tratamiento de agua potable en España, para la remoción de 44 pesticidas detectados en la cuenca del río Ebro, entre estos la atrazina. Las diferentes operaciones estudiadas fueron:

- Preoxidación con cloro utilizando hipoclorito de sodio (NaClO) como agente oxidante. La cantidad de NaClO adicionada a la muestra fue exactamente la misma cantidad correspondiente a la demanda de cloro (18 mg/L).
- Preoxidación con ozono (O_3), en donde se utilizó un generador. Éste produce una dosis de 1,195 mg/h, la cual fue transferida a todas las muestras del experimento durante 13 segundos.
- Para la adsorción con carbón activado, se utilizó 10 mg/L de carbón activado granular.
- Los experimentos con coagulación, floculación y sedimentación, utilizaron diferentes dosis de Sulfato de Aluminio como el agente coagulante (10, 20, y 40 mg/L).

La preoxidación con cloro tuvo una eficiencia de remoción en promedio del 60 % y cuando se combinó con la clarificación fue del 75 %. La eficiencia de remoción de la preoxidación con ozono fue del 72 % y al combinarlo con la coagulación fue del 70 %. La adsorción con carbón activado tuvo una eficiencia del 60 %, en conjunto con la preoxidación con cloro fue del 85%, mientras que al combinarlo con la preoxidación con ozono fue del 90 %. Al realizar en conjunto preoxidación con cloro, carbón activado y clarificación se obtuvo una remoción del 90 %, mientras que al combinar preoxidación con ozono, carbón activado y clarificación se alcanzó el 95 %. Finalmente, el porcentaje de remoción en el proceso de clarificación obtuvo un valor del 35 % para las distintas dosis de coagulante adicionado. Con este estudio se puede concluir que la coagulación convencional no es un tratamiento efectivo por sí solo para la remoción de diversos pesticidas.

Por otro lado, algunos de los estudios realizados para la remoción de atrazina aplicando el proceso de coagulación convencional se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Estudios utilizando el proceso de coagulación convencional para la remoción de atrazina

Tipo de agua	Concentración inicial ($\mu\text{g/L}$)	Tipo de coagulante	Dosis de coagulante (mg/L)	Remoción (%)	Autor
Río Marne	0,60	FeCl_3	15 - 20	0	Montiel & Welte (1992)
	0,38	FeCl_3	15 - 20	0	
Río Moldava (Dopada)	4.130	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)$	25	13	Krýsová, Krýsa, Hubáčková, Tříška, & Jirkovský (2005)
	3.210	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	7,3	11	
	3.230	PAC*	5,7	2,0	

Tipo de agua	Concentración inicial (µg/L)	Tipo de coagulante	Dosis de coagulante (mg/L)	Remoción (%)	Autor
Río Missouri (Dopada)	5,0	Al ₂ (SO ₄) ₃	20	No significativa	Jiang & Adams (2006)
Río Ebro (Dopada)	0,551	Al ₂ (SO ₄) ₃	10	10	Ormad et al. (2008)
	0,551	Al ₂ (SO ₄) ₃	20	20	
	0,551	Al ₂ (SO ₄) ₃	40	25	
Reservorio de China (Dopada)	1.000	PAC*	10	7,0	Zou et al. (2014)
	1.000	PAC	20	16,5	
Río Cauca (Dopada)	860	FeCl ₃	22	20	Fuentes, Amézquita, & Torres (2018)

*PAC: Policloruro de Aluminio

Los resultados de los diferentes estudios presentados en la Tabla 1 con coagulación convencional, utilizando coagulantes convencionales como Cloruro Férrico y Sulfato de Aluminio, y coagulantes emergentes como el Policloruro de Aluminio para la remoción de atrazina, evidencian que este proceso por sí solo alcanza bajas remociones (Máx. 25%).

En algunos estudios, se ha utilizado el proceso de coagulación mejorada para la remoción de otros plaguicidas presentes en el agua. Liu et al. (2013) realizaron ensayos para determinar la eliminación de pesticidas organoclorados (CPOs) por medio de la coagulación mejorada utilizando como coagulante Sulfato Poliférrico (2,0 - 16 mg/L). Como resultado se obtuvo que a una dosis de 11 mg/L, un tiempo de mezcla lenta de 25 min y un rango de pH entre 5,5 y 6,5 unidades (UND), se alcanzó el rango máximo de remoción entre el 64,4 - 89,1 % y una remoción de la turbiedad del 99,7 %. En conclusión, se encontró que la eliminación de CPOs está relacionada con la eliminación de turbiedad (cuanto mayor es la tasa de eliminación de turbiedad, mayor es la tasa de eliminación de pesticidas), debido a los mecanismos de adsorción y coprecipitación. En la Tabla 2, se presenta el resumen de algunos estudios realizados para la remoción de plaguicidas aplicando el proceso de coagulación mejorada.

Tabla 2. Estudios utilizando el proceso de coagulación mejorada para la remoción de plaguicidas

Dosis de coagulante (mg/L)	Dosis óptima de coagulante (mg/L)	Rango de pH (UND)	Rango de pH óptimo (UND)	Concentración de plaguicida (µg/L)	Remoción (%)	Autor
20 - 120 Al ₂ (SO ₄) ₃ ; FeCl ₃	80; 60	4-9	7,5-7,7; 4,9-5,3	30.000 Metil paratión y Clorpirifós	79; 82	Saini & Kumar (2016)
2,0 - 17 PFS*	11	4,5-8,5	5,5 - 6,5	200 DDT y HCHs	64,38 - 89,14	Liu et al. (2013)

*PSF: Sulfato Poliférrico

Analizando los resultados presentados en la Tabla 2, el proceso de coagulación mejorada para la remoción de algunos pesticidas (metil paratión, clorpirifós, DDT y HCHs) con diferentes coagulantes, demostró una remoción superior a la coagulación convencional (aproximadamente más del doble de remoción), alcanzando un valor máximo de 89,2 % para HCHs. A pesar de que

los dos estudios no comparten el mismo rango óptimo de pH, la zona de mayor remoción se alcanzó a pH ácidos.

Teniendo en cuenta los anteriores antecedentes, es importante destacar que los procesos de clarificación (coagulación convencional, floculación y sedimentación), realizados normalmente en las plantas de tratamiento de agua potable, no remueven de manera significativa la concentración de plaguicidas, por lo tanto, el proceso de coagulación mejorada se convierte en una opción para tratar de remover dichas sustancias, al ser un método que no requiere inversiones de capital significativas y la cual puede ser útil en los países en desarrollo donde es difícil invertir y mantener tecnologías costosas (Crozes, White, & Marshall, 1995).

Estudios realizados por Freese et al. (2001) señalan que la coagulación mejorada es un tratamiento eficaz para la remoción de carbono orgánico total y carbono orgánico disuelto (COT y COD respectivamente), obteniendo resultados hasta de un 60 % de remoción en agua con valores de COT y COD de 15 mg/L y 35 mg/L respectivamente, utilizando como coagulantes Cloruro Férrico y Alumbre; para obtener estos resultados, fue necesario incrementar de 1,5 a 7 veces la dosis óptima, utilizada en la coagulación convencional. Por otra parte, al realizar los tratamientos de coagulación convencional, ozonización y filtración GAC con el mismo tipo de agua se obtuvieron valores inferiores de remoción de COT y COD entre el 15 al 30 %. Se puede concluir que la coagulación mejorada es una de las mejores técnicas para remover materia orgánica natural (MON).

Por otra parte, es importante evaluar la efectividad del coagulante Hidroxicloruro de Aluminio, ya que se han realizado pocos estudios sobre remoción de plaguicidas con dicho coagulante, el cual tiene como ventajas: una mejor formación de floc, un rango más amplio de pH, menor generación de lodos y poca o ninguna necesidad de usar conjuntamente polielectrolitos (Arboleda, 2000), a su vez, es económico y efectivo a dosis bajas, no altera el pH del sistema, presenta una velocidad de alta sedimentación, y es fácil de dosificar y manejar (Cogollo, 2011).

Según la Resolución 2115 de 2007 (MinProtección & MinAmbiente, 2007), entre las características químicas que tiene mayores consecuencias económicas e indirectas sobre la salud humana, se encuentra el Aluminio, cuyo valor máximo aceptable del residual es de 0,2 mg/L en su forma (Al^{3+}), derivado de su uso como coagulante en el tratamiento de agua para consumo humano, sin embargo, se ha encontrado que al utilizar el Hidroxicloruro de Aluminio en un rango de pH de 6,5 a 8,5 UND, las concentraciones de Aluminio residual son menores a 0,02 mg/L (Kimura et al., 2013). El uso de coagulantes de aluminio a un pH cercano a 6,5 UND reduce al mínimo las concentraciones de aluminio residual y se pueden controlar mediante el ajuste de pH a valores ligeramente ácidos.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo General

Evaluar a escala de laboratorio, el proceso de coagulación mejorada con Hidroxicloruro de Aluminio en la remoción de atrazina.

4.2 Objetivos Específicos

- Determinar las posibles concentraciones de atrazina presentes en cuerpos de agua superficial, mediante revisión de literatura y muestreos de campo.
- Evaluar la eficiencia del Hidroxicloruro de Aluminio como coagulante para remover tres concentraciones diferentes de atrazina en un agua superficial dopada, utilizando diagramas de coagulación.

5. MARCO REFERENCIAL

5.1 Plaguicidas

Un plaguicida es cualquier sustancia o mezcla de sustancias destinada a prevenir, destruir, repeler o mitigar cualquier plaga (especies no deseadas de animales o plantas que causan perjuicios o interfieren en el normal crecimiento de los cultivos, los animales e incluso los seres humanos) (FAO, 2006). Estos productos se componen de un ingrediente activo, encargado de combatir la plaga, y varios ingredientes inertes, importantes para el rendimiento y facilidad en el uso del producto (EPA, 2011).

5.1.1 Atrazina

La atrazina ($C_8H_{14}ClN_5$) es un herbicida organoclorado (familia de las triazinas) de pre y post tratamiento, ampliamente utilizado para controlar la hoja ancha y malezas herbáceas de las plantas (ver Figura 1). Se utiliza principalmente en la agricultura (cultivos de maíz, sorgo y caña de azúcar) y en menor medida en céspedes residenciales y campos de golf (EPA, 2017). Este químico fue descubierto en 1952 por JR Geigy, Ltd., en Suiza (LeBaron, McFarland, & Burnside, 2008) y se ha demostrado sus efectos a la salud humana como las alteraciones al sistema endocrino, toxicidad sobre el sistema reproductor e inmune y está asociado con la presencia de cáncer (Cao et al., 2017). Se caracteriza por ser un herbicida persistente en el ambiente; su vida media (DT_{50}) es de 150 días en el suelo y > 21 días en el agua. Su solubilidad en el agua es de 33 mg/L.

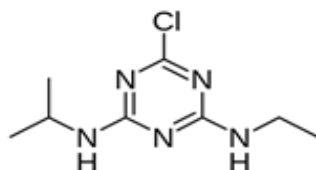


Figura 1. Estructura química de la atrazina

5.2 Tratamiento de agua

La potabilización, es el conjunto de operaciones y procesos unitarios realizados sobre el agua cruda (proveniente de cualquier tipo de fuente), para modificar sus características físicas, químicas y microbiológicas, con el fin de no generar riesgo a la salud de las personas que la consumen. Entre las tecnologías más utilizadas se encuentra el tratamiento convencional, conformado por un sistema de captación, rejillas (remoción de material flotante y sólidos gruesos), pretratamiento, coagulación, floculación, sedimentación, filtración, desinfección, estabilización química y posteriormente su distribución (MinVivienda, 2010).

5.3 Proceso de clarificación

La clarificación del agua se logra principalmente por medio de los procesos de coagulación, floculación y sedimentación, los cuales se utilizan para eliminar esencialmente la turbiedad, el color y los sólidos suspendidos del agua.

5.3.1 Coagulación

La coagulación es un proceso en el cual se desestabilizan las partículas coloidales o se neutralizan las moléculas de sustancias húmicas, al aplicar un agente químico en el agua. Se desarrolla a través de dos fenómenos, uno principalmente químico, en el que se dan las reacciones del coagulante con el agua y se forman especies hidrolizadas con carga positiva o precipitados de metal pertenecientes al coagulante usado y el otro, principalmente físico, que consiste en el transporte de las especies hidrolizadas o los precipitados formados en el proceso anterior, existiendo un contacto con las impurezas presentes en el agua, de manera que se formen aglomerados mayores que puedan ser removidos en las unidades siguientes (Di Bernardo & Sabogal, 2009). La coagulación convencional aplicada en las plantas de tratamiento, busca obtener la menor dosis de coagulante que presente los mejores resultados (dosis óptima).

5.3.2 Mecanismos de Coagulación

Existen cuatro mecanismos distintos de coagulación: comprensión de la capa difusa, adsorción y formación de puentes químicos, barrido y adsorción-neutralización, predominando para el caso del agua potable los dos últimos. Son realizados en unidades de mezcla rápida, las cuales pueden ser hidráulicas, mecánicas o especiales (Di Bernardo & Sabogal, 2009).

- **Compresión de la doble capa**

El modelo físico de la doble capa, se presenta cuando se introduce un electrolito indiferente (no reacciona en el agua) en un sistema coloidal, lo cual incorpora iones de signo contrario a la capa difusa, comprimiéndola y disminuyendo las fuerzas repulsivas, desestabilizando los coloides por medio de interacciones electrostáticas (CEPIS, 2004).

- **Adsorción y neutralización**

La adsorción y neutralización de carga resulta de la interacción entre el coagulante (+) y los coloides (-) presentes en el agua. En este mecanismo se presenta una relación cuantitativa (estequiométrica) entre el coagulante y la cantidad de coloides a remover, por lo tanto, entre más cercana sea esta relación, mayor será la eficiencia en la estabilización del coloide y por consiguiente su porcentaje de remoción. Finalmente, si existe una sobredosis de coagulante, ocurrirá una reestabilización de las partículas (Edwards & Amirtharajah, 1985).

- **Barrido**

Este mecanismo se presenta cuando se adiciona una cantidad suficiente de coagulante al agua, la cual desestabiliza las partículas coloidales, atrapándolas dentro de un precipitado y formando los flocs. Es ampliamente utilizado en las plantas de tratamiento donde los procesos de floculación y sedimentación, anteceden el proceso de filtración, pues los flóculos resultantes son de mayor tamaño y presentan velocidades de sedimentación relativamente altas, al compararlo con el mecanismo de adsorción y neutralización (CEPIS, 2004).

- **Adsorción y formación del puente**

Muchas veces los polímeros con carga negativa son efectivos para coagular coloides con carga negativa, fenómeno que no puede ser explicado con los mecanismos basados en la neutralización de cargas. Este método se desarrolla por medio de la teoría del “puente” en la cual el polímero interactúa con la superficie de las partículas coloidales, dejando que el resto de la molécula se extienda, después, una segunda partícula con algunos sitios de adsorción vacíos entrara en contacto con los segmentos extendidos. En conclusión, el polímero se convierte en el puente del complejo partícula-polímero-partícula (CEPIS, 2004).

5.3.3 Floculación

La floculación es un fenómeno en el cual las partículas ya desestabilizadas en el proceso de coagulación, chocan unas con otras para formar coágulos mayores o flocs. En este proceso se debe distinguir entre la floculación ortocinética, inducida por la energía transmitida al líquido por fuerzas externas (paletas giratorias, por ejemplo) y la floculación pericínética, inducida internamente dentro del líquido, por el movimiento de agitación de las partículas (movimiento browniano), realizado en un tiempo muy corto después de la desestabilización hasta que la partícula tiene un tamaño considerable. Cabe resaltar que la floculación ortocinética y pericínética se llevan a cabo en una planta de potabilización de manera simultánea. El proceso de floculación es realizado en unidades llamadas floculadores, las cuales, según el tipo de energía utilizada para producir la agitación de las partículas, se clasifican en hidráulicos, mecánicos e hidromecánicos (Arboleda, 2000).

5.3.4 Sedimentación

La sedimentación es un fenómeno físico en el cual se remueven las partículas en suspensión que poseen un peso específico mayor al fluido, por efecto de la gravedad. Este proceso es utilizado en el tratamiento del agua para conseguir su clarificación y se relaciona exclusivamente con las propiedades de caída de las partículas presentes en el agua. Las partículas en suspensión sedimentan dependiendo de sus características y concentración, por lo tanto, se puede diferenciar entre sedimentación de partículas discretas, las cuales no cambian sus características (forma, tamaño, densidad) durante la caída, sedimentación de partículas floculentas, producidas por la aglomeración de partículas desestabilizadas con la aplicación de coagulantes (cambiando sus características en la caída), y sedimentación de partículas por caída libre e interferida, las cuales caen sin obstáculos, debido a su baja concentración (CEPIS, 2004).

5.4 Coagulación mejorada

La coagulación mejorada es la modificación del proceso de coagulación convencional (remoción de turbiedad), para optimizar la remoción de materia orgánica natural (MON) y color del agua (White, Thompson, Harrington, & Singer, 1997). Estas modificaciones se realizan aplicando dosis de coagulante en exceso del requerido o variando el pH de coagulación. Existen factores que afectan la coagulación mejorada, como lo son: propiedades del agua cruda, características del coagulante, características del floc, características de la materia orgánica y las condiciones de mezcla (Saxena, Brighu, & Choudhary, 2018).

En general, las dosis de coagulante en exceso proporcionan más metal para la formación de complejos o flóculos, a su vez, un pH de coagulación más bajo reduce la densidad de carga de los ácidos húmicos y fúlvicos, haciéndolos más hidrófobos y adsorbibles (Krasner & Amy, 1995). Al realizar este proceso con coagulantes convencionales como el alumbre o sales de hierro, seguido del proceso de floculación, es posible remover color orgánico y MON hidrofílica, obteniendo los mejores resultados generalmente a pH menores a 6 unidades y dosis superiores a las utilizadas en la coagulación convencional (Romero, 2009).

En EE. UU., la agencia de protección ambiental - EPA (1999), establece a la coagulación mejorada como un requisito reglamentario para la eliminación de MON, cuando el agua cruda presenta contenidos de COT superior a 2 mg/L. En la Tabla 3, se presentan las remociones requeridas según el contenido de materia orgánica y la alcalinidad del agua cruda.

Tabla 3. Porcentajes de remoción de COT requeridos por la EPA para coagulación mejorada

COT agua Cruda (mg/L)	Alcalinidad del agua (mg/L CaCO ₃)		
	0 - 60	60 - 120	> 120
2 - 4	35	25	15
4 - 8	45	35	25
> 8	50	40	30

Fuente: EPA (1999)

Cuando no se cumplan los porcentajes de remoción requeridos en la Tabla 3, se hace necesario realizar pruebas de jarras, empleando modificadores de pH, con el fin de alcanzar estos requisitos.

5.5 Coagulantes

Los coagulantes son sustancias naturales o sintéticas aplicadas en el proceso de coagulación para la desestabilización de las partículas, y se clasifican en dos grandes grupos: los polielectrolitos o ayudantes de coagulación y los coagulantes metálicos (Arboleda, 2000).

5.5.1 Hidroxicloruro de Aluminio

El Hidroxicloruro de Aluminio (ACH) $Al_2(OH)_nCl_{6-n}$, es una sal inorgánica de aluminio multinuclear, capaz de formar con mayor rapidez y perfección flóculos con mejor velocidad de sedimentación y poder clarificante, logrando remociones más altas de turbiedad respecto a otras sales de aluminio mononuclear como el Sulfato de Aluminio. Este coagulante polimerizado ha surgido en las últimas décadas y es ampliamente utilizados en el tratamiento de agua potable, agua residual y agua industrial especialmente en Europa y Asia (Cogollo, 2011).

Las principales ventajas sobre los coagulantes convencionales son: dosis más bajas, menor consumo de alcalinidad, rango de pH más amplio (5,0 - 8,0 UND), bajos niveles de aluminio residual en el agua tratada (0,01 - 0,05 mg/L), baja sensibilidad a la temperatura del agua y menor cantidad de lodos (Gebbie, 2001).

5.6 Prueba de Jarras

La prueba de jarras es una herramienta comúnmente utilizada a nivel de laboratorio para el tratamiento del agua, en la cual se simulan los procesos de coagulación, floculación y sedimentación. Por medio de esta prueba es posible evaluar la eficiencia de los tratamientos fisicoquímicos, la selección de la dosis óptima de coagulante y las condiciones óptimas de funcionamiento. El rendimiento de los procesos simulados en la prueba de jarras se puede ver afectado por variables como el pH, la velocidad de mezcla, el tiempo de mezcla y la cantidad de coagulante añadido (Aragón, Mendoza, Bes, García, & Parra, 2009).

5.7 Diagramas de coagulación

Los diagramas de coagulación son herramientas que surgieron en la década de los ochenta para optimizar el tratamiento de agua, los cuales permiten visualizar gráficamente las regiones de mayor eficiencia de remoción de turbiedad y/o color en un agua de estudio. Se construyen ubicando la dosis de coagulante adicionada (mg/L) en el Eje Y (escala logarítmica) y el pH de coagulación en el Eje X. Estos diagramas se realizan por medio de interpolación manual o utilizando un software especializado, uniendo los puntos de igual eficiencia de remoción y delimitando las regiones de coagulación. Para cada una de las regiones óptimas presentes en el diagrama, existen valores de dosis de coagulante - pH de coagulación, que optimizan la remoción de turbiedad y color (Amirtharajah, 1987). En la Figura 2, se presenta un ejemplo de un diagrama de coagulación de color para el coagulante ACH.

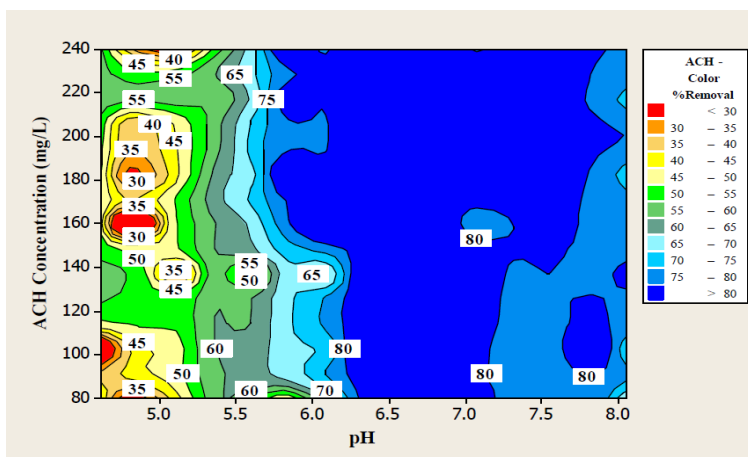


Figura 2. Diagrama de coagulación de ACH para la remoción de color verdadero
Fuente: Yonge (2012)

6. METODOLOGÍA

La realización de este estudio se planteó desde una visión macro a una visión micro, por medio de las siguientes etapas:

- Revisión sistemática de literatura
- Caracterización de la fuente
- Diagramas de coagulación con ACH

6.1 Revisión sistemática de literatura

Se realizó un proceso de búsqueda diferente al usual, por medio de una revisión sistemática de literatura, la cual fue planteada por diferentes autores a principios de la década de 1980 (Sánchez, 2010). Este tipo de revisión recopila, evalúa y sintetiza información consignada en diferentes estudios, dando respuesta a una pregunta de investigación y garantizando objetividad, rigurosidad, veracidad metodológica y confiabilidad en los resultados (Manterola, Astudillo, Arias, & Claros, 2013).

