# CONTAMINANTES QUÍMICOS, BIOLÓGICOS Y VIROLÓGICOS EN AGUAS CRUDAS Y POTABLES: MÉTODOS DE DETECCIÓN Y ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES



# CONTAMINANTES QUÍMICOS, BIOLÓGICOS Y VIROLÓGICOS EN AGUAS CRUDAS Y POTABLES: MÉTODOS DE DETECCIÓN Y ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES

**Editado por:**
**R. A. Villamizar, O.O. Ortíz**




**Universidad de Pamplona**
**2021**

*"**Formando líderes** para la **construcción** de un nuevo **país en paz**"*

CopyRight Universidad de Pamplona

Publicación de la Editorial Universidad de Pamplona

www.universidaddepamplona.edu.co

Esta publicación está sujeta a derechos de autor. Queda prohibida su reproducción total o parcial sin el permiso escrito de la Universidad de Pamplona.

Impreso en Pamplona, Colombia, 2021

EDITORIAL
UNIVERSIDAD DE PAMPLONA

ISBN: 978-958-96873-4-5

9 789589 687345

**CONTENIDO**

**PRÓLOGO** ..... **10**
**INTRODUCCIÓN** ..... **13**

**CAPÍTULO I. El Agua** ..... **16**
1.1. Definición ..... 17
1.2. Clasificación de las aguas ..... 17
1.3. Fuentes hídricas del Departamento Norte de Santander ..... 18
1.4. Tratamiento de Potabilización de Aguas ..... 20
1.4.1. Plantas de Tratamiento Objeto de Estudio ..... 21
1.4.1.1. Planta de Tratamiento PTAP-01 ..... 21
1.4.1.2. Planta de Tratamiento PTAP-02 ..... 21
1.4.1.3. Planta de Tratamiento PTAP-03 ..... 22
1.4.1.4. Planta de Tratamiento PTAP-04 ..... 23
REFERENCIAS ..... 24

**CAPÍTULO II. Contaminantes Químicos en Aguas Crudas y Potables** ..... **26**
2.1. Introducción ..... 27
2.2. Tipos de Contaminantes Químicos en Aguas ..... 27
2.3. Métodos de detección ..... 28
2.3.1. Métodos Espectrométricos ..... 28
2.3.1.1. Espectroscopía Atómica (EA) ..... 28
2.3.1.2. Espectrometría de Absorción Atómica (EAS) ..... 29
2.3.1.3. Espectrometría de Absorción Atómica de Llama (FAAS) ..... 30
2.3.1.4. Espectroscopia de absorción atómica del horno de grafito (GFAAS) ..... 30
2.3.1.5. Espectroscopia de Absorción Atómica de Generación de Hidruro (HGAAS) ..... 31

2.3.1.6. Espectrometría de Absorción Atómica de Vapor Frío (CVAAS) ..... 31
2.3.1.7. Emisión Atómica y Espectroscopia de Fluorescencia (AES y AFS) ..... 32
2.3.2. Métodos Electroquímicos ..... 32
2.3.2.1. Potenciometría ..... 33
2.3.2.2. Coulombimetría ..... 34
2.3.2.3. Voltametría ..... 34
2.3.2.4. Amperometría ..... 34
2.3.3. Tecnologías Disruptivas ..... 35
2.3.3.1. Microfluídica ..... 37
2.3.3.2. Nanocompuestos ..... 38
2.3.4. Tecnologías de Manufactura ..... 41
2.3.5. Tecnologías de la Información ..... 42
2.4. Normativa Nacional para la medición de metales pesados en aguas crudas y potables ..... 43
REFERENCIAS ..... 45

**CAPÍTULO III. Análisis del Contenido de Metales Pesados en aguas crudas y potables de 4 plantas potabilizadoras ubicadas en el Departamento Norte de Santander ..... 55**
3.1. Introducción ..... 56
3.2. Desarrollo Experimental ..... 58
3.2.1. Recolección de muestras ..... 58
3.2.2. Análisis Fisicoquímicos ..... 59
3.3. Resultados ..... 60
3.4. Discusión ..... 63
3.5. Conclusiones ..... 70
REFERENCIAS ..... 71

**CAPÍTULO IV. Contaminantes Biológicos en Aguas Crudas y Potables** ..... **74**
4.1. Definición ..... 75
4.2. Tipos ..... 75
4.2.1. Bacterias ..... 75
4.2.1.1. Métodos de Detección de Bacterias Indicadoras de Contaminación en aguas crudas y potables ..... 76
4.2.2. Virus ..... 79
4.2.2.1. Métodos de Detección de Virus Indicadores de Contaminación en aguas crudas y potables ..... 81
4.3. Normativa Internacional y Nacional sobre contaminante Biológicos en Aguas Crudas y Potables ..... 87
REFERENCIAS ..... 88