Esta herramienta se utilizó con el propósito de identificar las concentraciones de atrazina presentes en cuerpos de agua superficial a nivel mundial y evidenciar su uso en diferentes regiones del mundo. De acuerdo a Galvis & Sánchez (2014) una revisión sistemática de literatura comprende las siguientes etapas:

- Planificación
- Búsqueda
- Selección y evaluación de la calidad de los artículos
- Extracción y síntesis de datos

Las cuales se desarrollan a continuación.

Planificación

Para definir el alcance de esta revisión, se planteó la pregunta de investigación a la cual se buscaba dar respuesta: ¿Qué concentraciones de atrazina se han encontrado en cuerpos de agua superficial a nivel mundial?

6.1.1 Búsqueda

Una vez definida la pregunta de investigación, se realizó un proceso de búsqueda exhaustivo e imparcial, el cual se dividió en dos fases:

- Selección de las bases de datos
- Creación de la ecuación de búsqueda

Para obtener un rango amplio de información, se seleccionaron tres bases de datos: Scopus, ScienceDirect y Scielo. A su vez, se definió un periodo de búsqueda entre los años 2002 a 2017, acorde con los años de restricción de la atrazina en diferentes regiones del mundo (ver Tabla 4).

Tabla 4. Restricciones del uso de Atrazina en algunos países

Región	País	Restricción	Año de restricción
Norteamérica	Estados Unidos de América	Restringido	2003
	Canadá y México	Permitido	
Europa	Italia, Alemania, Suecia, Austria, Francia, Finlandia y Dinamarca.	Prohibido	2004
	Bélgica, Irlanda, Luxemburgo y Reino Unido.	Permitido	
Asia	Bangladesh, Camboya, China, Indonesia, Malasia, Myanmar, Pakistán, Sri Lanka, Tailandia y Vietnam.	Permitido	
Oceanía	Australia	Restringido	1997
América Latina y El Caribe	Colombia, Brasil, Argentina, Cuba, El Salvador, Honduras, Panamá, Puerto Rico, República Dominicana y Venezuela.	Permitido	
	Antigua y Barbuda, Bahamas, Barbados, Bermuda, Belice, Costa Rica, Dominica, Granada, Guatemala, Guyana, Haití, Jamaica, Nicaragua, Saint Kitts y Nevis, Saint Lucia, San Vicente y Las Granadinas, Surinam y Trinidad y Tobago.	Permitido	

Fuente: Adaptado de Hansen et al. (2013)

Posteriormente a la selección de las bases de datos, se construyó una ecuación de búsqueda con base a palabras claves, frases y conectores de inclusión o exclusión que dieron respuesta a la pregunta de investigación. Se realizaron varios intentos en la base de datos Scopus, evaluando diferentes opciones, hasta obtener resultados específicos y acertados. La ecuación final de esta revisión sistemática de literatura quedó conformada por 9 términos claves, como se presenta en la Tabla 5.

Tabla 5. Ecuación de búsqueda

Términos claves	9	Conectores	AND, OR, NOT	Periodo de búsqueda	2002 - 2017
(((("Atrazine" AND ("concentration" OR "monitoring")) AND ("river water" OR "surface water"))) AND NOT ("doped") AND NOT ("groundwater") AND NOT ("bioaccumulation") AND NOT ("drinking water")))					

6.1.2 Selección y evaluación de la calidad de los artículos

Utilizando la ecuación de búsqueda en las bases de datos seleccionadas, se realizó la selección y evaluación de los artículos. El objetivo de esta revisión se centró en elegir artículos que incluyeran concentraciones de atrazina presentes en cuerpos de agua superficial. Inicialmente se realizó una revisión preliminar de los artículos, seleccionando aquellos que hicieran una mención explícita a la concentración de atrazina y eliminando los repetidos en las bases de datos. Posteriormente, para garantizar la calidad de la información, se realizó una revisión detallada excluyendo los artículos que presentaron las siguientes condiciones:

1) Cuerpos de agua como canales de riego agrícola o de drenaje urbano, agua de escorrentía urbana o de cultivos, y cuerpos de agua salada como bahías, estuarios y mares.

2) Estudios donde se aplicó atrazina de forma experimental al agua de estudio.

6.1.3 Extracción de datos y síntesis

Para dar respuesta a la pregunta de investigación planteada en la primera fase de la revisión, se extrajeron los siguientes datos de cada uno de los artículos seleccionados: autor, año de publicación, país donde se realizó la medición de atrazina, año en que se realizó la medición, nombre del cuerpo de agua superficial y concentración de atrazina encontrada.

6.2 Caracterización de la fuente

En esta etapa se caracterizó algunos parámetros fisicoquímicos de la fuente de agua superficial utilizada (río Cauca), mediante muestreos compuestos, y se identificó la presencia de atrazina de manera indirecta por medio de la absorbancia UV_{223} .

6.2.1 Ubicación experimental

Los muestreos se llevaron a cabo en la Planta de Tratamiento de Agua Potable Puerto Mallarino (Cali, Colombia), en el punto de captación sobre el río Cauca (ver Figura 3), antes de la adición del carbón activado en polvo (CAP) y la precloración. La medición de los parámetros fue realizada en las instalaciones de la planta y en el laboratorio de procesos ambientales (Edificio E28), de la Universidad del Valle (Ciudad Universitaria Meléndez).



Figura 3. Ubicación general del punto de muestreo

6.2.2 Toma de muestras

Se realizaron seis (6) muestreos compuestos a lo largo de año 2018; en cada muestreo se tomó una (1) muestra puntual de agua cruda (2 L) cada media hora, durante cuatro (4) horas seguidas, para un total de ocho (8) muestras por jornada. Posteriormente se midieron los parámetros: turbiedad,

pH, temperatura, alcalinidad, color aparente, color real y absorbancia UV₂₂₃ a las muestras puntuales, como se presenta en la Figura 4.

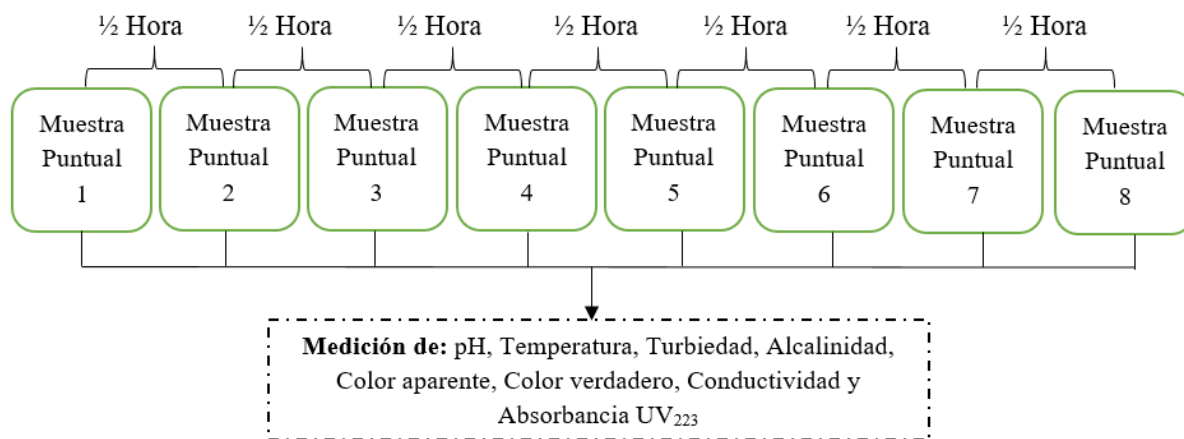


Figura 4. Esquema del muestreo compuesto

Todas las mediciones fueron realizadas siguiendo las técnicas establecidas en los Métodos Estándar para análisis de aguas y aguas residuales (APHA et al., 2017), las cuales se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Parámetros, equipos y técnicas de medición

Parámetro	Equipo	Método	Técnica
pH	pH-metro portátil 330i WTW	Electrométrico	4500-H ⁺ B
Temperatura	pH-metro portátil 330i WTW	Laboratorio	2550B
Turbiedad	Turbidímetro TU5200 HACH	Nefelométrico	2130B
Alcalinidad	Bureta	Titulación	2320B
Color Aparente	Espectrofotómetro UVVIS DR5000 HACH	Espectrofotométrico	2120C
Color Verdadero	Espectrofotómetro UVVIS DR5000 HACH	Espectrofotométrico	2120C
Conductividad	Conductímetro HQ14D HACH	Laboratorio	2510B
Absorbancia UV ₂₂₃	Espectrofotómetro DR6000 HACH	Absorción Ultravioleta	5910B

Fuente: APHA et al. (2017)

Para estimar la concentración de atrazina de manera indirecta, es importante destacar que la absorbancia de UV es útil para la estimación cualitativa de sustancias orgánicas presentes en el agua, al existir una correlación entre este parámetro y el contenido de carbono orgánico. Los compuestos orgánicos absorben la luz ultravioleta en un rango de longitud de onda (190 - 400 nm) dependiendo del tipo y concentración (OMS, 2008). Para este estudio se definió como longitud de onda 223 nm, pues a esta longitud se ha reportado la absorción máxima de atrazina (Jamil, Gad-Allah, Ibrahim, & Saleh, 2011; Vaz et al., 2008), por tanto, la absorbancia UV₂₂₃ resulta una medida indirecta de fácil medición y bajo costo, para determinar la presencia de dicho herbicida en el agua.

6.3 Diagramas de coagulación con ACH

En esta etapa se realizaron los ensayos de coagulación mejorada para evaluar la remoción de atrazina en agua dopada mediante la realización de diagramas de coagulación.

6.3.1 Condiciones y preparación del agua dopada

El agua cruda empleada en los ensayos se obtuvo del río Cauca a su paso por la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino. Se procuró que, al momento de extraer el agua, la fuente presentara una turbiedad baja (< 100 UNT), disminuyendo los efectos que pueden generar las diferentes partículas suspendidas, disueltas o coloidales presentes en el río, sobre los resultados del estudio. Para la realización de cada diagrama de coagulación, se recolectó alrededor de 300 L de agua cruda, de la cual se tomó una muestra y se determinaron los parámetros fisicoquímicos de pH, turbiedad, conductividad, color aparente, color verdadero y absorbancia UV_{223} , siguiendo las técnicas establecidas en los Métodos Estándar para Análisis de Aguas y Aguas Residuales (APHA et al., 2017). Es importante considerar que la realización de cada diagrama se llevó a cabo en días distintos, por lo tanto, la calidad de agua cruda para los mismos fue diferente.

La atrazina utilizada para este estudio fue Triasol 80 WP, producida por el laboratorio Cibochem S.A.S., con una pureza del 80%. Para cada uno de los tres diagramas de coagulación, se dopó el agua cruda con una concentración diferente de atrazina (ver Tabla 7), las cuales fueron definidas teniendo en cuenta los estudios obtenidos en la revisión sistemática de literatura (posteriormente desarrollada) y los valores máximos de atrazina que se han encontrado en cuerpos de agua (1.000 $\mu\text{g/L}$ y 344 $\mu\text{g/L}$). Al homogenizar el agua dopada, se midieron los mismos parámetros fisicoquímicos que al agua cruda.

Tabla 7. Concentraciones de atrazina utilizadas

Diagrama de coagulación	Concentración de atrazina ($\mu\text{g/L}$)
1	500
2	1.000
3	1.500

6.3.2 Pruebas preliminares

Antes de realizar los ensayos de coagulación, se llevaron a cabo pruebas de jarras preliminares. Inicialmente, se realizaron dos pruebas de jarras utilizando solamente las dosis de coagulante evaluadas en este estudio, ACH preparado al 1 %, con el fin de determinar el efecto del coagulante sobre el pH, al finalizar, se realizó una curva de dosis de ACH vs pH. Partiendo de esta curva y con el fin de determinar el volumen de ácido o base a dosificar, se realizaron pruebas de jarras, adicionado las dosis de coagulante a evaluar y las dosis de Hidróxido de Sodio (NaOH) 1% N o Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) 1% N necesarias para obtener aproximadamente el pH esperado. Este procedimiento se llevó a cabo en forma de tanteo y debido a las diferencias que presento el agua cruda, se realizaron estas pruebas preliminares para cada diagrama.

6.3.3 Etapa de clarificación

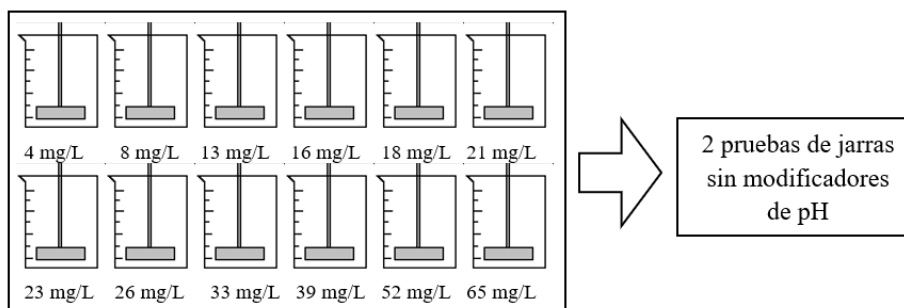
El proceso de clarificación conformado por las etapas de coagulación, floculación y sedimentación se llevó a cabo en el equipo de jarras Phipps & Birds de velocidad variable. La unidad experimental correspondió a cada una de las jarras de acrílico (2 L) que conforman este equipo. Las condiciones de mezcla para cada proceso se realizaron según las recomendaciones de Di Bernardo & Di Bernardo (2005) como se muestra en la Tabla 8.

Tabla 8. Condiciones del proceso de clarificación

Proceso	RPM	Tiempo de Agitación (min)	Velocidad de Sedimentación (cm/min)
Mezcla Rápida	180	0,75	-
Mezcla Lenta	30	20	-
Sedimentación	-	20	0,5

Fuente: Adaptado de Di Bernardo & Di Bernardo (2005)

Para cada diagrama de coagulación, se realizó el montaje experimental utilizando solamente las dosis de ACH 1 % (4, 8, 13, 16, 18, 21, 23, 26, 33, 39, 52 y 65 mg/L), completando un total de dos (2) pruebas de jarras sin modificadores de pH. Al finalizar las pruebas de jarras, se realizaron las mediciones de los parámetros fisicoquímicos de turbiedad, pH, conductividad, absorbancia UV₂₂₃ y color verdadero. Para la coagulación mejorada, se montó las pruebas variando el pH (4; 4,5; 5; 5,5; 6; 6,5; 7; 7,5 y 8 UND) a cada dosis de coagulante anteriormente descrita, realizando un total de 18 pruebas de jarras con modificadores de pH. Finalmente se midieron los mismos parámetros fisicoquímicos que en la etapa anterior. El montaje experimental para cada diagrama de coagulación estuvo conformado por 120 unidades experimentales o 20 pruebas de jarras y se presenta en la Figura 5.



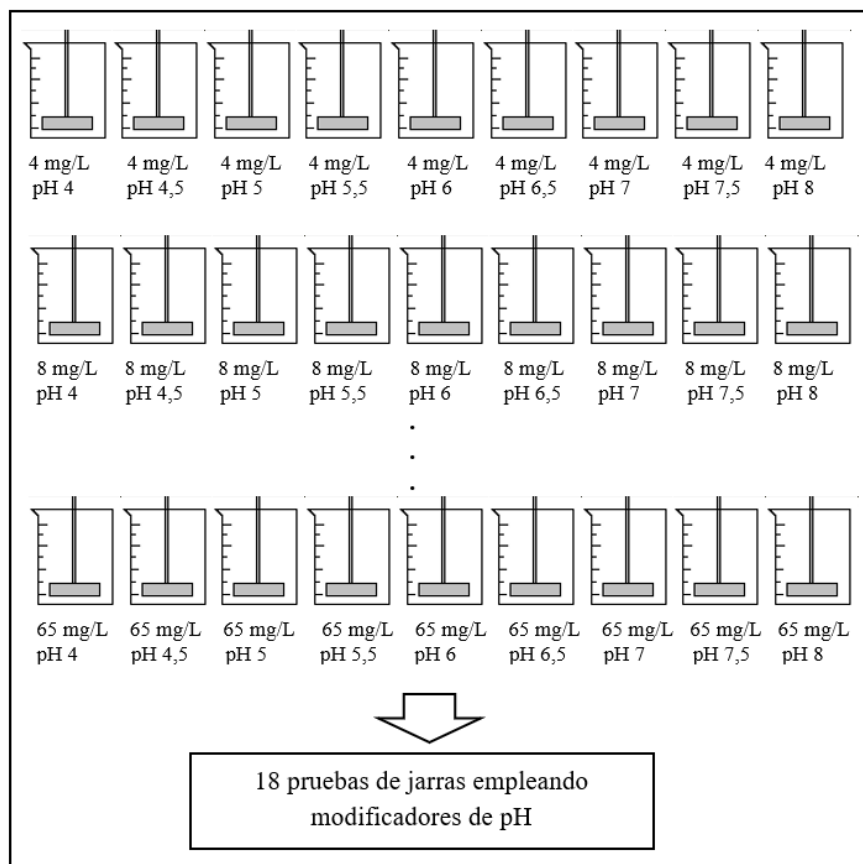


Figura 5. Montaje experimental de las pruebas de jarras

En la Figura 6, se presenta el resumen de las etapas que conformaron los ensayos de coagulación con ACH.

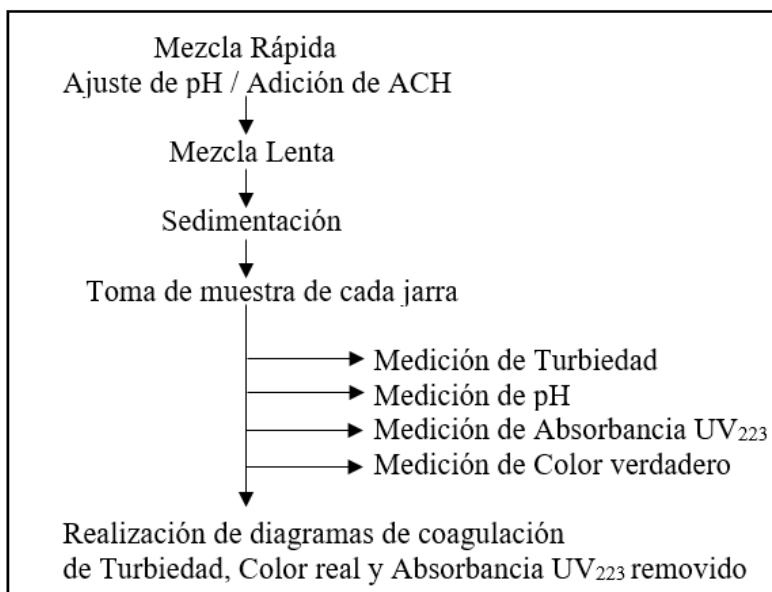


Figura 6. Etapas de los ensayos de coagulación

6.3.4 Construcción de diagramas de coagulación

Utilizando los resultados obtenidos en la etapa de clarificación, se construyeron los diagramas de coagulación con el pH del agua (Eje X), la dosis de coagulante (Eje Y) y el porcentaje de remoción (Eje Z). Para cada concentración de atrazina utilizada (500, 1.000 y 1.500 $\mu\text{g/L}$) se realizó un diagrama de turbiedad, color verdadero y absorbancia UV_{223} removido, para un total de nueve (9) diagramas. La construcción de los diagramas se realizó con un software especializado en gráficos y análisis de datos científicos.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Revisión sistemática de literatura

La revisión sistemática de literatura, para identificar las concentraciones de atrazina presentes en cuerpos de agua superficial a nivel mundial, se realizó en las bases de datos propuestas en septiembre de 2017. Se obtuvieron 206 artículos en la base de datos Scopus, 93 en ScienceDirect y 2 en Scielo. Con base a estos, se realizó una selección preliminar de los artículos en los cuales se encontraron concentraciones de atrazina, excluyendo los repetidos en las diferentes bases de datos. Posteriormente, se realizó una revisión detallada, descartando aquellos que no estuvieron acordes al propósito de la revisión, obteniendo como resultado 71 artículos. El la Figura 7 se presenta un diagrama que resume el número de artículos obtenidos en cada una de las etapas de la revisión.

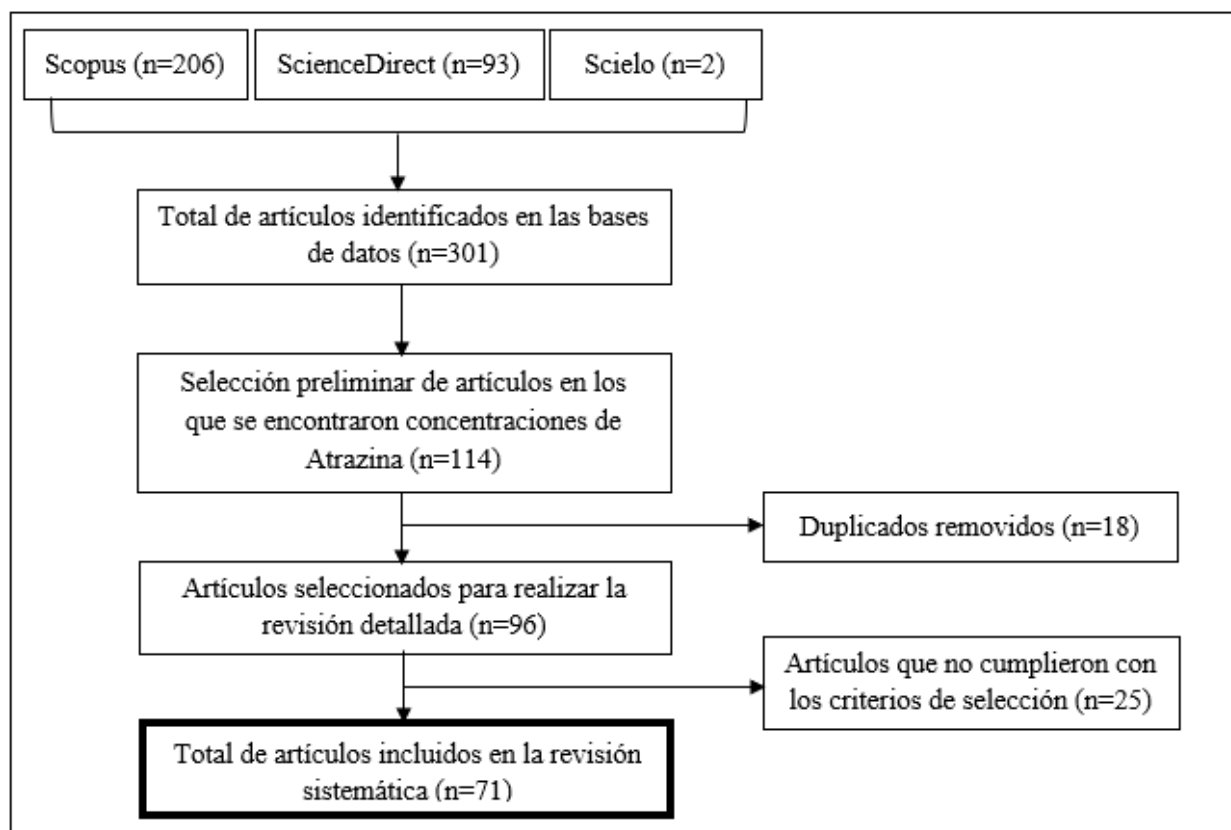


Figura 7. Artículos obtenidos en las etapas de la revisión

Los artículos incluidos en la revisión sistemática de literatura (ver ANEXOS

Anexo 1), reportan las concentraciones de atrazina en cuerpos de agua superficial (agua cruda), sin embargo, al considerar los efectos de este plaguicida en la salud humana, se muestra en la Figura 8, el número de artículos que exceden y no exceden la concentración máxima de atrazina recomendada por la OMS para agua de consumo humano (2 µg/L), clasificados según el país de estudio.

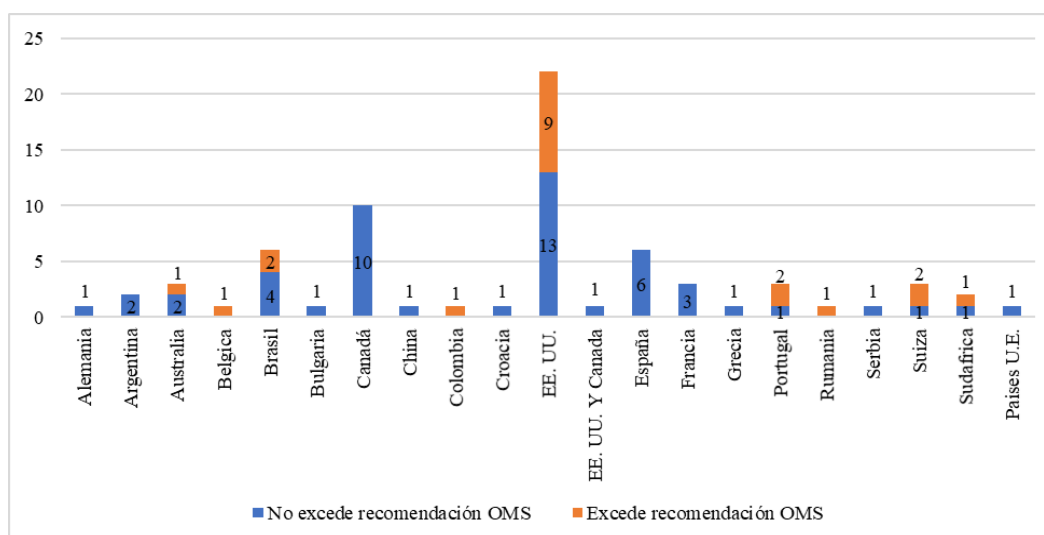


Figura 8. Artículos incluidos en la revisión sistemática con presencia de atrazina

Al realizar un análisis de los resultados por continentes o regiones, América del Norte ocupa el primer lugar con el 46,5 % de los artículos encontrados, seguido por Europa, América del Sur, Oceanía, África y Asia con el 32,4 %, 12,7 %, 4,2 %, 2,8 % y 1,4 % respectivamente, por tanto, se distingue una posible preocupación o interés más elevado en estudiar la presencia de atrazina en cuerpos de agua superficial (posiblemente utilizados para el abastecimiento humano), principalmente en los países económicamente desarrollados. Respecto al número de artículos por país, primero se encuentra EE. UU. con el 30,9 % de los artículos, seguido por Canadá, Brasil y España con el 14,1 %, 8,4 % y 8,4 % respectivamente, entre otros.

En relación con las concentraciones de atrazina presentes en cuerpos de agua superficial, 28,2 % de los artículos (20 Artículos), sobrepasan el valor máximo recomendado por la OMS. EE. UU. ocupa el primer lugar con el 45 % de los artículos, seguido por Brasil, Suiza y Portugal con el 10 % de artículos cada uno. En este caso, es importante destacar que a pesar de la restricción de la atrazina en los EE. UU. y su prohibición en Suiza y Portugal, todavía se sigue aplicando dicho plaguicida de manera irregular, afectando las posibles fuentes de abastecimiento. Para el caso de Brasil, es importante evaluar las prácticas agrícolas utilizadas en los cultivos principalmente de caña de azúcar.

En la Tabla 9, se muestran los veinte (20) artículos organizados por continentes (África, América del Norte, América del sur, Asia, Europa y Oceanía) y se presentan en orden ascendente según el año de publicación.

Tabla 9. Estudios que sobrepasan la concentración máxima de atrazina recomendada por la OMS para agua de consumo

Base de datos	País	Cuerpo de agua	Concentración de Atrazina ($\mu\text{g/L}$)	Referencia
África				
Scopus y Science Direct	Sudáfrica	Estanques, región occidental de Highveld - área de cultivo de maíz (2001-2002)	Máx. 1,2-9,3	Du Preez et al. (2005)
América del Norte				
Scopus	EE. UU.	Cuenca alta del río Embarras (1999-2000)	Máx. 17	David, Gentry, Starks, & Cooke (2003)
Scopus	EE. UU.	Cuencas del norte de Missouri y del sur de Iowa (1997-1999)	Máx. 100	Lerch & Blanchard (2003)
Scopus	EE. UU.	Cuenca alta del río Auglaize (1996-1998)	Máx. 8,9	Kim, Kumar, Parab, & Palmer (2004)
Scopus	EE. UU.	Cuenca Citrus Cuenca Agrícola Everglades Cuenca Urbana (1992-2001)	0,01-2,9 0,011-18 0,0021-4,4	Pfeuffer & Rand (2004)
Scopus	EE. UU.	Estanques y humedales, centro sur de Michigan - Sitio agrícola (2002-2003)	Máx. 250	Murphy et al. (2006)
Scopus	EE. UU.	Arroyos de Iowa (2008)	0,258-7,3	Kolpin et al. (2010)
Scopus	EE. UU.	Cuenca Southern EAA	18	Pfeuffer (2011)
		Cuenca urbana	4,4	
		Cuenca Northern EAA	11	
		Cuenca Citrus (1992-2007)	12	
Science Direct	EE. UU.	Humedales, centro de Iowa (2012-2013)	Máx. 19	Smalling et al. (2015)
Scopus y Science Direct	EE. UU.	Great Lakes - Urbano Great Lakes - No urbano (2010-2013)	Máx. 9,4 Máx. 40,2	Baldwin et al. (2016)
América del Sur				
Scopus	Brasil	Cuenca del Río Corumbataí (2004-2005)	0,6-2,7	De Armas et al. (2007)
Science Direct	Colombia	13 fuentes de agua superficial -Tolima (2009)	≤ 4	Hernández et al. (2012)
Scopus	Brasil	Embalses de Ceará (2016)	7,0-15,0	Sousa, Duaví, Cavalcante, Milhome, & Do Nascimento (2016)
Europa				

Base de datos	País	Cuerpo de agua	Concentración de Atrazina ($\mu\text{g/L}$)	Referencia
Scopus y Science Direct	Suiza	Río Aabach (1999)	Máx. 2	Gerecke et al. (2002)
Science Direct	Bélgica	Cuenca del río Nil (1998)	Máx. 25	Holvoet, van Griensven, Gevaert, Seuntjens, & Vanrolleghem (2008)
Scopus y Science Direct	Portugal	Embalse de Alqueva (2006-2007)	0,00324-5,50	Palma et al. (2009)
Science Direct	Suiza	Cuenca hidrográfica en la meseta suiza (2007)	Máx. 2,5	Wittmer et al. (2010)
Scopus	Rumania	Río Aries (2011)	3,07-8,07	Dragus, Beldean-Galea, Mihaiescu, Mihaiescu, & Ristoiu (2012)
Science Direct	Portugal	Río Mondego Río Tejo (2002-2004)	Máx. 8,44 Máx. 12	Silva, Daam, & Cerejeira (2015)
Oceanía				
Scopus y Science Direct	Australia	Ríos y arroyos región Burdekin-Townsville Región Mackay Whitsunday (2005-2008)	Máx. 6,5 Máx. 7,6	Lewis et al. (2009)

A nivel mundial, algunos países preocupados por disminuir o eliminar los posibles riesgos que genera la atrazina en la salud de la población, han creado normas o recomendaciones sobre la concentración máxima de atrazina en agua para consumo humano (ver Tabla 10).

Tabla 10. Límites permisibles de atrazina en agua para consumo humano

Concentración máxima de atrazina (µg/L)			
Unión Europea	EE. UU.	Canadá	OMS
0,10	3	5	2

Fuente: Adaptado de Hansen et al. (2013)

Para el caso específico de EE. UU., entre los años 1997 y 2003, se encontraron valores máximos de atrazina de 100 y 250 µg/L en los estados de Mississippi y Michigan (áreas agrícolas) respectivamente (Lerch & Blanchard, 2003; Murphy et al., 2006). La restricción de la atrazina en los EE. UU. fue posterior a estos estudios, dando una posible explicación a estas concentraciones elevadas.

Por otro lado, cabe resaltar que la mayoría de estudios que superan la normatividad vigente en EE. UU., se realizaron en los principales estados donde se siembra maíz y soya (oeste del país) como Illinois, Iowa, Ohio, Indiana y Michigan (USDA, 2016). Para el año 2017, estos estados contaban con un área de 37,20 millones de hectáreas de maíz y 32,23 millones de hectáreas de soya (USDA, 2018). A pesar de las políticas implementadas para la restricción de la atrazina en este país, aún en años posteriores, se encontraron concentraciones por encima de la norma, relacionadas principalmente con la agricultura intensiva de cultivos que emplean aún este pesticida. Otro aspecto por considerar es la época del año en las que fueron realizadas las mediciones, pues en temporada de lluvias es más propenso que la atrazina llegue a los cuerpos de agua por medio de la escorrentía.

La Unión Europea (UE) retiró las licencias de fabricación de atrazina por medio de la “Decisión de la comisión” del 10 de marzo de 2004. Según los estudios encontrados en esta revisión, antes de entrar en vigor su prohibición, se encontraron altas concentraciones de este herbicida en Bélgica, Suecia y Portugal durante 1998 a 2004, pertenecientes a zonas agrícolas donde priman los cultivos de maíz y soya. Por otra parte, en el periodo posterior a su prohibición, se reportaron concentraciones que sobrepasan la recomendación de la OMS (2 µg/L), como en el caso del Embalse Alqueva (2006 - 2007), ubicado en una zona de prácticas agrícolas intensivas y fuente de abastecimiento de la población del sur de Portugal. En la cuenca hidrográfica de la meseta suiza (2007), la presencia de atrazina pudo estar relacionada con las características urbanas y agrícolas de la cuenca, además, es importante destacar que las mediciones se realizaron durante eventos de precipitación.

Así como EE. UU. y la UE, Australia ha implementado medidas de restricción al uso de la atrazina (1997), sin embargo, en los ríos y arroyos de la región Burdekin-Townsville (2005-2008), principalmente zonas de drenaje de cultivos de caña de azúcar, se han presentado concentraciones superiores a los estándares de calidad recomendados por la OMS, por lo cual, es necesario optimizar las prácticas agrícolas para reducir la presencia de este plaguicida en el agua.

En América Latina no existe ningún tipo de restricción de atrazina. Para el caso de Colombia y Brasil, los cuales basan parte de su economía en cultivos intensivos de caña de azúcar, se

presentaron concentraciones que superan la recomendación de la OMS. los valores máximos de este herbicida se reportaron en los estados de Ceará y Corumbataí (Brasil), zona agrícola principalmente de caña, y el departamento del Tolima (Colombia). Teniendo en cuenta este panorama, es importante que los gobiernos latinoamericanos establezcan mecanismos de control de la atrazina y considerando que algunos de estos cuerpos de agua son fuente de abastecimiento, se debe garantizar la implementación de sistemas de tratamiento adecuados para su remoción.

Al igual que América Latina, en Asia no existe ningún tipo de restricción de este plaguicida. En esta revisión sistemática tan solo se obtuvo un resultado perteneciente a China, el cual no sobrepasó los límites permisibles, lo cual se podría asociar al desarrollo agrícola principalmente de cultivos de arroz, donde no se utiliza atrazina. África es otro continente en el cual no ha sido restringido este plaguicida, no obstante, los gobiernos de África han aprobado recomendaciones para lograr una prohibición gradual de pesticidas que ponen en riesgo la salud de las personas y el ambiente (RAPAM, 2015).

Considerando los resultados obtenidos con la revisión sistemática de literatura, se evidencia una problemática mundial del uso de la atrazina, inclusive en países donde ha sido restringido o prohibido su uso. Es importante considerar que algunos de estos cuerpos de agua son fuentes de abastecimiento, lo cual genera un riesgo a la salud de las personas si no se realiza un proceso de tratamiento adecuado. A sí mismo, altas concentraciones en cuerpos de agua pueden llegar a afectar ecosistemas acuáticos. El valor máximo de atrazina encontrado en esta revisión sistemática de literatura (250 $\mu\text{g/L}$), fue utilizado como punto de partida, para seleccionar las tres concentraciones de atrazina que se doparon al agua cruda, en la elaboración de los diagramas de coagulación.

7.2 Caracterización de la fuente

Se realizaron seis (6) jornadas de muestreo en el río Cauca (ver Anexo 2), para determinar algunos parámetros fisicoquímicos y la presencia de atrazina de manera indirecta, por medio de la absorbancia UV_{223} . Los resultados de las jornadas de monitoreo se compararon con los datos históricos del río, con el fin de dar soporte a los resultados obtenidos. Los datos promedios diarios históricos del río Cauca para el año 2016 (pH, temperatura, turbiedad y color aparente) fueron proporcionados por EMCALI EICE ESP.

El resumen estadístico de los monitoreos del río y de los datos históricos se presenta en la Tabla 11, la cual incluye los indicadores de dispersión (desviación estándar, valor máximo y mínimo), de tendencia central (promedio) y de posición (Q_1 , Q_2 y Q_3 cuartiles que determinan los valores correspondientes al 25%, 50% y 75% de los datos). Conjuntamente, para ilustrar el comportamiento de los datos, se presenta por medio de diagramas de cajas la Figura 9 a la Figura 18.

Tabla 11. Resumen estadístico de los parámetros fisicoquímicos del río Cauca

Variable		Prom.	σ	Mín.	Q ₁	Q ₂	Q ₃	Máx.
pH (UND)	Monit.	N/A	N/A	6,91	7,12	7,21	7,36	7,56
	Hist.	N/A	N/A	6,82	6,97	7,01	7,05	7,16
Temperatura (°C)	Monit.	23,17	0,54	22,20	22,70	23,20	23,6	24,10
	Hist.	24,52	1,61	21,38	23,58	24,20	25,05	33,65
Turbiedad (UNT)	Monit.	69,66	60,47	20,80	30,58	57,60	91,45	311
	Hist.	97,48	103,79	12,63	31,91	59,89	132,21	744,21
Conductividad (µs/cm)	Monit.	103,15	12,55	79,40	97,53	105,30	110,20	136,4
	Hist.	-	-	-	-	-	-	-
Color aparente (UPC)	Monit.	155,63	278,89	25,00	34,75	42,00	134,25	1642
	Hist.	152,64	133,18	30,00	64,48	98,96	208,33	1006,25
Color verdadero (UPC)	Monit.	7,67	7,10	0,00	3,00	6,00	10,50	25,00
	Hist.	-	-	-	-	-	-	-
Alcalinidad (mg/L CaCO₃)	Monit.	35,51	3,41	30,26	35,30	35,30	35,30	45,39
	Hist.	-	-	-	-	-	-	-
Absorbancia UV₂₂₃ (cm⁻¹)	Monit.	0,17	0,03	0,10	0,14	0,16	0,19	0,22
	Hist.	-	-	-	-	-	-	-

- **pH**

La Figura 9 evidencia que el comportamiento del pH del agua cruda de los monitoreos, presentó un valor ligeramente superior (0,4 UND) a los datos históricos reportados en el año 2016, observando una ligera similitud entre los mismos. Revisando lo establecido en el Decreto 1594 de 1984 (MinAgricultura & MinSalud, 2010) por el cual se establecen los usos del agua y residuos líquidos, la totalidad de los datos se encuentra entre los niveles admisibles para agua que va a ser destinada para tratamiento convencional (5,0 - 9,0 UND) dando cumplimiento a la normatividad. Considerando los resultados, se puede concluir que el río Cauca presenta características de pH neutro con una ligera tendencia a la acidez.

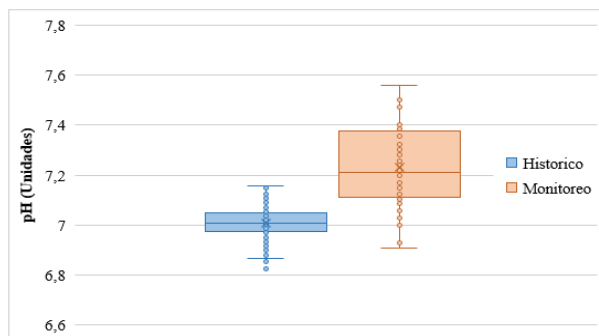


Figura 9. Comportamiento del pH del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino

- **Temperatura**

Considerando la Figura 10, la temperatura del monitoreo tuvo un comportamiento homogéneo y se encuentra dentro del rango histórico del río Cauca. La temperatura mínima histórica del río alcanzó los 21,38 °C y los valores máximos atípicos reportados alcanzaron los 33,65 °C, posiblemente asociados al fenómeno del niño ocurrido en Colombia durante los años 2015-2016.

Estas temperaturas son similares a las reportadas en la ciudad de Cali, la cual se encuentra a 995 msnm con una temperatura promedio de 23 °C (Alcaldía de Santiago de Cali, 2017).

La variación de la temperatura del agua está relacionada con factores como: la temperatura ambiente, la profundidad del agua, el momento de la medición, etc. y puede afectar los procesos de coagulación (cuando baja la temperatura decrece la velocidad de las reacciones), sedimentación o el valor del pH (Pacheco & Canepa, 2005). Las temperaturas altas aumentan los problemas de color, olor, sabor, corrosión y la proliferación de microorganismos en el agua (OMS, 2006).

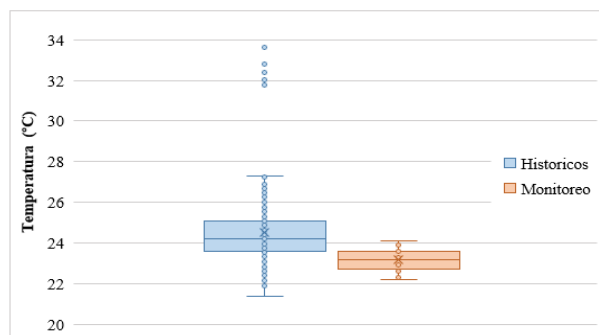


Figura 10. Comportamiento de la temperatura del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino

- **Turbiedad**

El departamento del Valle del Cauca presenta un régimen de lluvias bimodal (Cortés & Barrios, 2010). Según la Figura 11, el comportamiento de los datos históricos estuvo influenciado por este régimen de lluvias, el primero durante los meses de abril y mayo, y el segundo entre octubre y diciembre, reportando las máximas turbiedades (744,2 UNT). Los periodos de baja precipitación se presentaron entre los meses de enero y febrero, y entre julio y septiembre, correspondientes a bajas turbiedades (12,63 UNT).

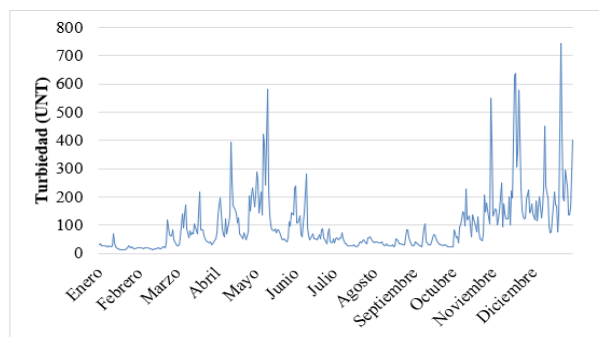


Figura 11. Variación de la turbiedad promedio diaria del río Cauca 2016
Fuente: EMCALI EICE ESP (2019)

En la Figura 12 se observa que los valores del monitoreo se encuentran dentro del comportamiento histórico del río, con una diferencia entre los promedios de 27,8 UNT. Para el caso de los valores atípicos, los datos históricos alcanzan valores cercanos a las 800 UNT. Estudios realizados por Montoya, Loaiza, Torres, Cruz, & Escobar (2011), reportan que el río Cauca ha presentado

turbiedades por encima de las 10.000 UNT y la PTAP Puerto Mallarino, ha parado su operación a través de los años cuando supera su capacidad de tratamiento (> 3.000 UNT).

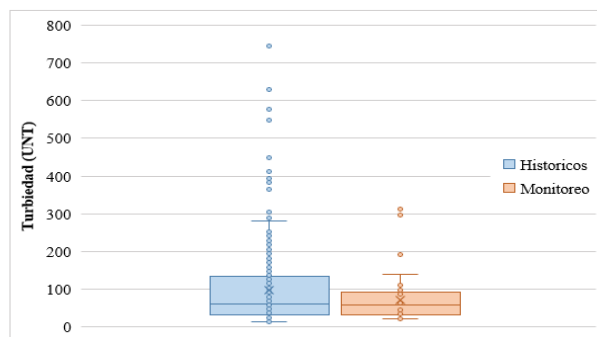


Figura 12. Comportamiento de la turbiedad del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino

- **Conductividad**

La conductividad es la capacidad que tiene el agua para conducir corriente eléctrica y depende de la cantidad de iones disueltos en la misma, es decir, a mayor cantidad de iones mayor conductividad (AWWA, 2008). En la Figura 13 se observa el comportamiento de la conductividad en los muestreos realizados, con un promedio de $103,15 \mu\text{S}/\text{cm}$ y un valor máximo atípico de $136,4 \mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores del muestreo son cercanos al estudio realizado por Torres, Cruz, Patiño, Escobar, & Pérez (2010), en el cual se obtuvo un promedio de $85,2 \mu\text{S}/\text{cm}$ en el mismo lugar de estudio, corroborando los valores obtenidos.

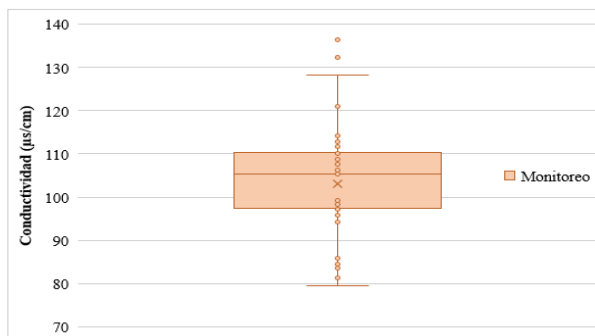


Figura 13. Comportamiento de la conductividad del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino

- **Color aparente**

El color aparente es causado por los sólidos suspendidos (turbiedad) y disueltos (Romero, 2009). Según la Figura 14, los datos históricos tuvieron un comportamiento similar a la turbiedad, presentando sus valores máximos durante los periodos de lluvia en los meses de abril a junio y de octubre a diciembre ($1.060,25$ UPC) y sus valores mínimos en los meses de baja precipitación (30 UPC).

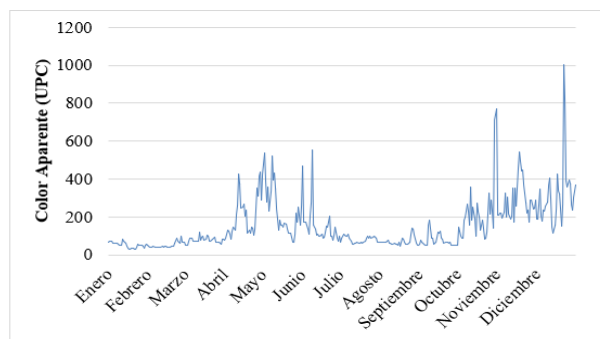


Figura 14. Variación del color aparente promedio diario del río Cauca 2016
Fuente: EMCALI EICE ESP (2019)

Según la Figura 15, el comportamiento del color aparente obtenido en los monitoreos fue muy similar a los registros históricos, con una diferencia entre los promedios de solo 2,99 UPC, sin embargo, para el caso de los datos atípicos, el monitoreo sobrepasó en 635,75 UPC lo obtenido en los registros históricos.

Estudios realizados en el río Cauca por Torres et al. (2010), muestran que los valores elevados de color aparente (relacionados al aumento de material particulado por el arrastre de materiales del suelo y del lecho del río) se deben posiblemente a la influencia de los ríos Palo, Zanjón Oscuro y Jamundí, los cuales presentan problemas de erosión en sus cuencas, asociados a actividades agrícolas, industriales y urbanas que deterioran la calidad del agua.

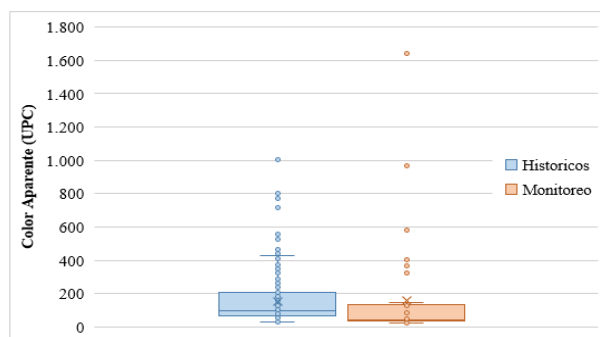


Figura 15. Comportamiento del color aparente del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino

- **Color verdadero**

El color verdadero es generado por las sustancias disueltas en el agua y su medición se realiza una vez la muestra haya sido filtrada (AWWA, 2008). Según la Figura 16, el color verdadero del río Cauca varió entre 0 y 25 UPC, con un promedio de 7,67 UPC. Según el Reglamento Técnico del sector de Agua Potable y Saneamiento Básico (RAS), en referencia al valor máximo de color verdadero monitoreado (25 UPC), el río Cauca se clasifica como una fuente deficiente (MinVivienda, 2010).

En relación con el Decreto 1594 de 1984 (MinAgricultura & MinSalud, 2010), el agua cruda destinada al tratamiento convencional no debe exceder un valor de color verdadero superior a 75

UPC, en este sentido, se puede decir que el 100 % de los datos monitoreados cumplen con la normatividad.

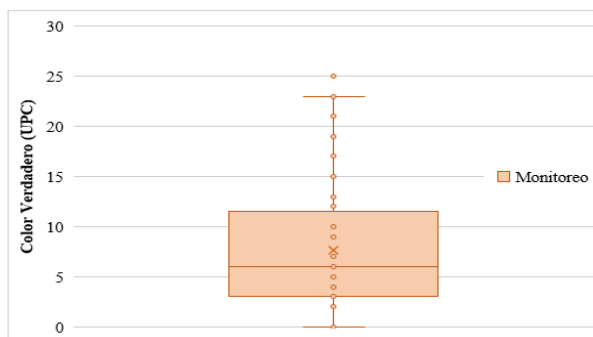


Figura 16. Comportamiento del color verdadero del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino

- **Alcalinidad**

La alcalinidad es la capacidad que posee el agua para neutralizar ácidos. El comportamiento de este parámetro se presenta en la Figura 17, la cual evidencia valores por debajo de los 50 mg/L CaCO_3 y un promedio de 35,51 mg/L CaCO_3 . Es importante destacar que el comportamiento de la alcalinidad fue muy similar durante los seis muestreos. Los valores obtenidos son muy cercanos al estudio realizado por Torres et al., (2010), en el cual se obtuvo un promedio de 27,15 mg/L CaCO_3 (bocatoma de la PTAP).

Para el caso puntual del río Cauca, valores históricos promedios en el tramo Salvajina - Juanchito (16 - 29 mg/L CaCO_3), demuestran su baja alcalinidad total clasificándola como corrosiva (< 50 mg CaCO_3 /L), siendo necesario estabilizar el pH del agua tratada mediante la adición de cal para prevenir problemas en la distribución del agua como la corrosión, agresividad e incrustación (Bueno, 2014).



Figura 17. Comportamiento de la alcalinidad del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino

- **Absorbancia UV_{223}**

Considerando los datos obtenidos de UV_{223} para el río Cauca, se evidenció que los valores registrados en los seis monitoreos no distan mucho uno de otro (desviación estándar: 0,03). Según

estudios realizados por Fuentes, Torres, Cruz, Barba, & Pérez (2018) para la identificación de la presencia de atrazina en fuentes de agua superficial, mediante el análisis de la absorbancia (forma indirecta de medir atrazina), el valor promedio de los monitoreos (0,17) a una longitud de onda de 223 nm, equivale aproximadamente a una concentración inferior a 5 µg/L de atrazina.

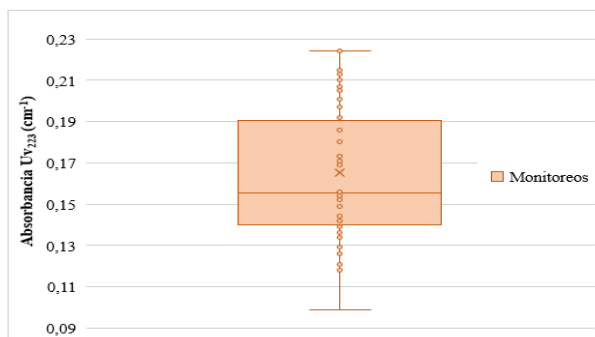


Figura 18. Comportamiento de la absorbancia UV₂₂₃ del río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino

Como resultado de los seis (6) monitoreos realizados sobre el río Cauca, se evidenció de forma indirecta, una concentración de atrazina en la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino inferior a 5 µg/L.

Por otro lado, las correlaciones de Pearson permiten evaluar la relación directa (resultado cercano a 1) o inversa (resultado cercano a -1) entre los parámetros fisicoquímicos muestreados en el río Cauca (ver Anexo 2). Los resultados se presentan en la Tabla 12.

Tabla 12. Correlaciones obtenidas entre los parámetros del muestreo

	pH (Unidades)	Temp. (°C)	Turb. (UNT)	Conduc. (µs/cm)	Color A. (UPC)	Color V. (UPC)	Alc. (mg/L CaCO ₃)	Abs. UV ₂₂₃ (cm ⁻¹)
pH (Unidades)	-	-0,02	0,07	-0,66	0,18	0,21	-0,47	-0,32
Temperatura (°C)	-0,02	-	-0,56	0,67	-0,54	-0,47	0,71	0,09
Turbiedad (UNT)	0,07	-0,56	-	-0,55	0,85	0,56	-0,56	-0,45
Conductividad (µs/cm)	-0,66	0,67	-0,55	-	-0,59	-0,58	0,85	0,55
Color A. (UPC)	0,18	-0,54	0,85	-0,59	-	0,78	-0,52	-0,38
Color V. (UPC)	0,21	-0,47	0,56	-0,58	0,78	-	-0,57	-0,38
Alcalinidad (mg/L CaCO₃)	-0,47	0,71	-0,56	0,85	-0,52	-0,57	-	0,48
Absorbancia UV₂₂₃ (cm⁻¹)	-0,32	0,09	-0,45	0,55	-0,38	-0,38	0,48	-

Considerando que la absorbancia UV₂₂₃ (medida indirecta de atrazina) es el parámetro de interés para este estudio, el análisis de Pearson se centró en este parámetro.

La mayor correlación de la absorbancia UV_{223} se presentó con la conductividad (0,55), posiblemente relacionada al aporte de iones de nitrato que aporta la degradación de la atrazina en el agua (Montgomery & Crompton, 2017), es decir, a mayor cantidad de atrazina mayor conductividad. También se encontró una mediana relación con la alcalinidad (0,48), pues al ser la atrazina una base débil (Ahmad & Rahman, 2009) le aporta basicidad al agua, aumentando la alcalinidad. Por otro lado, se encontró una relación inversa no tan significativa con la turbiedad (-0,45), debido a que este parámetro está asociada directamente a material suspendido, mientras que la atrazina es un material disuelto. Es importante destacar que ningún parámetro presentó una relación significativamente fuerte con la absorbancia UV_{223} .

Analizando otros parámetros, la turbiedad presentó una relación directa con el color aparente (0,85), pues ambos dependen principalmente de los sólidos suspendidos presentes en el agua. Para el caso del color aparente y color verdadero, se observó una relación directa (0,78), pues el color aparente incluye los sólidos disueltos y suspendidos, mientras el color verdadero solo incluye los sólidos disueltos (Romero, 2009).

7.3 Diagramas de coagulación con ACH

Se determinaron las condiciones iniciales del agua empleada para cada ensayo antes y después de la aplicación de la atrazina como se muestra en la Tabla 13 y Tabla 14 respectivamente. Las condiciones del agua cruda se encuentran dentro del comportamiento histórico del río Cauca reportado por EMCALI EICE ESP y las jornadas de monitoreo realizadas (ver Tabla 11).

Tabla 13. Parámetros del agua cruda para los diferentes diagramas

Diagrama	pH (UND)	Turbiedad (UNT)	Conductividad ($\mu\text{s/cm}$)	Color aparente (UPC)	Color verdadero (UPC)	Alcalinidad (mg/L CaCO_3)	Absorbancia UV_{223} (cm^{-1})
1	7,36	69,7	99,5	-	-	50	0,22
2	7,21	51	100,4	67	12	40	0,19
3	7	40,6	104,5	62	5	40	0,22

Tabla 14. Parámetros del agua dopada para los diferentes diagramas

Diagrama - Concentración ($\mu\text{g/L}$)	pH (UND)	Turbiedad (UNT)	Conductividad ($\mu\text{s/cm}$)	Color A. (UPC)	Color V. (UPC)	Alcalinidad (mg/L CaCO_3)	Absorbancia UV_{223} (cm^{-1})
1 - 500	7,18	65,7	104,9	56	6,5	-	0,27
2 - 1.000	6,92	51,7	100,4	128,5	5,5	40	0,30
3 - 1.500	7,20	35,5	105,2	92	8,5	42,5	0,47

Al comparar los cambios que experimentó el agua cruda al ser dopada con las diferentes concentraciones de atrazina, según la Tabla 13 y la Tabla 14, no se pudo establecer una relación entre la adición de atrazina al agua cruda y los parámetros de turbiedad, pH, conductividad y alcalinidad, en contraste, se evidenció una relación directa con la absorbancia UV_{223} , la cual aumentó con la adición de atrazina.

Considerando las pruebas preliminares realizadas para cada diagrama de coagulación, se muestra en la Figura 19, la variación del pH del agua a las diferentes dosis de coagulante empleadas en este estudio.

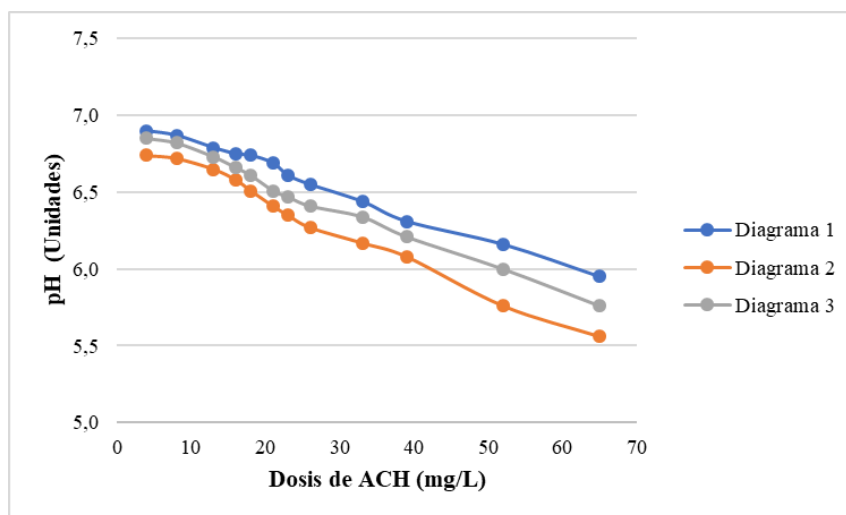


Figura 19. Relación entre dosis de ACH y pH del agua

Se evidenció que las dosis de coagulante convencionales (4,0 - 16 mg/L ACH) no alteraron de manera significativa el pH del agua, sin embargo, para dosis en exceso del requerido, el pH disminuyó hasta 1,2 UND. Según Cerón (2016), el ACH ejerce un efecto buffer durante la coagulación, manteniendo casi invariable el pH del agua. Estos resultados sirvieron como punto de partida para definir el volumen de ácido o base a dosificar (necesario para obtener los pH requeridos).

En la construcción de los diagramas de coagulación, para las tres concentraciones de atrazina, se utilizaron los datos obtenidos de las 360 jarras realizadas (120 jarras o 20 pruebas de jarras por concentración de atrazina dopada), los cuales se presentan de forma gráfica de la Figura 20 a la Figura 22.

Para el análisis de los diagramas de coagulación se evaluaron las siguientes condiciones: coagulación convencional y coagulación mejorada (exceso de coagulante, aumento de pH y disminución de pH), con el fin de determinar las dosis óptimas de coagulante y los rangos de pH requeridos para la remoción de turbiedad, color verdadero y absorbancia UV₂₂₃.

7.3.1 Diagramas de Turbiedad

En la Figura 20, se presentan los tres diagramas de turbiedad realizados para las diferentes concentraciones de atrazina.

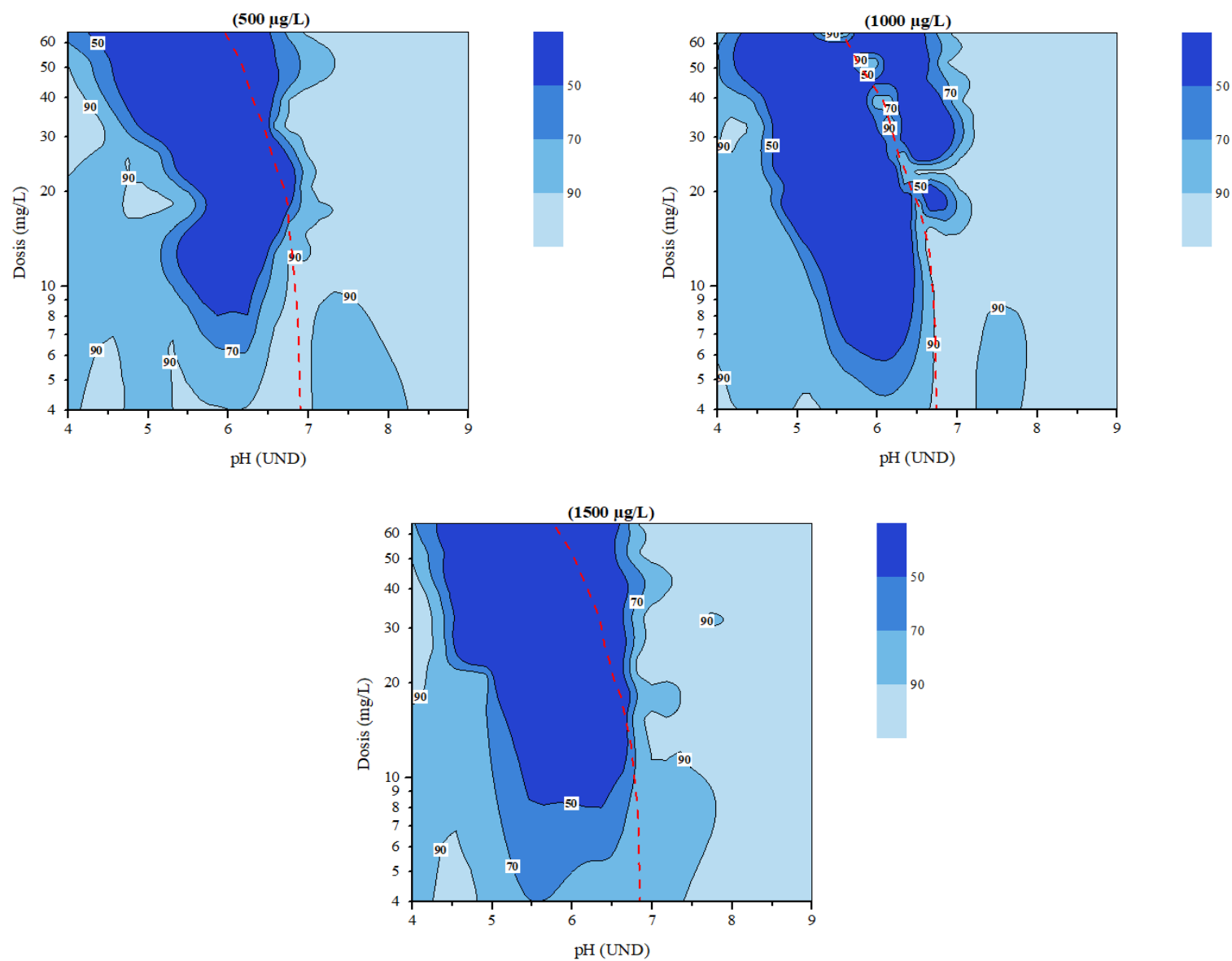


Figura 20. Diagramas de coagulación de ACH para la remoción de turbiedad (500, 1.000 y 1.500 µg/L de atrazina)

- **Diagrama de Turbiedad 1 (500 µg/L de atrazina)**

En los diagramas de coagulación, la línea roja representa los resultados aplicando solo dosis de coagulante (4,0 - 65 mg/L ACH). Para el caso de la coagulación convencional, se alcanzaron remociones mayores al 90 % ($\approx 3,3$ UNT) con dosis de coagulante hasta 12 mg/L, por otra parte, al aplicar dosis de coagulante en exceso del requerido, la eficiencia disminuyó significativamente, hasta alcanzar remociones menores al 50 %, lo cual nos indica que el ACH trabaja mejor, en términos de turbiedad, a dosis bajas.

Con modificadores de pH, adicionando ácido, las mejores zonas de remoción se presentaron entre los pH 4,0 - 5,0 UND con dosis hasta de 26 mg/L, obteniendo una remoción entre el 70 - >90 %, y con pH entre 5,0 - 6,8 UND con dosis hasta de 6,0 mg/L, también se obtuvo este mismo rango de remoción. Adicionando base, entre los pH 7,0 - 9,0 UND con dosis entre 4,0 - 65 mg/L predominaron remociones mayores al 90 %. La zona menos óptima se presentó aproximadamente entre los pH 5,5 - 6,5 con dosis entre 11 - 65 mg/L.

- **Diagrama de Turbiedad 2 (1.000 µg/L de atrazina)**

Observando la línea roja del diagrama, al realizar coagulación convencional, se alcanzaron remociones mayores al 90 % ($\approx 2,6$ UNT) con dosis hasta 16 mg/L, por otra parte, al aumentar las dosis de coagulante en exceso del requerido, se obtuvieron zonas inestables con remociones que variaron entre <50 - 90 %.

Con modificadores de pH, la mejor zona de remoción para la zona ácida, se presentó entre los pH 4,0 - 5,0 UND con dosis hasta de 26 mg/L, predominando remociones del 70 - 90 % y entre los pH de 5,0 - 6,7 UND con dosis menores a 6,0 mg/L, predominó el mismo rango de remoción. Para la zona básica, entre los pH 7,0 - 9,0 UND con dosis entre 4,0 - 65 mg/L, predominaron remociones mayores al 90 %. La zona de menor remoción correspondió a pH entre 5,0 - 6,0 UND con dosis de 16 - 65 mg/L.

- **Diagrama de Turbiedad 3 (1.500 µg/L de atrazina)**

La coagulación convencional, presentó una buena remoción de turbiedad del 70 - 90 % ($\approx 3,6$ UNT) hasta dosis de 10 mg/L, a medida que aumentó la dosis de coagulante en exceso del requerido, la eficiencia disminuyó significativamente, alcanzando remociones menores al 50 %.

La mejor zona de remoción, para la zona ácida, se encontró en el rango de pH 4,0 - 5,0 UND con dosis hasta 20 mg/L, alcanzando eficiencias entre 70 - >90 %, y entre los pH 5,0 - 6,8 UND y dosis hasta 8,0 mg/L se obtuvieron remociones entre el 50 - 90 %. Para la zona básica con pH entre 7,0 - 9,0 UND predominaron remociones mayores al 90 % para todas las dosis de coagulante. La zona con peor resultado se presentó entre los pH 4,5 - 6,5 UND a partir de dosis mayores a 23 mg/L.

- **Comparación de los diagramas de turbiedad**

Analizando los tres diagramas de coagulación para la remoción de turbiedad, se presenta en la Tabla 15, un resumen de las zonas de remoción que comparten estos diagramas. Se especifica el porcentaje de remoción, rango de pH y dosis de coagulante para cada condición de operación.

Tabla 15. Eficiencias de remoción que comparten los diagramas de turbiedad

Resultados	Coagulación convencional	Coagulación mejorada		
		Exceso de coagulante	Disminución de pH	Aumento de pH
Remoción (%)	Máx. 90	Máx. 50*	Máx. 90	Máx. 90
Rango de pH (UND)	6,6 - 6,9	5,5 - 6,5	4,0 - 5,0; 5,0 - 6,7	7,0 - 9,0
Dosis (mg/L)	4,0 - 16	30 - 65	4,0 - 20; 4,0 - 6,0	4,0 - 65

*Solo para las concentraciones 500 y 1.500 µg/L. Para la concentración de 1.000 µg/L la eficiencia de remoción varió de <50 - 90 %.

En general, la zona más amplia y de mayor remoción correspondió a pH básicos y dosis altas (barrido), seguida de pH ácidos y dosis bajas (adsorción-neutralización). La zona de menos remoción fue a pH neutros y dosis medias-altas (barrido-neutralización). Tanto la coagulación convencional como la coagulación mejorada fueron eficientes para la remoción de turbiedad.

Los diagramas de turbiedad evidenciaron los buenos resultados que presentó el ACH sin modificadores de pH a dosis bajas, por el contrario, al agregar altas dosis de coagulante, la eficiencia del tratamiento disminuyó, alcanzando remociones menores al 50 %. Según Zhan et al. (2010) quienes realizaron ensayos con PAC (Policloruro de Aluminio), un polímero inorgánico como el ACH, cuando se agregan dosis excesivas de coagulante, la carga positiva de los flóculos y la interacción de repulsión entre los mismos aumenta (inversión de la carga), reestabilizando y dispersando los flóculos (resuspensión del material coloidal), lo cual coincide con el comportamiento del ACH en este estudio. En la Tabla 16 se presentan algunos estudios reportados por diferentes autores para la remoción de turbiedad utilizando coagulantes polimerizados a base de aluminio como el ACH.

Tabla 16. Estudios para la remoción de turbiedad con coagulantes polimerizados

Dosis (mg/L)	pH (Unidades)	Remoción (%)	Autores
12	7,0 - 8,0	80	Kumar & Balasundaram (2017)
4,0 y 10	8,0	98	Mazloomi, Ghodsei, Amraei, & Bonyadi (2018)
7 - 15	8,1 - 7,7	94 - 96	Yang, Gao, & Yue (2010)
10	7,0	96	Zand & Hoveidi (2015)
10	7,6	93	Cerón (2016)

Considerando los resultados reportados en la Tabla 16, se encontró que este tipo de coagulantes remueven entre el 80 - 98% de turbiedad, utilizando bajas dosis de coagulante (< 15 mg/L), coincidiendo con los resultados de este estudio.

7.3.2 Diagrama de Color Verdadero

A continuación, se presenta en la Figura 21 los tres diagramas de color verdadero realizados para las diferentes concentraciones de atrazina.

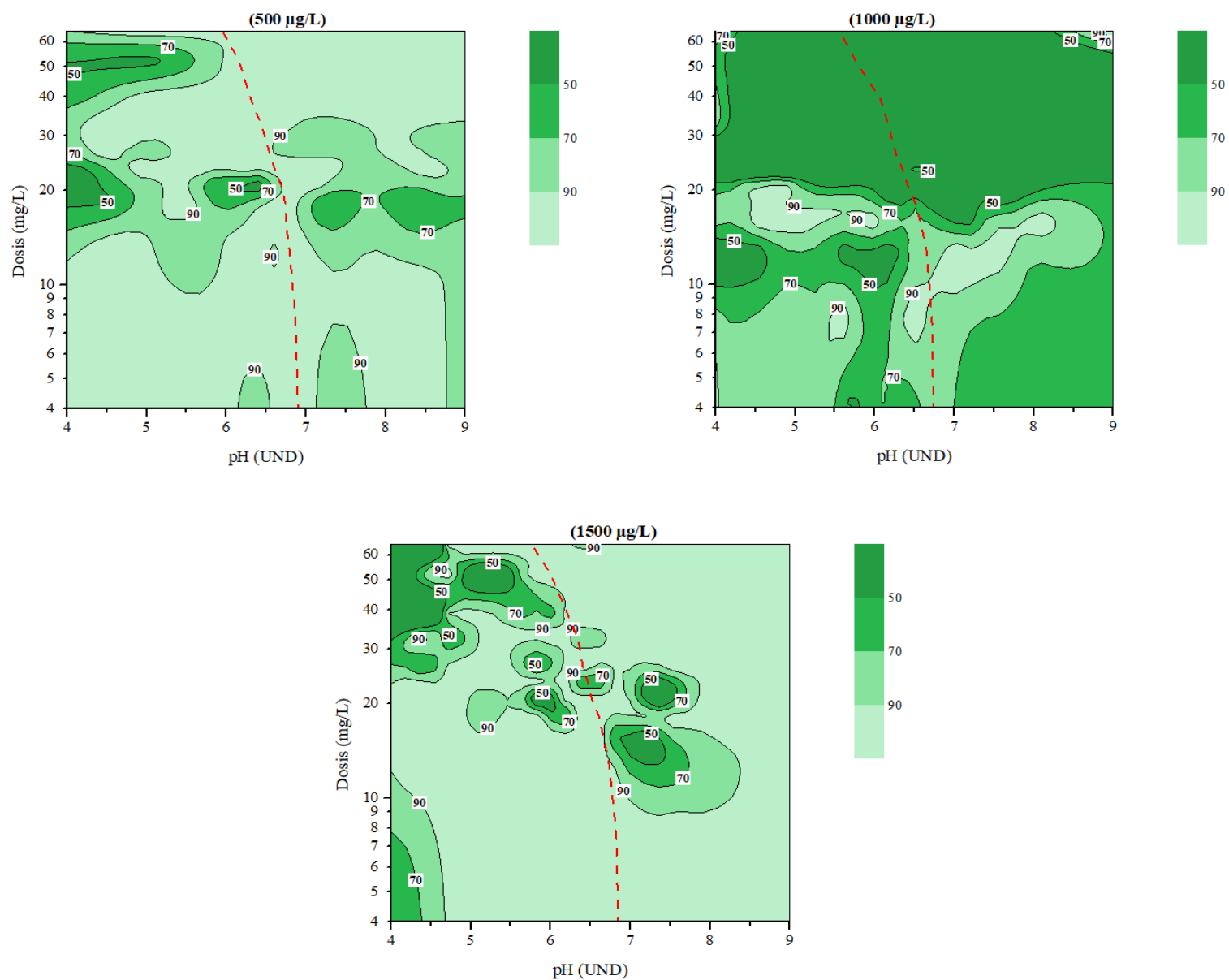


Figura 21. Diagramas de coagulación de ACH para la remoción de color verdadero (500, 1.000 y 1.500 µg/L de atrazina)

- **Diagrama de Color Verdadero 1 (500 µg/L de atrazina)**

Analizando el diagrama, para coagulación convencional y para dosis de coagulante en exceso del requerido, se obtuvieron eficiencias mayores al 90 % ($\approx 0,3$ UPC). Para la zona ácida entre los pH 4,0 - 6,8 UND y dosis hasta de 9,0 mg/L se obtuvieron eficiencias mayores al 90 % y para dosis mayores, entre 23 - 40 mg/L con pH 4,0 - 6,3 UND predominó este mismo rango de remoción. Para la zona básica, predominaron eficiencias mayores al 90 % entre los pH de 7,0 - 9,0 UND, para las dosis entre 33 - 65 mg/L y 4,0 - 10 mg/L. La zona con menor remoción se encontró principalmente en la zona de pH ácidos con altas dosis de coagulante, presentando eficiencias menores al 50 %. La coagulación mejorada y convencional obtuvieron las mismas eficiencias de remoción para el color verdadero.

- **Diagrama de Color Verdadero 2 (1.000 µg/L)**

Al realizar coagulación convencional, se obtuvieron eficiencias de remoción entre el 70 - >90 % ($\approx 0,3$ UPC) con dosis de coagulante menores a 16 mg/L. Mientras que al adicionar dosis en exceso del requerido las remociones fueron menores al 50 %. Para la zona ácida, en el rango 4,0 - 5,5 UND y dosis hasta de 10 mg/L, se obtuvieron eficiencias entre 70 - 90 %. En la zona básica predominaron eficiencias mayores al 70 % entre los pH de 7,0 - 9,0 UND con dosis entre 12 - 16 mg/L. La zona con peor resultado se presentó con dosis mayores a 23 mg/L en el rango de pH 4,0 - 9,0 UND. La coagulación mejorada, aumentando o disminuyendo el pH del agua, presentó la misma eficiencia de remoción de color verdadero, que la coagulación convencional.

A diferencia de los otros dos diagramas (500 y 1.500 µg/L de atrazina), el diagrama de color verdadero para la concentración de 1.000 µg/L presentó resultados inesperados y difíciles de observar, a partir de dosis superior a 23 mg/L para todo el rango de pH (<50 % de remoción de color verdadero). Este comportamiento estuvo posiblemente asociado al deterioro de la celda utilizada para la medición de este parámetro, la calidad del filtro o fallas del equipo y/o la persona encargada de la medición.

- **Diagrama de Color Verdadero 3 (1.500 µg/L)**

La coagulación convencional presentó remociones mayores al 90 % ($\approx 0,4$ UPC) para dosis entre 4,0 - 10 mg/L. En condición de dosis de coagulante en exceso, predominaron eficiencias mayores al 90 %. Para la zona ácida, con pH entre 4,4 - 6,7 UND y dosis menores a 16 mg/L predominaron eficiencias mayores al 90 %. Para la zona básica, con pH entre 7,0 - 9,0 UND y dosis entre 4,0 - 9,0 mg/L y 26 - 65 mg/L se alcanzaron eficiencias mayores al 90 %. La zona de menor remoción se presentó con dosis altas y pH ácidos donde se removió menos del 50 %. La coagulación mejorada y convencional presentaron las mismas eficiencias de remoción para el color verdadero.

- **Comparación de los diagramas de color verdadero**

Analizando los tres diagramas de coagulación para la remoción de color verdadero, se presenta en la Tabla 17, un resumen de las zonas de remoción que comparten estos diagramas.

Tabla 17. Eficiencias de remoción que comparten los diagramas de color verdadero

Resultado	Coagulación convencional	Coagulación mejorada		
		Exceso de coagulante	Disminución del pH	Aumento del pH
Remoción (%)	Máx. 90	Máx. 90*	Máx. 90	Máx. 90**
Rango de pH (Unidades)	6,6 - 6,9	5,5 - 6,5	4,4 - 5,5	7,0 - 9,0
Dosis (mg/L)	4,0 - 16	30 - 65	4,0 - 10	4,0 - 9,0; 33 - 65

*Solo para las concentraciones 500 y 1.500 µg/L. Para la concentración de 1.000 µg/L la eficiencia de remoción no superó el 50 %.

**Solo para las concentraciones 500 y 1.500 µg/L. Para la concentración de 1.000 µg/L y dosis entre 33 - 65 mg/L ACH la eficiencia de remoción no superó el 50 %.

En general, la zona más amplia y de mayor remoción correspondió a pH ácidos y dosis bajas (adsorción-neutralización), seguida de pH básicos y dosis altas (barrido). Las zonas con menor remoción para los tres diagramas se encontraron principalmente a pH ácidos con altas dosis de coagulante. La coagulación mejorada y convencional obtuvieron buenos resultados para la remoción de color verdadero.

Es importante reconocer que el efecto de la coagulación sobre la remoción de este parámetro no fue tan visible, debido al bajo color verdadero inicial que presentó el agua dopada (< 12 UPC), lo cual dificultó definir las zonas de máxima eficiencia y observar diferencias significativas entre los diagramas, a diferencia de otros estudios, con un elevado color inicial (100 - 900 UPC), donde se logra observar la remoción de color verdadero entre los diagramas (Edwards & Amirtharajah, 1985).

En la Tabla 18 se presentan algunos estudios reportados por diferentes autores para la remoción de color utilizando coagulantes polimerizados a base de aluminio como el ACH.

Tabla 18. Estudios para la remoción de color con coagulantes polimerizados

Dosis (mg/L)	pH (Unidades)	Remoción (%)	Autores
8,0	5,0	92	Bakshi & Mokadam (2019)
20	8,2	70	Pontius (2018)
10	7,9	71	Cerón (2016)

Considerando los resultados reportados en la Tabla 18, se encontró que este tipo de coagulantes remueven entre el 70 - 92 % de color, utilizando bajas dosis de coagulante (< 20 mg/L), coincidiendo con los resultados de este estudio.

7.3.3 Diagramas de Absorbancia UV₂₂₃

A continuación, se presentan en la Figura 22 los tres diagramas de absorbancia UV₂₂₃ realizados para las diferentes concentraciones de atrazina.

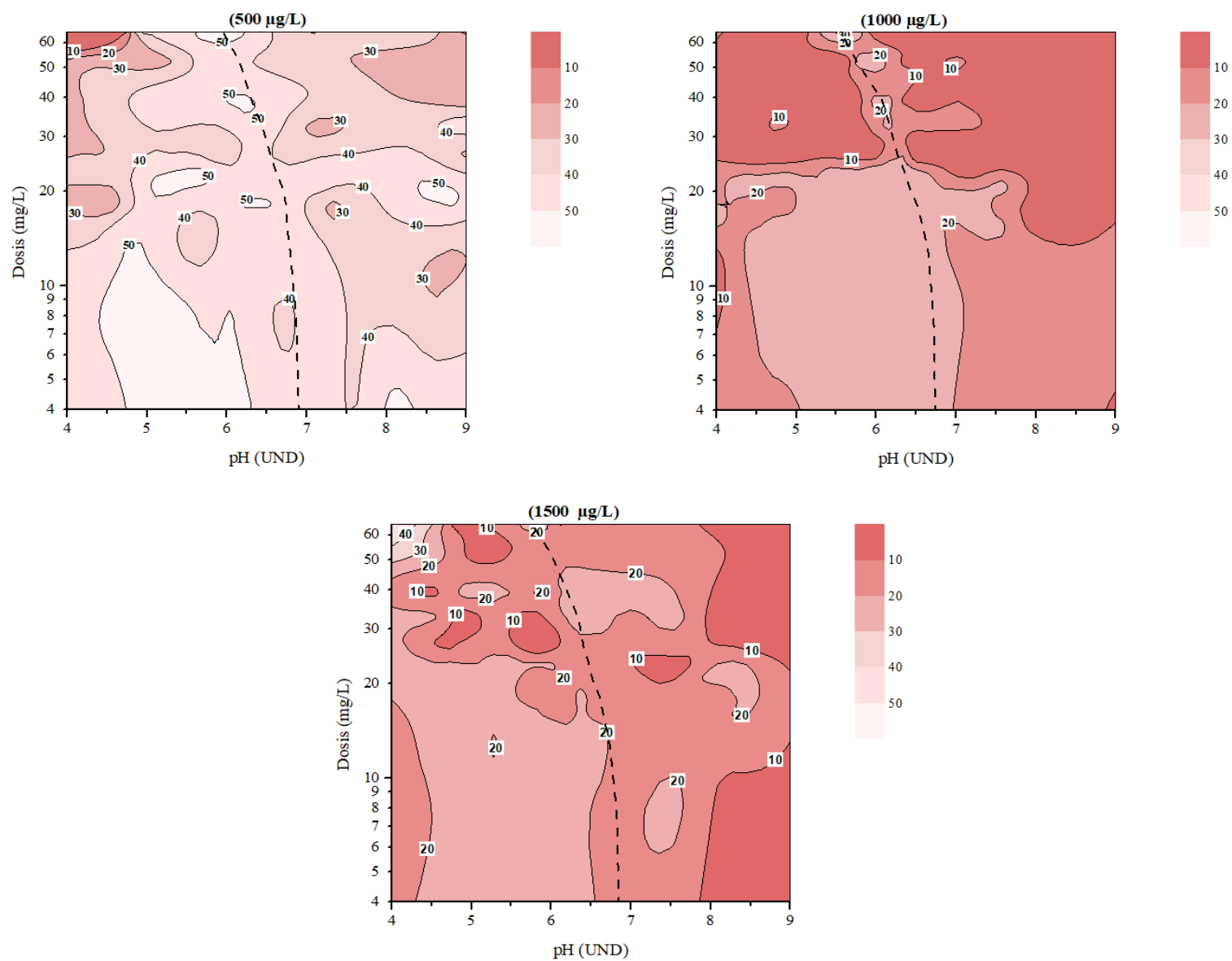


Figura 22. Diagramas de coagulación de ACH para la remoción de absorbancia UV_{223} (500, 1.000 y 1.500 µg/L de atrazina)

- **Diagrama de absorbancia UV₂₂₃ 1 (500 µg/L)**

La coagulación convencional alcanzó eficiencias de remoción entre el 40 - 50 % para dosis hasta 12 mg/L y aplicando dosis de coagulante en exceso del requerido se removi6 del 40 - 55 % para dosis entre 30 - 65 mg/L. Para la zona 6cida, la mayor remoci6n se encontr6 entre los pH de 4,4 - 6,3 UND con dosis hasta 13 mg/L, predominaron remociones entre el 50 - 55 % y para el rango de pH 5,0 - 6,5 UND con dosis entre 18 - 23 mg/L se alcanzaron remociones entre 40 - 55 %. En la zona b6sica la mayor remoci6n se encontr6 entre los pH 7,0 - 8,5 UND y dosis menores a 16 mg/L, obteniendo eficiencias del 30 - 55 %. Las zonas de menor remoci6n correspondieron a los pH 4,0 - 5,0 UND y dosis > 50 mg/L obteniendo eficiencias menores al 10 %. La coagulaci6n mejorada, aument6 la eficiencia de remoci6n de la absorbancia UV₂₂₃ (atrazina) en un 5,0 %, en comparaci6n a la coagulaci6n convencional.

- **Diagrama de absorbancia UV₂₂₃ 2 (1.000 µg/L)**

La coagulaci6n convencional alcanz6 remociones entre el 20 - 30 % con dosis menores a 16 mg/L y para dosis de coagulante en exceso del requerido, se obtuvieron remociones entre el 10 - 30 % con dosis de 30 - 65 mg/L. En la zona 6cida, entre los pH 4,4 - 6,6 UND y dosis menores a 16 mg/L se obtuvieron remociones entre el 20 - 30 %. En la zona b6sica, para un rango de pH de 7,0 - 8,0 UND con dosis menores a 20 mg/L, se removi6 del 10 - 30 %. Las zonas con menores remociones correspondieron a dosis superiores a 26 mg/L y pH entre 4,0 - 5,2 UND, y a su vez, para pH entre 7,5 - 9,0 UND con dosis mayores a 26 mg/L. La coagulaci6n mejorada y convencional presentaron las mismas eficiencias de remoci6n para la absorbancia UV₂₂₃.

- **Diagrama de absorbancia UV₂₂₃ 3 (1.500 µg/L)**

El diagrama de coagulaci6n evidenci6 que utilizando coagulaci6n convencional se obtuvieron remociones entre el 10 - 20 % con dosis menores a 10 mg/L y en la adici6n de coagulante en exceso del requerido, se obtuvieron remociones del 10 - 30 % con dosis del 30 - 65 mg/L. Para la zona 6cida, con un rango de pH 4,4 - 6,5 UND y dosis hasta 16 mg/L, se alcanz6 del 20 - 30 % de remoci6n. En la zona b6sica, para un pH entre 7,0 - 7,8 UND con una dosis hasta 18 mg/L, el porcentaje de remoci6n fue del 10 - 30 %. La zona que present6 peores eficiencias correspondi6 a pH superior a 8,0 UND y dosis menores a 10 mg/L, as6 mismo, para el mismo pH y dosis entre 30 - 65 mg/L, alcanz6 valores por debajo del 10 % de remoci6n. La coagulaci6n mejorada aument6 la eficiencia de remoci6n de la absorbancia UV₂₂₃ (atrazina) en un 10 %, en comparaci6n a la coagulaci6n convencional.

- **Comparaci6n de los diagramas de absorbancia UV₂₂₃**

Analizando los tres diagramas de coagulaci6n en t6rminos de absorbancia UV₂₂₃, se presenta en la Tabla 19, un resumen de las zonas de remoci6n que comparten estos diagramas.

Tabla 19. Eficiencias de remoción que comparten los diagramas de absorbancia UV₂₂₃

Resultado	Coagulación convencional	Coagulación mejorada		
		Exceso de coagulante	Disminución de pH	Aumento de pH
Remoción (%)	10 - 50	10 - 55	20 - 55	10 - 50
Rango de pH (Unidades)	6,6 - 6,9	5,5 - 6,5	4,4 - 6,3	7,0 - 7,8
Dosis (mg/L)	4,0 - 16	30 - 65	4,0 - 13	4,0 - 20

En general, la zona más amplia y de mayor remoción correspondió a pH ácidos y dosis bajas (adsorción-neutralización), seguida de unas pequeñas zonas de buena remoción generadas al aplicar dosis de coagulante en exceso del requerido. Estudios realizados por Zhan et al (2010) encontraron que cuanto mayor es la dosis de coagulante (PAC) aplicada, mejor será la eficiencia de remoción de materia orgánica natural, lo cual soporta lo anteriormente mencionado. Los porcentajes de remoción más bajos se presentaron principalmente con dosis altas (> 26 mg/L) y pH muy ácidos o muy básicos.

Es importante destacar que para la concentración más baja de atrazina (500 µg/L) se alcanzó una remoción hasta del 55 %, mientras que para los otros diagramas estuvo alrededor del 30 %. Posiblemente al existir una mayor concentración de atrazina para la misma capacidad de adsorción del coagulante (limitada por la cantidad MON), el porcentaje de remoción será menor.

La eficiencia de remoción que se pudo lograr por medio de la coagulación mejorada para eliminar la materia orgánica o cierto compuesto en particular (atrazina), está condicionada por factores externos como las condiciones de mezcla, el tipo y dosis de coagulante, el pH, la temperatura, las partículas, la presencia de divalentes, cationes y aniones, así como las propiedades intrínsecas de la materia orgánica (tamaño, carga, funcionalidad e hidrofobicidad), en este caso atrazina (Matilainen, Vepsäläinen, & Sillanpää, 2010).

El pH de coagulación es un factor importante en la remoción de atrazina, estudios reportados por Wang, Guo, Yang, Tao, & Xing (2011) y Ahmad & Rahman (2009) encontraron que, a través de interacciones iónicas, las sustancias húmicas, poseen mayor potencial para la adsorción de atrazina principalmente a pH más bajos, afectando la configuración y densidad de carga de las moléculas (Rigobello, Di Bernardo, Di Bernardo, & Vieira, 2011), lo cual concuerda con los resultados obtenidos.

La energía de mezcla es otro factor importante en la eficiencia de la remoción de atrazina. Según estudios realizados por Zhang & Emary (1999), la energía de mezcla debe ser tan alta como la capa de floc resista antes de generar la resuspensión y así propiciar la remoción de atrazina, para el caso de estudio, no se evaluó la influencia de este parámetro.

Considerando sus características intrínsecas, la atrazina es un compuesto orgánico sintético de ligera solubilidad en el agua (33 mg/L a 20°C) (Cejudo, Velázquez, & Rodríguez, 2009) con un coeficiente de partición (Log D) de 2,55 (Saranjampour, Vebrosky, & Armbrust, 2017), clasificándola como un compuesto moderadamente hidrofóbico (2 < Log D < 3,2) (Tadkaew, 2010).

La hidrofilia de los compuestos es un factor que influye en la eficiencia de los procesos de tratamiento. Según Ghernaout (2013), para el caso de la coagulación-floculación, se remueve más fácilmente los compuestos hidrofóbicos como la atrazina (moderadamente hidrofóbica), sin embargo, otros factores como la heterogeneidad estructural que posee este plaguicida (estructura química heterocíclica con anillos de carbono y nitrógeno) (Sunan & Aris, 2008) y su masa molar de 215,68 g/mol, es catalogada según Tadros & Gregory (1993) como un compuesto de baja masa molar (< 1.000 g/mol), lo cual dificulta su remoción del agua por medio de esta tecnología, donde prima la remoción de materia orgánica de gran masa molar.

Por otro lado, las experiencias de remoción de atrazina por medio de coagulación mejorada son limitadas. Se puede mencionar las pruebas realizadas por Sunan & Aris (2008) en las cuales se utilizó la coagulación mejorada para la remoción de triazina (50 $\mu\text{g/L}$), un pesticida del cual se deriva la atrazina. El ensayo se dividió en dos etapas; la primera consistió en aplicar Alumbre con dosis desde 10 mg/L hasta 50 mg/L, obteniendo una remoción máxima del 29,6 % (26 mg/L; pH: 6,89 UND); En la segunda etapa, se varió el pH entre 5,5 - 8,5 UND a la dosis óptima determinada en la primera parte (26 mg/L), obteniendo una remoción máxima del 5,6 % (pH: 7,9 UND). Los resultados de la primera etapa se asemejan a los valores obtenidos en este trabajo de grado, mientras que la segunda etapa difiere de los mismos. Cabe notar que los resultados en la variación del pH no son del todo comparables, debido a que se realizaron pocas pruebas y no fue posible establecer un rango de pH para la remoción de la triazina.

Por otra parte, Zhang & Emary (1999) evaluaron la eficiencia de remoción de atrazina (12 $\mu\text{g/L}$) por medio de coagulación mejorada, empleando dosis de Alumbre de 3,5 a 20,5 mg/L y ajustando el pH de 5,6 a 6,6 UND. La máxima remoción obtenida fue del 5% (6 mg/L; pH: 5,8 UND). Al igual que el estudio realizado por Sunan & Aris (2008), los resultados de coagulación mejorada no se asemejan a lo obtenido en este trabajo de investigación y no son del todo comparables, debido a la poca cantidad de pruebas realizadas.

Comparando las zonas donde se alcanzaron los valores máximos de remoción de atrazina en los anteriores estudios con lo reportado en esta investigación, se puede decir que a pH básico (7,9 UND) y una dosis de 26 mg/L de coagulante, se obtuvieron remociones máximas entre el 10 % y 50% dependiendo de la concentración inicial de atrazina dopada, sin embargo, esta no fue una zona óptima de remoción para los tres diagramas de coagulación. En el caso de la zona ácida (pH: 5,8 UND) y dosis de 6,0 mg/L, esta fue una zona óptima de remoción de atrazina para los tres diagramas de coagulación, obteniendo eficiencias máximas entre 30 - 55 %.

Finalmente, Zou et al. (2014) realizaron coagulación mejorada, aplicando Policloruro de Aluminio (PAC) en exceso del requerido (30, 40, 50 y 60 mg/L), utilizando agua cruda de un reservorio en el norte de China, la cual fue dopada con 100 $\mu\text{g/L}$ de atrazina. El porcentaje de remoción de este plaguicida varió del 9,0 - 16 % y la turbiedad tuvo un comportamiento homogéneo alrededor del 80 % para todas las dosis. Para este estudio, con dosis de coagulante en exceso del requerido (30, 40, 50 y 60 mg/L), se obtuvieron remociones entre el 10 y 55 % para las diferentes concentraciones de atrazina, superando los resultados obtenidos Zou et al., sin embargo, la turbiedad se vio comprometida, obteniendo máximo 50 % de remoción.

- **Comparación entre los diagramas de turbiedad, color verdadero y UV₂₂₃**

Analizando los diagramas para los tres parámetros evaluados, se presenta en la Tabla 20, un resumen de las zonas de remoción en común.

Tabla 20. Eficiencias de remoción que comparten los parámetros de estudio

Resultados	Coagulación convencional	Coagulación mejorada		
		Exceso de coagulante	Disminución del pH	Aumento del pH
Remoción de Turbiedad (%)	Máx. 90	Máx. 50*	Máx. 90	Máx. 90
Remoción de Color Verdadero (%)	Máx. 90	Máx. 90**	Máx. 90	Máx. 90
Remoción de Absorbancia UV ₂₂₃ (%)	10 - 50	10 - 55	20 - 55	10 - 50
Rango pH de coagulación (UND)	6,6 - 6,9	5,5 - 6,5	4,4 - 5,0	7,0 - 7,8
Rango concentración ACH (mg/L)	4,0 - 16	30 - 65	4,0 - 10	4,0 - 10

* Solo para las concentraciones 500 y 1.500 µg/L. Para la concentración de 1.000 µg/L la eficiencia de remoción varió de <50 - 90 %

**Solo para las concentraciones 500 y 1.500 µg/L. Para la concentración de 1.000 µg/L la eficiencia de remoción no superó el 50 %.

De acuerdo con los resultados obtenidos en la Tabla 20, se evidenció que al utilizar ACH como coagulante, la coagulación convencional y el aumento del pH inicial del agua (coagulación mejorada), son las mejores opciones desde el punto de vista operativo y económico para la remoción conjunta de turbiedad, color verdadero y absorbancia UV₂₂₃ (atrazina), ya que se requieren dosis bajas de coagulante y/o un leve aumento del pH.

Según los resultados, el ACH tuvo un buen comportamiento para la remoción de estos tres parámetros. Estudios reportados por Yonge (2012), el cual realizó una evaluación de diferentes coagulantes, concluyó que el ACH es el coagulante más eficiente para la remoción de color, turbiedad y COD (carbono orgánico disuelto) principalmente a dosis bajas, soportando los resultados de esta investigación.

Al realizar coagulación mejorada aplicando exceso de coagulante, se obtuvieron remociones considerables de absorbancia UV₂₂₃ (atrazina), sin embargo, la eficiencia de remoción de turbiedad se afectó considerablemente. Esta alternativa sería inviable desde el punto de vista operativo, ya que puede comprometer el buen funcionamiento de las unidades posteriores, sin considerar el incremento de los costos al aplicar altas dosis de coagulante.

La condición que presentó mejores remociones de absorbancia UV₂₂₃ (atrazina) correspondió a la disminución del pH y dosis bajas de coagulante (coagulación mejorada). Considerando que el ACH es un coagulante que no varía de manera significativa el pH del agua, se requeriría aplicar una elevada cantidad de ácido para alcanzar el pH deseado. Esta opción sería inviable desde el punto de vista operativo, sin considerar los problemas de corrosión que podrían afectar las unidades de la planta. Estudios realizados por Ghernaout, Ghernaout, & Kellil (2009) encontraron que la eliminación de MON fue mejor a un pH ácido de 5,5 UND comparándolo con el pH inicial del agua, así mismo, la coagulación mejorada redujo la cantidad de coagulante empleado debido al ácido sulfúrico dosificado. Por otro lado Hussain et al. (2013) encontró que la dosis óptima de

remoción de materia orgánica disuelta (MOD) con Policloruro de Aluminio, se presentó a 11 mg/L de coagulante y un pH ácido de 6,0 UND.

Finalmente, la implementación y operación de la coagulación mejorada en una planta de tratamiento convencional, no implicaría grandes inversiones de capital e infraestructura (instalación de un sistema de dosificación de ácido base previo a la cámara de mezcla rápida). Cabe resaltar que la coagulación mejorada es un complemento al tratamiento, mas no una solución definitiva.

8. CONCLUSIONES

La revisión sistemática de literatura para determinar las concentraciones de atrazina presentes en cuerpos de agua superficial a nivel mundial, evidenció que a pesar de los esfuerzos de algunos países de restringir o prohibir el uso de este herbicida, aún se presentan concentraciones de atrazina en cuerpos de agua superficial desde 0,00044 hasta 250 µg/L, que sobrepasan las recomendaciones estipuladas por la OMS para agua de consumo humano (< 2 µg/L). En este sentido, los países deben realizar esfuerzos mancomunados para erradicar este tipo de sustancias que afectan el ambiente y la salud humana. En los monitoreos realizados en el río Cauca, se encontraron de manera indirecta valores menores a 5 µg/L de atrazina, asociados posiblemente a los cultivos presentes en la cuenca del río que utilizan este herbicida.

Las máximas remociones de absorbancia UV_{223} (atrazina) alcanzadas en este estudio fueron del 55 %, 30 % y 30 % para las tres concentraciones iniciales de atrazina dopada 500 µg/L, 1.000 µg/L y 1.500 µg/L respectivamente, las cuales se presentaron a dosis bajas de coagulante y pH ácidos (4,0 - 10 mg/L de ACH y pH: 4,4 - 5,0 UND), correspondiente al mecanismo de adsorción-neutralización.

El proceso de coagulación mejorada con ACH redujo significativamente la turbidez y color verdadero presentes en el agua, con eficiencias máximas del 90 % para los dos parámetros, así mismo, la remoción de atrazina, representada en este estudio en términos de absorbancia UV_{223} , presentó buenos resultados (Máx. 55 %).

La aplicación de coagulante en exceso del requerido (30 - 65 mg/L ACH - pH: 5,5 - 6,5 UND) presentó buenos resultados en la remoción de absorbancia UV_{223} , sin embargo, comprometió la calidad del agua en términos de turbiedad, por lo tanto, desde el punto de vista operativo, las mejores opciones para remover atrazina, sin comprometer la remoción de turbiedad y color verdadero, correspondieron al aumento del pH del agua (4,0 - 10 mg/L ACH - pH: 7,0 - 7,8 UND) o la aplicación de coagulación convencional (4,0 - 16 mg/L ACH). La coagulación mejorada aplicando exceso de coagulante o disminuyendo el pH del agua, aumentó la eficiencia de remoción de la absorbancia UV_{223} (atrazina) en un 5,0 %, en comparación a la coagulación convencional.

9. RECOMENDACIONES

Se recomienda revisar la Resolución Colombiana 2115/2007 con el fin de actualizar el artículo 8º correspondiente a las concentraciones máximas aceptables de plaguicidas, las cuales no se expresen en términos de la suma total de plaguicidas ($< 0,1 \text{ mg/L}$), sino en un listado detallado de los valores máximos aceptables de los principales contaminantes que son de interés sanitario, siguiendo las recomendaciones de la OMS.

Realizar el monitoreo de la fuente hídrica en diferentes temporadas del año (tiempo seco y lluvioso), con el propósito de analizar la variación de los parámetros de calidad y el comportamiento de la concentración de la atrazina según las condiciones de la fuente.

Realizar la variación del gradiente de velocidad y tiempo de mezcla en los ensayos de jarras, según el tipo de agua, con el fin de establecer las condiciones óptimas de clarificación para remover en mayor medida la concentración de atrazina.

Considerando que en este estudio se analizó la remoción de atrazina en términos de absorbancia UV_{223} , se recomienda en futuras investigaciones, medir la concentración de atrazina directamente con el fin de aumentar la precisión en los resultados.

Profundizar en la combinación de otros tratamientos posteriores a la etapa de clarificación con coagulación mejorada, como la filtración y la cloración y/o procesos avanzados de tratamiento como la adsorción con carbón activado, con el fin de evaluar su eficiencia en la eliminación de atrazina.

Evaluar el proceso de coagulación mejorada en la remoción de atrazina, utilizando condiciones de turbiedad media y alta

Para la implementación de estas alternativas en una planta de tratamiento sería conveniente la realización de un estudio de análisis de costo beneficio, con el fin de evaluar la viabilidad económica de esta tecnología frente a otras.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahmad, R., & Rahman, A. (2009). Sorption Characteristics of Atrazine and Imazethapyr in Soils of New Zealand: Importance of Independently Determined Sorption Data. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57(22), 10866–10875. doi:10.1021/jf901365j
- Alcaldía de Santiago de Cali. (2017). Datos de Cali y el Valle del Cauca. Recuperado el 23 de enero de 2019, a partir de http://www.cali.gov.co/gobierno/publicaciones/227/datos_de_cali_y_el_valle_del_cauca/
- Alexander, J., Hai, F., & Al-aboud, T. (2012). Chemical coagulation-based processes for trace organic contaminant removal: Current state and future potential. *Journal of Environmental Management*, 111, 195–207. doi:10.1016/J.JENVMAN.2012.07.023
- Allinson, G., Zhang, P., Bui, A., Allinson, M., Rose, G., Marshall, S., & Pettigrove, V. (2015). Pesticide and trace metal occurrence and aquatic benchmark exceedances in surface waters and sediments of urban wetlands and retention ponds in Melbourne, Australia. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(13), 10214–10226. doi:10.1007/s11356-015-4206-3
- American Public Health Association-APHA, Water Environment Federation-WE, Baird, R., Eaton, A., Rice, E., & Bridgewater, L. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.
- American Water Works Association-AWWA. (2008). *Water Quality. Ross Tech: The Poultry Site*. American Water Works Association. doi:/10.1093/jac/dki383
- Amirtharajah, A. (1987). Seminario Internacional sobre Tecnología Simplificada para potabilización del agua Acodal. Cali, Colombia.
- Antić, N., Radišić, M., Radović, T., Vasiljević, T., Grujić, S., Petković, A., ... Laušević, M. (2015). Pesticide Residues in the Danube River Basin in Serbia - a Survey during 2009-2011. *Clean - Soil, Air, Water*, 43(2), 197–204. doi:10.1002/clen.201200360
- Aragonés, P., Mendoza, J., Bes, A., García, M., & Parra, E. (2009). Application of multicriteria decision analysis to jar-test results for chemicals selection in the physical-chemical treatment of textile wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 164(1), 288–295. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.08.046
- Arboleda, J. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Mac-Graw Hill. Recuperado a partir de <https://books.google.com.co/books?id=QvAwAAAACAAJ&dq=Teoría+y+práctica+de+la+purificación+del+agua.+III+ed.&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwjur5mBveTdAhWE61MKHRAnB2wQ6AEIRDAF>
- Arlos, M., Bragg, L., Parker, W., & Servos, M. (2015). Distribution of selected antiandrogens and pharmaceuticals in a highly impacted watershed. *Water Research*, 72, 40–50. doi:10.1016/j.watres.2014.11.008
- Asociación de Cultivadores de Caña de Azúcar-Asocaña. (2009). *Informe Anual Sector Azucarero de Colombia*.
- Bakshi, A., & Mokadam, A. (2019). Effects of New Era Coagulants on Properties of Industrial Wastewater: An Overview. *International Research Journal of Engineering and Technology*, 06(02), 269–275. Recuperado a partir de www.irjet.net
- Baldwin, A., Corsi, S., De Cicco, L., Lenaker, P., Lutz, M., Sullivan, D., & Richards, K. (2016). Organic contaminants in Great Lakes tributaries: Prevalence and potential aquatic toxicity. *Science of the Total Environment*, 554–555, 42–52. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.137
- Bartlett, A., Struger, J., Grapentine, L., & Palace, V. (2016). Examining impacts of current-use

- pesticides in Southern Ontario using in situ exposures of the amphipod *Hyalella azteca*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(5), 1224–1238. doi:10.1002/etc.3265
- Bérubé, V., Boily, M., DeBlois, C., Dassylva, N., & Spear, P. (2005). Plasma retinoid profile in bullfrogs, *Rana catesbeiana*, in relation to agricultural intensity of sub-watersheds in the Yamaska River drainage basin, Québec, Canada. *Aquatic Toxicology*, 71(2), 109–120. doi:10.1016/j.aquatox.2004.10.018
- Boily, M., Bé Rubé, V., Spear, P., Deblois, C., & Dassylva, N. (2005). Hepatic retinoids of bullfrogs in relation to agricultural pesticides. 1099 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(5), 1099–1106. Recuperado a partir de <https://pdfs.semanticscholar.org/3a1e/8823a8f3e6949a628b9b94a5e693f840c977.pdf>
- Bonanse, R., Amé, M., & Wunderlin, D. (2013). Determination of priority pesticides in water samples combining SPE and SPME coupled to GC-MS. A case study: Suquia River basin (Argentina). *Chemosphere*, 90(6), 1860–1869. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.10.007
- Botelho, R., Monteiro, S., Christofoletti, C., Moura-Andrade, G., & Tornisielo, V. (2015). Environmentally Relevant Concentrations of Atrazine and Ametrine Induce Micronuclei Formation and Nuclear Abnormalities in Erythrocytes of Fish. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 69(4), 577–585. doi:10.1007/s00244-015-0171-6
- Botta, F., Fauchon, N., Blanchoud, H., Chevreuil, M., & Guery, B. (2012). Phyt'Eaux Cités: Application and validation of a programme to reduce surface water contamination with urban pesticides. *Chemosphere*, 86(2), 166–176. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.10.005
- Bueno, K. (2014). *Evaluación del proceso de estabilización del pH del agua tratada del río Cauca*. Universidad del Valle. Recuperado a partir de <http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/10893/7650/1/7720-0446364.pdf>
- Bueno, K., Pérez, A., & Torres, P. (2014). Identificación de peligros químicos en cuencas de abastecimiento de agua como instrumento para la evaluación del riesgo. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 13(24), 59–75. Recuperado a partir de <http://www.scielo.org.co/pdf/rium/v13n24/v13n24a05.pdf>
- Bussan, D., Ochs, C., Jackson, C., Anumol, T., Snyder, S., & Cizdziel, J. (2017). Concentrations of select dissolved trace elements and anthropogenic organic compounds in the Mississippi River and major tributaries during the summer of 2012 and 2013. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(2), 2–18. doi:10.1007/s10661-017-5785-x
- Cao, W., Yang, B., Qi, F., Qian, L., Li, J., Lu, L., & Xu, Q. (2017). Simple and sensitive determination of atrazine and its toxic metabolites in environmental water by carboxyl modified polyacrylonitrile nanofibers mat-based solid-phase extraction coupled with liquid chromatography-diode array detection. *Journal of Chromatography A*, 1491, 16–26. doi:10.1016/j.chroma.2017.02.035
- Carabias, R., Rodríguez, E., Fernández, M., Calvo, L., & Sánchez, F. (2003). Evolution over time of the agricultural pollution of waters in an area of Salamanca and Zamora (Spain). *Water Research*, 37(4), 928–938. doi:10.1016/S0043-1354(02)00366-4
- Carlson, K., Via, S., Bellamy, B., & Carlson, M. (2000). Secondary effects of enhanced coagulation and softening. *Journal / American Water Works Association*, 92(6), 63–75. doi:10.1002/j.1551-8833.2000.tb08960.x
- Cejudo, E., Velázquez, A., & Rodríguez, R. (2009). *Adsorption of atrazine in circular section of roots of three wetland plants*. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* (Vol. 8). Recuperado a partir de www.amidiq.org
- Centro Nacional de Producción más Limpia Universidad Pontificia Bolivariana y EMPA para el

- Ministerio de Minas y Energía-CUE. (2012). *Evaluación del ciclo de vida de la cadena de producción de biocombustibles en Colombia*. Medellín, Colombia. Recuperado a partir de https://www.minenergia.gov.co/documents/10180/488888/Capitulo_2_ACV_final.pdf/1b6d5aec-702c-40b5-ac0a-eb4a564dd72e
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente-CEPIS. (2004). *Tratamiento de agua para consumo humano - Plantas de filtración rápida*. Lima, Peru.
- Cerejeira, M., Viana, P., Batista, S., Pereira, T., Silva, E., Valério, M. J., ... Silva, A. (2003). Pesticides in Portuguese surface and ground waters. *Water Research*, 37(5), 1055–1063. doi:10.1016/S0043-1354(01)00462-6
- Cerón, V. (2016). *Estudio para la determinación y dosificación óptima de coagulantes en el proceso de clarificación de aguas crudas en la potabilización de aguas de la Empresa Empoobando E.S.P.* Universidad de Nariño, San Juan de Pasto, Colombia. Recuperado a partir de http://sired.udenar.edu.co/3769/1/tg_vcp.pdf
- Chèvre, N., Edler, P., Ortelli, D., Tatti, E., Erkman, S., & Rapin, F. (2008). Risk assessment of herbicide mixtures in a large European lake. *Environmental Toxicology*, 23(2), 269–277. doi:10.1002/tox.20337
- Chung, S., & Gu, R. (2003). Estimating time-variable transformation rate of atrazine in a reservoir. *Advances in Environmental Research*, 7(4), 933–947. doi:10.1016/S1093-0191(02)00098-9
- Claver, A., Ormad, P., Rodríguez, L., & Ovelheiro, J. (2006). Study of the presence of pesticides in surface waters in the Ebro river basin (Spain). *Chemosphere*, 64(9), 1437–1443. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.02.034
- Cogollo, J. (2011). Clarificación de aguas usando coagulantes polimerizados: caso del hidroxiclورو de aluminio. *Dyna*, 78(165), 18–27. Recuperado a partir de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49622372002>
- Consejo de la Unión Europea. Directiva 98/83. Relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, 330 Official Journal of the European Communities § (1998). Recuperado a partir de <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex:31998L0083>
- Consejo de la Unión Europea. Decisión de la comisión de 10 de marzo de 2004 relativa a la no inclusión de la atrazina en el anexo I de la Directiva 91/414/CEE del Consejo y a la retirada de las autorizaciones de los productos fitosanitarios que contengan esta sustancia activa, Diario oficial de la Unión Europea § (2004). Recuperado a partir de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32004D0248&from=EN>
- Cortés, E., & Barrios, C. (2010). Nuevo calendario de temporadas secas y lluviosas en el valle del río Cauca. *Carta Trimestral* 3 y 4, 4–6. Recuperado a partir de http://www.cenicana.org/pdf_privado/carta_trimestral/ct2010/ct3y4_10/ct3y4_10_p4-5.pdf
- Criquet, J., Dumoulin, D., Howsam, M., Mondamert, L., Goossens, J., Prygiel, J., & Billon, G. (2017). Comparison of POCIS passive samplers vs. composite water sampling: A case study. *Science of the Total Environment*, 609, 982–991. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.07.227
- Crozes, G., White, P., & Marshall, M. (1995). Enhanced coagulation: its effect on NOM removal and chemical costs. *American Water Works Association*, 87(1), 78–89. doi:10.1002/j.1551-8833.1995.tb06303.x
- Dalton, R., Pick, F., Boutin, C., & Saleem, A. (2014). Atrazine contamination at the watershed scale and environmental factors affecting sampling rates of the polar organic chemical integrative sampler (POCIS). *Environmental Pollution*, 189, 134–142. doi:10.1016/j.envpol.2014.02.028
- David, M., Gentry, L., Starks, K., & Cooke, R. (2003). Stream Transport of Herbicides and

- Metabolites in a Tile-Drained, Agricultural Watershed. *Environment Quality*, 32, 1790–1801. doi:10.2134/jeq2003.1790
- De Armas, E., Monteiro, R., Antunes, P., Dos Santos, M., De Camargo, P., & Abakerli, R. (2007). Spatial-temporal diagnostic of herbicide occurrence in surface waters and sediments of Corumbataí River and main affluents. *Quimica Nova*, 30(5), 1119–1127. doi:10.1590/S0100-40422007000500013
- De Gerónimo, E., Aparicio, V., Bárbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, S., & Costa, J. (2014). Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere*, 107, 423–431. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.01.039
- del Puerto Rodríguez, A., Suárez Tamayo, S., & Palacio Estrada, D. (2014). Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 52(3), 372–387. Recuperado a partir de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1561-30032014000300010
- Di Bernardo, L., & Di Bernardo, A. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. (R. Editora, Ed.). Brasil: Rima. Recuperado a partir de <https://books.google.com.co/books?id=w7QEKAACAAJ&dq=luiz+di+bernardo&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwi3t43vmozeAhVJ1kKHRJFDmYQ6AEILzAB>
- Di Bernardo, L., & Sabogal, L. (2009). *Seleção de tecnologias de tratamento de água*. LDIBE LTDA.
- Dragus, A., Beldean-Galea, M., Mihaiescu, R., Mihaiescu, T., & Ristoiu, D. (2012). Assessing impacts of triazine pesticides use in agriculture over the well water quality. *Environmental Engineering and Management Journal*, 11(2), 319–323.
- Du Preez, L., Jansen Van Rensburg, P., Jooste, A., Carr, J., Giesy, J., Gross, T., ... Solomon, K. (2005). Seasonal exposures to triazine and other pesticides in surface waters in the western Highveld corn-production region in South Africa. *Environmental Pollution*, 135(1), 131–141. doi:10.1016/j.envpol.2004.09.019
- Edwards, G., & Amirtharajah, A. (1985). Removing Color Caused by Humic Acids. *American Water Works Association*, 77(3), 50–57. doi:10.1002/j.1551-8833.1985.tb05508.x
- Elliott, S., & VanderMeulen, D. (2017). A regional assessment of chemicals of concern in surface waters of four Midwestern United States national parks. *Science of the Total Environment*, 579, 1726–1735. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.11.114
- EMCALI EICE ESP. (2019). *Datos históricos de monitoreo en la bocatoma de la PTAP Puerto Mallarino*. Cali, Colombia.
- Environmental Protection Agency-EPA. (1999). *Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitate Softening Guidance Manual*. United States. Recuperado a partir de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/200021WV.PDF?Dockkey=200021WV.PDF>
- Environmental Protection Agency-EPA. (2011). Basic Information about Pesticide Ingredients. Recuperado el 29 de octubre de 2018, a partir de <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/basic-information-about-pesticide-ingredients>
- Environmental Protection Agency-EPA. (2016). *Refined Ecological Risk Assessment for Atrazine*. Washington, D.C. Recuperado a partir de https://www.biologicaldiversity.org/campaigns/pesticides_reduction/pdfs/AtrazinePreliminaryERA.pdf
- Environmental Protection Agency-EPA. (2017). Atrazine - Background and Updates. Recuperado el 6 de febrero de 2019, a partir de <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/atrazine-background-and-updates#drinking-water>

- Fairbairn, D., Karpuzcu, M., Arnold, W., Barber, B., Kaufenberg, E., Koskinen, W., ... Swackhamer, D. (2015). Sediment-water distribution of contaminants of emerging concern in a mixed use watershed. *Science of the Total Environment*, 505, 896–904. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.10.046
- Fairbairn, D., Karpuzcu, M., Arnold, W., Barber, B., Kaufenberg, E., Koskinen, W., ... Swackhamer, D. (2016). Sources and transport of contaminants of emerging concern: A two-year study of occurrence and spatiotemporal variation in a mixed land use watershed. *Science of the Total Environment*, 551–552, 605–613. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.056
- Fernández, C., López, J., Matamoros, V., Díez, S., García, M., & Moreno, C. (2013). Atmospheric influence on the distribution of organic pollutants in the Guadalquivir River estuary, SW Spain. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(4), 3209–3218. doi:10.1007/s10661-012-2784-9
- Fernandez, M., & 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*, 541, 1556–1571. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.035
- Ferrer, A. (2003). Intoxicación por plaguicidas. *Anales del Sistema Sanitario de Navarra*, 26(SUPPL. 1), 155–171. doi:10.4321/S1137-66272003000200009
- Fishel, F. (2018). *Pesticide Toxicity Profile: Triazine Pesticides*. Gainesville, USA. Recuperado a partir de <https://edis.ifas.ufl.edu/pdf/PI/PI15800.pdf>
- Freese, S., Nozaic, D., Pryor, M., Rajogopaul, R., Trollip, D., & 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), 33–41. Recuperado a partir de <http://elaguapotable.com/Mejora de la coagulacion.pdf>
- Fuentes, L., Amézquita, C., & Torres, P. (2018). Application of double filtration with granular activated carbon for Atrazine reduction on water treatment processes. *Dyna*, 85(205), 184–190. doi:10.15446/dyna.v85n205.68503
- Fuentes, L., Torres, P., Cruz, C., Barba, L., & Pérez, A. (2018). Identificación de la presencia de atrazina en fuentes de agua superficial mediante análisis de absorbancia. En XXXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Guayaquil: Asociación Interamericana De Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS.
- Furtula, V., Derksen, G., & Colodey, A. (2006). Application of automated mass spectrometry deconvolution and identification software for pesticide analysis in surface waters. *Journal of Environmental Science and Health*, 41(8), 1259–1271. doi:10.1080/03601230600962211
- Galvis, E., & Sánchez, M. (2014). Revisión sistemática de literatura sobre procesos de gestión de conocimiento. *Revista Gerencia Tecnológica Informática*, 13(37), 45–67.
- Gebbie, P. (2001). Using Polyaluminum Coagulants in Water Treatment. En *64th Annual Water Industry Engineers and Operators' Conference* (Vol. 5, pp. 39–47). Bendigo, Australia. Recuperado a partir de <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.517.5307&rep=rep1&type=pdf>
- Gerecke, A., Schärer, M., Singer, H., Müller, S., Schwarzenbach, R., Sägesser, M., ... Popow, G. (2002). Sources of pesticides in surface waters in Switzerland: Pesticide load through waste water treatment plants - Current situation and reduction potential. *Chemosphere*, 48(3), 307–315. doi:10.1016/S0045-6535(02)00080-2
- Gheraout, D. (2013). The hydrophilic/hydrophobic ratio vs. dissolved organics removal by coagulation – A review. *Journal of King Saud University - Science*, 26(3), 169–180. doi:10.1016/J.JKSUS.2013.09.005

- Gheraout, D., Gheraout, B., & Kellil, A. (2009). Natural organic matter removal and enhanced coagulation as a link between coagulation and electrocoagulation. *Desalination and Water Treatment*, 2(1–3), 203–222. doi:10.5004/dwt.2009.116
- Gil, M., Soto, A., Usma, J., & Gutiérrez, O. (2012). Emerging contaminants in waters: effects and possible treatments. *Producción + Limpia*, 7(2), 52–73. Recuperado a partir de <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>
- Gojmerac, T., Ostojić, Z., Pauković, D., Pleadin, J., & Žurić, M. (2006). Evaluation of surface water pollution with atrazine, an endocrine disruptor chemical, in agricultural areas of Turobolje, Croatia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(3), 490–496. doi:10.1007/s00128-006-0947-5
- Gómez, L. (2010). Incidencia de Plaguicidas sobre el ecosistema. Recuperado el 26 de octubre de 2018, a partir de http://www.mamacoca.org/FSMT_sept_2003/es/doc/gomez_incidencia_plaguicidas_es.htm
- Graymore, M., Stagnitti, F., & Allinson, G. (2001). Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environment International*, 26(7–8), 483–495. doi:10.1016/S0160-4120(01)00031-9
- Hansen, A., Treviño, L., Márquez, H., Villada, M., Guillén, R., & Hernández, A. (2013). Atrazina : un herbicida polémico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, 65–84. Recuperado a partir de <http://www.redalyc.org/pdf/370/37028958004.pdf>
- Hayes, T., Collins, A., Lee, M., Mendoza, M., Noriega, N., Stuart, A., & Vonk, A. (2010). Atrazine induces complete feminization and chemical castration in male African clawed frogs (*Xenopus laevis*). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(10), 4612–4617. doi:10.1073/pnas.082121499
- Hayes, W., & Laws, E. (1992). Handbook of pesticide toxicology. En *Journal of Applied Toxicology* (Vol. 3). New York: Wiley-Blackwell. doi:10.1002/jat.2550120118
- Hernández, F., Portolés, T., Ibáñez, M., Bustos, M., Díaz, R., Botero, A., ... 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, 249–259. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.09.036
- Hildebrandt, A., Guillamón, M., Lacorte, S., Tauler, R., & Barceló, D. (2008). Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain). *Water Research*, 42(13), 3315–3326. doi:10.1016/j.watres.2008.04.009
- Holvoet, K., van Griensven, A., Gevaert, V., Seuntjens, P., & Vanrolleghem, P. (2008). Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. *Environmental Modelling and Software*, 23(1), 72–81. doi:10.1016/j.envsoft.2007.05.002
- Hou, X., Huang, X., Ai, Z., Zhao, J., & Zhang, L. (2017). Ascorbic acid induced atrazine degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 327, 71–78. doi:10.1016/j.jhazmat.2016.12.048
- Hussain, S., van Leeuwen, J., Chow, C., Beecham, S., Kamruzzaman, M., Wang, D., ... Aryal, R. (2013). Removal of organic contaminants from river and reservoir waters by three different aluminum-based metal salts: Coagulation adsorption and kinetics studies. *Chemical Engineering Journal*, 225, 394–405. doi:10.1016/J.CEJ.2013.03.119
- Instituto Colombiano Agropecuario-ICA. (2015). *Comercialización de plaguicidas químicos de uso agrícola 2014*. Bogotá D.C. Recuperado a partir de <https://www.ica.gov.co/areas/agricola/servicios/regulacion-y-control-de-plaguicidas-quimicos/estadisticas/estadisticas-plaguicidas-2014-27-01-2016.aspx>
- Jablonowski, N., Hamacher, G., Martinazzo, R., Langen, U., Köppchen, S., Hofmann, D., &

- Burauel, P. (2010). Metabolism and Persistence of Atrazine in Several Field Soils with Different Atrazine Application Histories. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58(24), 12869–12877. doi:10.1021/jf103577j
- Jamil, T., Gad-Allah, T., Ibrahim, H., & Saleh, T. (2011). Adsorption and isothermal models of atrazine by zeolite prepared from Egyptian kaolin. *Solid State Sciences*, 13(1), 198–203. doi:10.1016/j.solidstatesciences.2010.11.014
- Jiang, H., & Adams, C. (2006). Treatability of chloro-s-triazines by conventional drinking water treatment technologies. *Water Research*, 40(8), 1657–1667. doi:10.1016/j.watres.2006.02.013
- Kannan, K., Ridal, J., & Struger, J. (2006). Pesticides in the Great Lakes. *Handbook of Environmental Chemistry*, 5, 151–199. doi:10.1007/698_5_041
- Kim, D., Kumar, A., Parab, R., & Palmer, M. (2004). Simulation of atrazine discharge in the Auglaize watershed using satellite-generated images. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(2), 319–325. doi:10.1007/s00128-004-0430-0
- Kim, K., Kabir, E., & Jahan, S. (2017). Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Science of The Total Environment*, 575, 525–535. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2016.09.009
- Kimura, M., Matsui, Y., Kondo, K., Ishikawa, T., Matsushita, T., & Shirasaki, N. (2013). Minimizing residual aluminum concentration in treated water by tailoring properties of polyaluminum coagulants. *Water Research*, 47(6), 2075–2084. doi:10.1016/j.watres.2013.01.037
- Kolpin, D., Hoerger, C., Meyer, M., Wettstein, F., Hubbard, L., & Bucheli, T. (2010). Phytoestrogens and Mycotoxins in Iowa Streams: An Examination of Underinvestigated Compounds in Agricultural Basins. *Journal of Environment Quality*, 39(6), 2089–2098. doi:10.2134/jeq2010.0121
- Krasner, S., & Amy, G. (1995). Jar-test evaluations of enhanced coagulation. *American Water Works Association*, 87(10), 93–107. doi:10.1002/j.1551-8833.1995.tb06438.x
- Krýsová, H., Krýsa, J., Hubáčková, J., Triska, J., & Jirkovský, J. (2005). Odstraňování herbicidu atrazinu z povrchové vody. *Chemické Listy*, 184, 179–184.
- Kumar, N., & Balasundaram, N. (2017). Efficiency of PAC in water treatment plant & disposal of its sludge. *International Journal of Applied Engineering Research*, 12(12), 3253–3262. Recuperado a partir de <http://www.ripublication.com>
- Kurt-Karakus, P., Muir, D., Bidleman, T., Small, J., Backus, S., & Dove, A. (2010). Metolachlor and atrazine in the great lakes. *Environmental Science and Technology*, 44(12), 4678–4684. doi:10.1021/es100549v
- Larose, M., Heathman, G., Norton, L., & Engel, B. (2007). Hydrologic and Atrazine Simulation of the Cedar Creek Watershed Using the SWAT Model. *Journal of Environment Quality*, 36(2), 521. doi:10.2134/jeq2006.0154
- LeBaron, H., McFarland, J., & Burnside, O. (2008). The Triazine Herbicides: A Milestone in the Development of Weed Control Technology. En *The Triazine Herbicides* (pp. 1–12). Elsevier. doi:10.1016/B978-044451167-6.50004-0
- Lerch, R., & Blanchard, P. (2003). Watershed Vulnerability to Herbicide Transport in Northern Missouri and Southern Iowa Streams. *Environmental Science and Technology*, 37(24), 5518–5527. doi:10.1021/es030431s
- Lewis, S., Brodie, J., Bainbridge, Z., Rohde, K., Davis, A., Masters, B., ... Schaffelke, B. (2009). Herbicides: A new threat to the Great Barrier Reef. *Environmental Pollution*, 157(8–9),

- 2470–2484. doi:10.1016/j.envpol.2009.03.006
- Liu, P., Chang, Q., Li, Z., & 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), 3370–3376.
- Loos, R., Locoro, G., & Contini, S. (2010). Occurrence of polar organic contaminants in the dissolved water phase of the Danube River and its major tributaries using SPE-LC-MS2 analysis. *Water Research*, 44(7), 2325–2335. doi:10.1016/j.watres.2009.12.035
- Machado, C., Fregonesi, B., Alves, R., Tonani, K., Sierra, J., Martinis, B., ... Segura-Muñoz, S. (2017). Health risks of environmental exposure to metals and herbicides in the Pardo River, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(25), 20160–20172. doi:10.1007/s11356-017-9461-z
- Mandelbaum, R., Wackett, L., & Allan, D. (1993). Mineralization of the s-triazine ring of atrazine by stable bacterial mixed cultures. *Applied and Environmental Microbiology*, 59(6), 1695–1701. doi:10.1007/s10533-010-9481-y
- Manterola, C., Astudillo, P., Arias, E., & Claros, N. (2013). Revisiones sistemáticas de la literatura. Qué se debe saber acerca de ellas. *Cirugia Espanola*, 91(3), 149–155. doi:10.1016/j.ciresp.2011.07.009
- Matilainen, A., Vepsäläinen, M., & Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 159(2), 189–197. doi:10.1016/J.CIS.2010.06.007
- Mazloomi, S., Ghodsei, S., Amraei, P., & Bonyadi, Z. (2018). Data on the removal of turbidity from aqueous solutions using polyaluminum chloride. *Data in Brief*, 20, 371–374. doi:10.1016/j.dib.2018.08.024
- McConnell, L., Rice, C., Hapeman, C., Drakeford, L., Harman-Fetcho, J., Bialek, K., ... Allen, G. (2007). Agricultural Pesticides and Selected Degradation Products in Five Tidal Regions and the Main Stem of Chesapeake Bay, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(12), 2567–2578. Recuperado a partir de <http://dx.doi.org/10.1897/>
- McMahon, K., Nash, S., Eaglesham, G., Müller, J., Duke, N., & Winderlich, S. (2005). Herbicide contamination and the potential impact to seagrass meadows in Hervey Bay, Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1–4), 325–334. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.10.045
- Messing, P., Farenhorst, A., Waite, D., McQueen, D., Sproull, J., Humphries, D., & Thompson, L. (2011). Predicting wetland contamination from atmospheric deposition measurements of pesticides in the Canadian Prairie Pothole region. *Atmospheric Environment*, 45(39), 7227–7234. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.08.074
- Metcalf, C., Sultana, T., Li, H., & Helm, P. (2016). Current-use pesticides in urban watersheds and receiving waters of western Lake Ontario measured using polar organic chemical integrative samplers (POCIS). *Journal of Great Lakes Research*, 42(6), 1432–1442. doi:10.1016/j.jglr.2016.08.004
- Ministerio de Agricultura-MinAgricultura, & Ministerio de Salud-MinSalud. Decreto 1594 de 1984 - Usos del agua y residuos líquidos (2010). Colombia. Recuperado a partir de http://www.ideam.gov.co/documents/24024/36843/Dec_1594_1984.pdf/aacbcd5d-fed8-4273-9db7-221d291b657f
- Ministerio de la Protección Social-MinProtección, & Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial-MinAmbiente. Resolución Número 2115 (2007). Colombia. doi:10.1017/CBO9781107415324.004

- Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio-MinVivienda. (2010). *Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico - Título C: Sistemas de potabilización*. Bogotá, Colombia. Recuperado a partir de <http://www.minvivienda.gov.co/Documents/ViceministerioAgua/Titulo C - Dic 4 2013.pdf>
- Montgomery, J., & Crompton, T. (2017). *Environmental chemicals desk reference*. Boca Raton, USA: CRC Press. doi:10.1201/9781315169026
- Montiel, A., & Welte, B. (1992). Alternatives a l'utilisation de l'atrazine. La cyanazine: Moyens d'élimination. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 13(8), 719–725. doi:10.1080/09593339209385203
- Montoya, C., Loaiza, D., Torres, P., Cruz, C., & Escobar, J. (2011). Efecto del incremento en la turbiedad del agua cruda sobre la eficiencia de procesos convencionales de potabilización. *Revista EIA*, 8(16), 137–148. Recuperado a partir de <http://www.scielo.org.co/pdf/eia/n16/n16a11.pdf>
- Moore, M., Lizotte, R., Knight, S., Smith, S., & Cooper, C. (2007). Assessment of pesticide contamination in three Mississippi Delta oxbow lakes using *Hyalella azteca*. *Chemosphere*, 67(11), 2184–2191. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.12.026
- Murphy, M., Hecker, M., Coady, K., Tompsett, A., Jones, P., Du Preez, L., ... Giesy, J. (2006). Atrazine concentrations, gonadal gross morphology and histology in ranid frogs collected in Michigan agricultural areas. *Aquatic Toxicology*, 76(3–4), 230–245. doi:10.1016/j.aquatox.2005.09.010
- Narváez, J., Baena, J., & Molina, F. (2012). Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. *Gestión y Ambiente*, 15(3), 27–37. Recuperado a partir de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169424893002>
- Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la Alimentación-FAO. (2006). *Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas*. Roma. doi:92-5-30-5411-5
- Organización Mundial de la Salud-OMS. (2003). Hojas de información sobre sustancias químicas. Guías para la calidad del agua potable de la OMS de 1993, 243–363. Recuperado a partir de http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/es/.
- Organización Mundial de la Salud-OMS. (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. Geneva, Switzerland. Recuperado a partir de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf
- Organización Mundial de la Salud-OMS. (2008). *Guidelines for Drinking-Water Quality*. OMS (Vol. 1). Geneva, Switzerland. doi:10.1016/s1462-0758(00)00006-6
- Ormad, M., Miguel, N., Claver, A., Matesanz, J., & Ovelheiro, J. (2008). Pesticides removal in the process of drinking water production. *Chemosphere*, 71(1), 97–106. doi:10.1016/j.chemosphere.2007.10.006
- Ouyang, W., Cai, G., Tysklind, M., Yang, W., Hao, F., & Liu, H. (2017). Temporal-spatial patterns of three types of pesticide loadings in a middle-high latitude agricultural watershed. *Water Research*, 122, 377–386. doi:10.1016/j.watres.2017.06.023
- Pacheco, V., & Canepa, L. (2005). Control de calidad - Capítulo 6. En *Tratamiento de agua para consumo humano - Plantas de filtración rápida - Manual IV: Operación, mantenimiento y control de calidad*. Lima. Recuperado a partir de <http://www.bvsde.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manual4/cap6.pdf>
- Palma, P., Kuster, M., Alvarenga, P., Palma, V., Fernandes, R., Soares, A., ... Barbosa, I. (2009). Risk assessment of representative and priority pesticides, in surface water of the Alqueva

- reservoir (South of Portugal) using on-line solid phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environment International*, 35(3), 545–551. doi:10.1016/j.envint.2008.09.015
- Park, M., Reckhow, D., Lavine, M., Rosenfeldt, E., Stanford, B., & Park, M. (2014). Multivariate Analyses for Monitoring EDCs and PPCPs in a Lake Water. *Water Environment Research*, 86(11), 2233–2241. doi:10.2175/106143014X14062131178592
- Parlamento Europeo, & Consejo de la Unión Europea. Decisión No 2455/2001. Lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE, 4 Diario Oficial de las Comunidades Europeas § (2001). Recuperado a partir de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32001D2455&from=ES>
- Pesce, S., Fajon, C., Bardot, C., Bonnemoy, F., Portelli, C., & Bohatier, J. (2008). Longitudinal changes in microbial planktonic communities of a French river in relation to pesticide and nutrient inputs. *Aquatic Toxicology*, 86(3), 352–360. doi:10.1016/j.aquatox.2007.11.016
- Pfeuffer, R. (2011). South Florida Water Management District ambient pesticide monitoring network: 1992 to 2007. *Environmental Monitoring and Assessment*, 182(1–4), 485–508. doi:10.1007/s10661-011-1892-2
- Pfeuffer, R., & Rand, G. (2004). South Florida ambient pesticide monitoring program. *Ecotoxicology*, 13(3), 195–205. doi:10.1023/B:ECTX.0000023565.91904.20
- Planas, C., Puig, A., Rivera, J., & 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), 242–252. doi:10.1016/j.chroma.2006.07.091
- Pontius, F. (2018). Treatability of a Highly-Impaired, Saline Surface Water for Potential Urban Water Use. *Water*, 10(3), 324. doi:10.3390/w10030324
- Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas en México-RAPAM. (2015). *Los plaguicidas altamente peligrosos y la necesidad de su prohibición*. México. Recuperado a partir de www.rapam.org
- Reilly, T., Smalling, K., Orlando, J., & Kuivila, K. (2012). Occurrence of boscalid and other selected fungicides in surface water and groundwater in three targeted use areas in the United States. *Chemosphere*, 89(3), 228–234. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.04.023
- Rigobello, E., Di Bernardo, A., Di Bernardo, L., & Vieira, E. (2011). Influence of the apparent molecular size of aquatic humic substances on colour removal by coagulation and filtration. *Environmental Technology*, 32(15), 1767–1777. doi:10.1080/09593330.2011.555423
- Rimayi, C., Odusanya, D., Weiss, J., de Boer, J., & Chimuka, L. (2018). Seasonal variation of chloro-s-triazines in the Hartbeespoort Dam catchment, South Africa. *Science of the Total Environment*, 613–614, 472–482. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.09.119
- Rocha, A., Monteiro, S., Andrade, G., Vilca, F., & Tornisielo, V. (2015). Monitoring of pesticide residues in surface and subsurface waters, sediments, and fish in center-pivot irrigation areas. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 26(11), 2269–2278. doi:10.5935/0103-5053.20150215
- Romero, J. (2009). *Calidad del agua*. Bogotá, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Saini, R., & 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*, 4(1), 673–680. doi:10.1016/j.jece.2015.12.020

- Salvadó, V., Quintana, X., & Hidalgo, M. (2006). Monitoring of nutrients, pesticides, and metals in waters, sediments, and fish of a wetland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 51(3), 377–386. doi:10.1007/s00244-005-0107-7
- Sánchez, J. (2010). Cómo realizar una revisión sistemática y un meta-análisis. *Aula abierta*, 38(2), 53–64. Recuperado a partir de <https://www.um.es/metaanalysis/pdf/5030.pdf>
- Saranjampour, P., Vebrosky, E., & Armbrust, K. (2017). Salinity impacts on water solubility and n-octanol/water partition coefficients of selected pesticides and oil constituents. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9999, 1–7. doi:10.1002/etc.3784
- Saxena, K., Brighu, U., & Choudhary, A. (2018). Parameters affecting enhanced coagulation: a review. *Environmental Technology Reviews*, 7(1), 156–176. doi:10.1080/21622515.2018.1478456
- Sequinatto, L., Reichert, J., Rheinheimer, D., Reinert, D., & Cruz, A. (2013). Occurrence of agrochemicals in surface waters of shallow soils and steep slopes cropped to tobacco. *Quim. Nova*, 36(6), 768–772. Recuperado a partir de <http://www.scielo.br/pdf/qn/v36n6/04.pdf>
- Silva, E., Daam, M., & Cerejeira, M. (2015). Aquatic risk assessment of priority and other river basin specific pesticides in surface waters of Mediterranean river basins. *Chemosphere*, 135, 394–402. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.05.013
- Skark, C., Zullei-Seibert, N., Willme, U., Gatzemann, U., & Schlett, C. (2004). Contribution of non-agricultural pesticides to pesticide load in surface water. *Pest Management Science*, 60(6), 525–530. doi:10.1002/ps.844
- Smalling, K., Reeves, R., Muths, E., Vandever, M., Battaglin, W., Hladik, M., & Pierce, C. (2015). Pesticide concentrations in frog tissue and wetland habitats in a landscape dominated by agriculture. *Science of the Total Environment*, 502, 80–90. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.08.114
- Sousa, A., Duaví, W., Cavalcante, R., Milhome, M., & Do Nascimento, R. (2016). Estimated Levels of Environmental Contamination and Health Risk Assessment for Herbicides and Insecticides in Surface Water of Ceará, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 96(1), 90–95. doi:10.1007/s00128-015-1686-2
- Sunan, S., & Aris, A. (2008). Removal of Triazine by Coagulation and Chlorination Processes, 120–131. Recuperado a partir de <http://civil.utm.my/wp-content/uploads/2016/12/Removal-of-Triazine-by-Coagulation-and-Chlorination-Processes.pdf>
- Tadkaew, N. (2010). *Removal of trace organic contaminants by membrane bioreactors (MBRs)*. University of Wollongong. Recuperado a partir de <http://ro.uow.edu.au/theses/3251>
- Tadros, T., & Gregory, J. (1993). *Colloids in the aquatic environment*. London: SCI by Elsevier Applied Science.
- Torres, P., Cruz, C., González, M., Gutiérrez, H., Barba, L., Escobar, J., & Delgado, L. (2008). Reducción de pentaclorofenol en el agua cruda del río Cauca mediante adsorción con carbón activado en procesos de potabilización. *Ingeniería e Investigación*, 28(3), 92–95. Recuperado a partir de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-56092008000300013&lng=pt&nrm=iso
- Torres, P., Cruz, C., Patiño, P., Escobar, J., & Pérez, A. (2010). Aplicación de índices de calidad de agua -ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano. *Ingeniería e Investigación*, 30, 86–95. Recuperado a partir de <http://www.scielo.org.co/pdf/iei/v30n3/v30n3a07.pdf>
- Udiković-Kolić, N., Scott, C., & Martin-Laurent, F. (2012). Evolution of atrazine-degrading capabilities in the environment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 96(5), 1175–1189.

doi:10.1007/s00253-012-4495-0

- United States Department of Agriculture-USDA. (2016). Major World Crop Areas and Climate Profiles. Recuperado el 27 de agosto de 2018, a partir de <https://www.usda.gov/oce/weather/pubs/Other/MWCACP/index.htm>
- United States Department of Agriculture-USDA. (2018). National Agricultural Statistics Service. Recuperado el 27 de agosto de 2018, a partir de https://www.nass.usda.gov/Statistics_by_State/
- Vaz, C., Silva, P., Prado, I., Castanho, G., Simões, F., & Machado, S. (2008). Electrochemical behavior of parent and photodegradation products of some selected pesticides. *Quimica Nova*, 31(6), 1310–1314. doi:10.1590/S0100-40422008000600007
- Vitanov, N., Lekova, K., & Dobрева, N. (2003). Monitoring river water in the lower Danube for atrazine contamination. *Acta Chromatographica*, 13(13), 230–242. Recuperado a partir de http://www.us.edu.pl/universytet/jednostki/wydzialy/chemia/acta/ac13/zrodla/20_AC13.pdf
- Vryzas, Z., Vassiliou, G., Alexoudis, C., & Papadopoulou-Mourkidou, E. (2009). Spatial and temporal distribution of pesticide residues in surface waters in northeastern Greece. *Water Research*, 43(1), 1–10. doi:10.1016/j.watres.2008.09.021
- Wang, X., Guo, X., Yang, Y., Tao, S., & Xing, B. (2011). Sorption Mechanisms of Phenanthrene, Lindane, and Atrazine with Various Humic Acid Fractions from a Single Soil Sample. *Environmental Science & Technology*, 45(6), 2124–2130. doi:10.1021/es102468z
- Wang, Y., Zhou, W., Gao, B., Xu, X., & Xu, G. (2009). The effect of total hardness on the coagulation performance of aluminum salts with different Al species. *Separation and Purification Technology*, 66(3), 457–462. doi:10.1016/j.seppur.2009.02.011
- Washington, M., Moorman, T., Soupier, M., Shelley, M., & Morrow, A. (2018). Monitoring tylosin and sulfamethazine in a tile-drained agricultural watershed using polar organic chemical integrative sampler (POCIS). *Science of the Total Environment*, 612, 358–367. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.090
- White, M., Thompson, J., Harrington, G., & Singer, P. (1997). Evaluating criteria for enhanced coagulation compliance. *American Water Works Association*, 89(5), 64–77. Recuperado a partir de https://www.jstor-org.bd.univalle.edu.co/stable/pdf/41295807.pdf?ab_segments=0%252Ftbsub-1%252Frelevance_config_with_tbsub&refreqid=excelsior%3A75ff0717ead8c496dec3414fa9a15e74
- Wittmer, I., Bader, H., Scheidegger, R., Singer, H., Lück, A., Hanke, I., ... Stamm, C. (2010). Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. *Water Research*, 44(9), 2850–2862. doi:10.1016/j.watres.2010.01.030
- Woudneh, M., Ou, Z., Sekela, M., Tuominen, T., & Gledhill, M. (2009). Pesticide Multiresidues in Waters of the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada. Part I. Surface Water. *Journal of Environment Quality*, 38(3), 940. doi:10.2134/jeq2007.0524
- Yan, M., Wang, D., Qu, J., Ni, J., & Chow, C. (2008). Enhanced coagulation for high alkalinity and micro-polluted water: The third way through coagulant optimization. *Water Research*, 42(8–9), 2278–2286. doi:10.1016/j.watres.2007.12.006
- Yang, Z., Gao, B., & Yue, Q. (2010). Coagulation performance and residual aluminum speciation of Al₂(SO₄)₃ and polyaluminum chloride (PAC) in Yellow River water treatment. *Chemical Engineering Journal*, 165(1), 122–132. doi:10.1016/j.cej.2010.08.076
- Yonge, D. (2012). *A Comparison Of Aluminum And Iron-based Coagulants For Treatment Of Surface Water In Sarasota County, Florida*. University of Central Florida. Recuperado a

- partir de <https://stars.library.ucf.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=3434&context=etd>
- Zand, A., & Hoveidi, H. (2015). Comparing Aluminium Sulfate and Poly-Aluminium Chloride (PAC) Performance in Turbidity Removal from Synthetic Water. *Journal of Applied Biotechnology Reports*, 2(3), 287–292. Recuperado a partir de http://www.biotechrep.ir/article_69189_15e78418c10724dd9a027deb22e59857.pdf
- Zhan, X., Gao, B., Yue, Q., Liu, B., Xu, X., & Li, Q. (2010). Removal natural organic matter by coagulation-adsorption and evaluating the serial effect through a chlorine decay model. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1–3), 279–286. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.06.132
- Zhang, Q., Crittenden, J., Shonnard, D., & Mihelcic, J. (2003). Development and evaluation of an environmental multimedia fate model CHEMGL for the Great Lakes region. *Chemosphere*, 50(10), 1377–1397. doi:10.1016/S0045-6535(02)00760-9
- Zhang, T., & Emary, S. (1999). Jar tests for evaluation of atrazine removal at drinking water treatment plants. *Environ. Eng. Sci.*, 16(Copyright (C) 2011 American Chemical Society (ACS). All Rights Reserved.), 417–432. doi:10.1089/ees.1999.16.417
- Zou, J., Tang, X., Yu, M., Zhou, J., Wang, F., He, J., & 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, 853–858. doi:10.4028/www.scientific.net/AMR.989-994.853

11. ANEXOS

Anexo 1. Concentraciones de atrazina presentes en cuerpos de agua superficial

Base de datos	País	Cuerpo de agua	Concentración de Atrazina (µg/L)	Referencia
África				
Scopus y Science Direct	Sudáfrica	Estanques, región occidental de Highveld - área de cultivo de maíz	Máx. 1,2-9,3	Du Preez et al. (2005)
		Estanques, región occidental de Highveld - área sin cultivo de maíz (2001-2002)	Máx. 0,39-0,84	
Science Direct	Sudáfrica	Presa de Hartbeespoort (2014-2015)	0,4-0,8	Rimayi, Odusanya, Weiss, de Boer, & Chimuka (2018)
América del Norte				
Science Direct	EE. UU.	Río Des Moines (1978)	Máx. 1,356	Chung & Gu (2003)
Scopus	EE. UU.	Cuenca alta del río Embarras (1999-2000)	Máx. 17	David et al. (2003)
Scopus	EE. UU.	Cuencas hidrológicas del norte de Missouri y del sur de Iowa (1997-1999)	Máx. 100	Lerch & Blanchard (2003)
Science Direct	EE. UU.	Lago Michigan (2000)	Máx. 0,047	Q. Zhang, Crittenden, Shonnard, & Mihelcic (2003)
Scopus	EE. UU.	Cuenca alta del río Auglaize (1996-1998)	Máx. 8,9	Kim et al. (2004)
Scopus	EE. UU.	Cuenca del Lago Okeechobee	0,01-0,40	Pfeuffer & Rand (2004)
		Cuenca Citrus	0,01-2,9	
		Cuenca Agrícola Everglades	0,011-18	
		Cuenca Urban	0,0021-4,4	
		Cuenca Pristine	0,01-0,93	
		Cuenca Condado South Miami-Dade (1992-2001)	0,0099-0,4	
Scopus y Science Direct	Canadá	Cuenca del río Yamaska (2003)	0,05-0,22	Bérubé, Boily, DeBlois, Dassylva, & Spear (2005)
Scopus	Canadá	Cuenca del río Yamaska (2003)	0,05-0,72	Boily, Bé Rubé, Spear, Deblois, & Dassylva (2005)

Base de datos	País	Cuerpo de agua	Concentración de Atrazina (µg/L)	Referencia
Scopus	Canadá	Arroyo Nathan (2005)	Máx. 0,009	Furtula, Derksen, & Colodey (2006)
Scopus	EE. UU. Y Canadá	Lago Ontario (1998, 1999) Lago Erie (1994, 1998, 2000) Lago Huron (1999, 2000) Lago Superior (1996, 1997)	0,0124-0,297 0,0054-1,039 Máx. 0,0336 Máx. 0,0047	Kannan, Ridal, & Struger (2006)
Scopus	EE. UU.	Estanques o humedales, centro sur de Michigan - Sitio no agrícola Estanques o humedales, centro sur de Michigan - Sitio agrícola (2002-2003)	Max. 0,23 Máx. 250	Murphy et al. (2006)
Scopus	EE. UU.	Cuenca del arroyo Cedar (1997-2001) Cuenca del arroyo Cedar (2002-2003)	1,15-1,42 0,88-0,91	Larose, Heathman, Norton, & Engel (2007)
Scopus	EE. UU.	Río Chester Río Pocomoke (2004)	Máx. 0,82 0,048*	McConnell et al. (2007)
Scopus y Science Direct	EE. UU.	Lago Beasley (2001) Lago Thighman (2001) Lago Deep Hollow (2000)	Máx. 0,187 0,033-0,108 < 0,001	Moore, Lizotte, Knight, Smith, & Cooper (2007)
Scopus	Canadá	Agua superficial, Valle del bajo Fraser - Área Agrícola Agua superficial, Valle del bajo Fraser - Área Urbana (2003-2005)	Máx. 0,0529 0,000444-0,00121	Woudneh, Ou, Sekela, Tuominen, & Gledhill (2009)
Scopus	EE. UU.	Arroyos de Iowa (2008)	0,258-7,3	Kolpin et al. (2010)
Scopus	Canadá	Great Lakes, Ontario, Michigan, Erie, Huron (2005-2006)	0,0055-0,061	Kurt-Karakus et al. (2010)
Science Direct	Canadá	Humedales, región de Prairie Pothole (2008)	< 0,05	Messing et al. (2011)
Scopus	EE. UU.	Souther EAA Urban Northern EAA Citrus Lago Okeechobee South Miami - Dade country (1992-2007)	18 4,4 11 12 0,4 0,4	Pfeuffer (2011)
Science Direct	EE. UU.	Arroyos y estanques - Idaho, Maine y Wisconsin (2009)	Máx. 0,132	Reilly, Smalling, Orlando, & Kuivila (2012)

Base de datos	País	Cuerpo de agua	Concentración de Atrazina (µg/L)	Referencia
Scopus y Science Direct	Canadá	Rio South Nation (2010)	Máx. 0,159	Dalton, Pick, Boutin, & Saleem (2014)
Scopus	EE. UU.	Lago Mead (2003-2010)	Máx. 0,042	Park et al. (2014)
Science Direct	Canadá	Cuenca del Río Grand (2012)	0,108-0,499	Arlos, Bragg, Parker, & Servos (2015)
Scopus	EE. UU.	Cuenca del río Zumbro (2011-2013)	Máx. 0,39	Fairbairn et al. (2015)
Science Direct	EE. UU.	Humedales, centro de Iowa (2012-2013)	Máx. 19	Smalling et al. (2015)
Scopus y Science Direct	EE. UU.	Great Lakes - Urbano Great Lakes - No Urbano (2010-2013)	Máx. 9,4 Máx. 40,2	Baldwin et al. (2016)
Scopus	Canadá	Arrollo Smithville Arrollo Cherry Arrollo Bailey Arrollo Vineland (2005)	0,0324-0,684 0,0305-1,05 0,0323-0,890 0,0176-0,201	Bartlett, Struger, Grapentine, & Palace (2016)
Scopus	EE. UU.	Cuenca del río Zumbro (2011-2012)	0,020-0,040	Fairbairn et al. (2016)
Science Direct	EE. UU.	Río Miami (2007-2008)	Max. 0,021	Fernandez & Gardinali (2016)
Science Direct	Canadá	Río Humber Rio Don Lago Ontario (2010)	Máx. 0,8 Máx. 0,14 0,055-0,085	Metcalf, Sultana, Li, & Helm (2016)
Scopus	EE. UU.	Cuenca del río Mississippi (2012-2013)	Máx. 0,673	Bussan et al. (2017)
Science Direct	EE. UU.	Agua superficial Mississippi National River and Recreation Area (2013-2014) Agua superficial Parque Nacional Isle Royale (2015)	Máx. 0,302 Máx. 0,0146	Elliott & VanderMeulen (2017)
Scopus y Science Direct	EE. UU.	Cuenca del río South Fork Iowa (2013-2015)	0,7542*	Washington, Moorman, Soupir, Shelley, & Morrow (2018)
América del Sur				
Scopus	Brasil	Cuenca del Río Corumbataí (2004-2005)	0,6-2,7	De Armas et al. (2007)
Science Direct	Colombia	13 fuentes de agua superficial - distrito de riego Ususaldaña - Tolima (2009)	≤ 4	Hernández et al. (2012)
Scopus y Science Direct	Argentina	Cuenca del río Suquía (2010-2011)	Máx. 0,4339	Bonansea, Amé, & Wunderlin (2013)
Scopus y Science Direct	Argentina	Subcuencas de San Vicente, Azul, Buenos Aires sureste y Mista (2011)	0,64-1,4	De Gerónimo et al. (2014)

Base de datos	País	Cuerpo de agua	Concentración de Atrazina (µg/L)	Referencia
Scopus	Brasil	Rio Piracicaba (2011-2012)	0,11-1,192	Botelho, Monteiro, Christofolletti, Moura-Andrade, & Tornisielo (2015)
Scopus y Scielo	Brasil	Microcuenca de Tijunqueiro (2009-2010)	Máx. 0,127	Rocha, Monteiro, Andrade, Vilca, & Tornisielo (2015)
Scielo	Brasil	Arroyo Lino (2005-2006)	< 0,08	Sequinatto, Reichert, Rheinheimer, Reinert & Cruz (2013)
Scopus	Brasil	Embalses de Ceará (2016)	7,0-15,0	Sousa et al. (2016)
Scopus	Brasil	Rio Pardo (2016)	0,16-0,32	Machado et al. (2017)
Asia				
Scopus y Science Direct	China	Cuenca hidrográfica del Noreste de China (2014-2015)	Máx. 1,4	Ouyang et al. (2017)
Europa				
Scopus y Science Direct	Suiza	Río Aabach (1999)	Máx. 2	Gerecke et al. (2002)
Science Direct	España	Cuenca del río Guareña y cuenca baja del río Almar (1999)	Máx. 0,6	Carabias, Rodríguez, Fernández, Calvo, & Sánchez (2003)
Science Direct	Portugal	Río Tejo (1990-1993) Río Guadiana (1993)	Máx. 0,63 Máx. 0,18	Cerejeira et al. (2003)
Scopus	Bulgaria	Cuenca baja del Río Danube (2001-2002)	Máx. 1,38	Vitanov, Lekova, & Dobрева (2003)
Scopus	Alemania	Arroyos afluentes del río Ruhr (1994-1996)	Max. 0,8	Skark, Zullei-Seibert, Willme, Gatzemann, & Schlett (2004)
Scopus y Science Direct	España	Cuenca del Río Ebro (2001-2004)	0,052-0,451	Claver, Ormad, Rodríguez, & Ovelleiro (2006)

Base de datos	País	Cuerpo de agua	Concentración de Atrazina (µg/L)	Referencia
Scopus	Croacia	Ríos canalizados y lagos (2004)	Máx. 0,0013	Gojmerac, Ostojić, Pauković, Pleadin, & Žurić (2006)
Scopus y Science Direct	España	Agua Superficial - periodo de verano	0,002-1,793	Planas, Puig, Rivera, & Caixach (2006)
		Agua Superficial - periodo de otoño (2004)	0,004-0,112	
Scopus	España	Reserva de agua dulce Parque Natural de Aiguamolls de l'Empordà	0,040-0,150	Salvadó, Quintana, & Hidalgo (2006)
		Ríos y Canales de suministro Parque Natural de Aiguamolls de l'Empordà (1996-1997)	0,040-1,3	
Scopus	Suiza	Lago Geneva (2004-2005)	0,015 - 0,039	Chèvre et al. (2008)
Science Direct	España	Cuenca del río Duero (1990-1993)	Máx. 0,63	Hildebrandt, Guillamón, Lacorte, Tauler, & Barceló (2008)
		Cuenca del río Ebro (2000-2001)	Máx. 0,41	
		Cuenca del río Miño (2000-2001)	Máx. 0,07	
Science Direct	Bélgica	Cuenca del río Nil (1998)	Máx. 25	Holvoet et al. (2008)
Scopus	Francia	Río Jauron - Río arriba	0,004 - 0,2	Pesce et al. (2008)
		Río Jauron - Río abajo (2003)	Máx. 0,32	
Scopus y Science Direct	Portugal	Embalse de Alqueva (2006-2007)	0,00324-5,50455	Palma et al. (2009)
Science Direct	Grecia	Río Evros (1999-2003)	0,01-0,04	Vryzas, Vassiliou, Alexoudis, & Papadopoulou-Mourkidou (2009)
Science Direct	Alemania, Austria, República Checa, Eslovaquia, Hungría, Serbia, Rumania y Dinamarca	Cuenca del Río Danube (2007)	Máx. 0,025	Loos, Locoro, & Contini (2010)
Science Direct	Suiza	Cuenca hidrográfica en la meseta suiza (2007)	Máx. 2,5	Wittmer et al. (2010)

Base de datos	País	Cuerpo de agua	Concentración de Atrazina (µg/L)	Referencia
Science Direct	Francia	Cuenca del río Orge (2007-2008)	0,03-0,04	Botta, Fauchon, Blanchoud, Chevreuil, & Guery (2012)
Scopus	Rumania	Rio Aries (2011)	3,07-8,07	Dragus et al. (2012)
Scopus	España	Río Guadalquivir (2007-2008)	0,009-0,022	Fernández Gómez et al. (2013)
Scopus	Serbia	Cuenca del río Danubio (2009-2001)	Max. 0,188	Antić et al. (2015)
Science Direct	Portugal	Río Mondego Río Tejo (2002-2004)	Máx. 8,44 Máx. 12	Silva et al. (2015)
Science Direct	Francia	Rio Marque (2015)	Máx. 0,025	Criquet et al. (2017)
Oceanía				
Science Direct	Australia	Río Mary Río Burrum (2002)	Máx. 0,01 Máx. 0,110	McMahon et al. (2005)
Scopus y Science Direct	Australia	Arroyo West Barratta (2005-2007)	0,40-0,77	Lewis et al. (2009)
		Río Haughton (2005-2007)	0,05-0,28	
		Río Pioneer (2001-2006)	0,46-0,75	
		Arroyo Sandy (2004-2006)	0,51-0,60	
		Río O'Connell (2004-2006)	0,06-0,74	
		Ríos y arroyos región Tully-Murray (2005-2008)	Máx. 1,0	
Scopus	Australia	Ríos y arroyos región Burdekin-Townsville (2005-2008)	Máx. 6,5	Allinson et al. (2015)
		Ríos y arroyos región Mackay Whitsunday (2005-2008)	Máx. 7,6	
		Humedales urbanos y periurbanos de Melbourne (2010)	Max. 1,65	

Fuente: Elaboración propia

*Valor medio

Anexo 2. Datos de monitoreos realizados en el río Cauca - bocatoma PTAP Puerto Mallarino

Jornada	Hora	Parámetros Monitoreados							
		pH (Unidades)	Temperatura (°C)	Turbiedad (UNT)	Conductividad (µs/cm)	Color aparente (UPC)	Color verdadero (UPC)	Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	Absorbancia UV ₂₂₃ (cm ⁻¹)
Marzo 21 2018	7:00	7,06	23,9	96,9	109,3	25	2	35,3	0,17
	7:30	7,06	23,5	98,3	110,9	26	3	35,3	0,153
	8:00	7,17	23,3	102	110,5	29	3	35,3	0,169
	8:30	7,15	23,7	94,9	109,6	27	3	35,3	0,143
	9:00	7,24	23,4	89	110,1	25	3	35,3	0,154
	9:30	7,09	23,7	94,2	109,2	26	3	35,3	0,153
	10:00	7,1	23,1	89,2	109,1	25	3	35,3	0,156
	10:30	7,03	23,1	91,6	108,7	25	3	35,3	0,154
Abril 11 2018	7:00	7,28	22,4	100	84,5	324	17	30,26	0,129
	7:30	7,4	22,3	85	85,8	384	19	30,26	0,137
	8:00	7,22	22,7	91,4	84,5	365	19	30,26	0,121
	8:30	7,26	22,8	110	83,6	401	21	30,26	0,134
	9:00	7,26	22,3	139	83,5	417	23	30,26	0,137
	9:30	7,32	22,9	191	83,6	582	23	30,26	0,136
	10:00	7,2	22,2	296	81,4	965	23	30,26	0,126
	10:30	7,33	22,4	311	79,4	1642	25	30,26	0,139
Mayo 2 2018	7:00	7,51	23,4	38	95,9	145	12	35,3	0,207
	7:30	7,47	23,5	35,4	97,3	137	9	35,3	0,144
	8:00	7,36	23,6	34,9	97,9	135	10	35,3	0,134
	8:30	7,56	23,1	36	99,3	143	13	35,3	0,149
	9:00	7,38	24	31,3	98,3	132	10	35,3	0,129
	9:30	7,4	24,1	30,7	99,7	129	13	35,3	0,142
	10:00	7,34	23,8	33,3	98,7	134	6	35,3	0,118
	10:30	7,33	23,5	33,7	114,3	128	15	35,3	0,173

Jornada	Hora	Parámetros Monitoreados							
		pH (Unidades)	Temperatura (°C)	Turbiedad (UNT)	Conductividad (µs/cm)	Color aparente (UPC)	Color verdadero (UPC)	Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	Absorbancia UV ₂₂₃ (cm ⁻¹)
Mayo 23 2018	6:30	7,4	22,6	65,9	94,2	43	0	35,3	0,171
	7:00	7,3	22,7	67,6	98,1	48	0	35,3	0,18
	7:30	7,3	22,8	65,9	98	38	0	35,3	0,186
	8:00	7,4	22,7	63,2	97,7	28	0	35,3	0,17
	8:30	7,4	23,6	66,3	97,2	34	0	35,3	0,152
	9:00	7,5	23	64,1	97,6	26	0	35,3	0,153
	9:30	7,4	23,8	65,1	97,7	30	0	35,3	0,155
	10:00	7,4	23,5	67,4	97,9	35	0	35,3	0,15
Julio 11 2018	6:30	7,2	-	20,8	105,3	39	6	35,3	0,18
	7:00	7,13	-	21,4	106,2	41	5	40,35	0,18
	7:30	7,1	-	26,2	120,9	48	6	40,35	0,205
	8:00	6,93	-	47,3	128,2	89	5	45,39	0,186
	8:30	7,08	-	44,8	132,3	83	7	45,39	0,224
	9:00	6,91	-	52	136,4	85	4	40,35	0,171
	9:30	7,01	-	36,5	112,8	67	6	40,35	0,197
	10:00	7	-	25	114,1	50	4	40,35	0,099
Julio 25 2018	6:30	7,2	-	24,8	105,3	41	5	40,35	0,201
	7:00	7,17	-	21,2	106,3	40	4	35,3	0,197
	7:30	7,14	-	24,7	107,6	41	6	35,3	0,215
	8:00	7,13	-	24	108,2	38	4	35,3	0,192
	8:30	7,12	-	30,2	111,7	41	6	35,3	0,224
	9:00	7,06	-	21,2	109,5	37	6	35,3	0,216
	9:30	7,2	-	23	111	39	6	35,3	0,21
	10:00	7,13	-	22,5	112	38	7	35,3	0,213