**CAPÍTULO V. Análisis de la calidad Bacteriológica de aguas crudas y potables de 4 plantas potabilizadoras ubicadas en el Departamento Norte de Santander** ..... **94**
5.1. Introducción ..... 95
5.2. Desarrollo Experimental ..... 98
5.2.1. Recolección de muestras ..... 98
5.2.2. Análisis Microbiológico ..... 98
5.3. Resultados ..... 100
5.4. Discusión ..... 105
5.5. Conclusiones ..... 107
REFERENCIAS ..... 108

**CAPÍTULO VI. Análisis de la Calidad Virológica de Aguas Crudas y Potables de 4 plantas potabilizadoras ubicadas en el Departamento Norte de Santander** ..... **110**
6.1. Introducción ..... 111

6.2. Desarrollo Experimental ..... 114
6.2.1. Recolección de Muestras ..... 114
6.2.2. Determinación de Colifagos Somáticos ..... 114
6.2.2.1. Preparación de la cepa hospedera ..... 114
6.2.2.2. Obtención del Filtrado Fágico ..... 115
6.2.2.3. Cuantificación de colifagos por el método de capa simple modificado ..... 115
6.2.3. Determinación de Virus Entéricos ..... 116
6.2.3.1. Separación Fluoro-Inmunomagnética de Virus entéricos a partir de aguas crudas y potables ..... 116
6.2.3.2. Caracterización Microscópica ..... 118
6.2.3.3. Caracterización Molecular ..... 118
6.3. Resultados ..... 119
6.4. Discusión ..... 125
6.5. Conclusiones ..... 129
REFERENCIAS ..... 129

**CAPÍTULO VII. Análisis del Ciclo de Vida (ACV) como herramienta para el estudio de los impactos ambientales generados en un proceso de potabilización de agua ..... 133**
7.1. Introducción ..... 134
7.2. Estado del Arte del ACV en procesos de potabilización ..... 135
7.3. Metodología del ACV ..... 138
7.3.1. Etapas del ACV ..... 138
7.3.1.1. Definición del objetivo y alcance ..... 139
7.3.1.2. Análisis del Inventario ..... 139
7.3.1.3. Evaluación del Impacto ..... 139
7.3.1.3.1. Calentamiento Global (CG) ..... 140
7.3.1.3.2. Acidificación Potencial (AP) ..... 140
7.3.1.3.3. Eutrofización Potencial (EP) ..... 140

7.3.1.3.4. Oxidación Fotoquímica (OF) 140
7.3.1.3.5. Destrucción de la Capa de Ozono (DCO) 141
7.3.1.3.6. Toxicidad Humana (TH) 141
7.3.1.4. Interpretación y análisis de resultados 141
REFERENCIAS 141

**CAPÍTULO VIII. Análisis del Impacto Ambiental en cuatro plantas potabilizadoras ubicadas en el Departamento Norte de Santander 146**
8.1. Introducción 147
8.2. Metodología: Aplicación del ACV 148
8.2.1. Objetivo y Alcance del estudio 148
8.2.2. Selección Unidad Funcional 148
8.2.3. Análisis del Inventario 149
8.2.3.1. Fuentes primarias 149
8.2.3.2. Fuente secundaria de información 151
8.2.4. Evaluación de impacto ambiental 152
8.2.4.1. El agotamiento de recursos abióticos (FAA) 152
8.2.4.2. El cambio climático 152
8.2.4.3. El agotamiento del ozono estratosférico 152
8.2.4.4. Toxicidad Humana (HT) 153
8.2.4.5. Oxidación Fotoquímica (OF) 153
8.2.4.6. Acidificación (AP) 153
8.2.4.7. Eutrofización (EP) 154
8.2.5. Normalización de datos 154
8.2.6.Cuantificación de los indicadores ambientes mediante el uso del LCA 154
8.2.7. Interpretación y análisis de resultados 155
8.3. Resultados. ambiental 155
8.3.1. Calentamiento Global (CG) 157

8.3.2. Acidificación (AP) ..... 160
8.3.3. Eutrofización (EP) ..... 162
8.3.4. Oxidación fotoquímica (OF) ..... 164
8.3.5. Destrucción de la capa de Ozono (DCO) ..... 166
8.3.6. Toxicidad Humana (TH) ..... 168
8.3.7. Agotamiento de los recursos no renovables (AFA) ..... 170
8.4. Discusión ..... 173
8.5. Toma de decisiones para minimizar impactos ambientales ..... 174
8.5.1. PTAP-01 ..... 174
8.5.2. PTAP-02 ..... 175
8.5.3. PTAP-03 y 04 ..... 175
8.6. Conclusiones ..... 176
REFERENCIAS ..... 177

**LISTADO DE ABREVIATURAS ..... 179**

**APROPIACIÓN SOCIAL DEL CONOCIMIENTO ..... 182**

**GALERÍA FOTOGRÁFICA ..... 188**

# PRÓLOGO

El siglo XXI hereda una de las más críticas problemáticas de sostenibilidad del recurso hídrico, uno de los componentes naturales fundamentales para la supervivencia y seguridad ambiental. Una insuficiente e inadecuada gestión, sumado a un crecimiento exponencial en el déficit hídrico, hacen que una cifra cercana a los 500 millones de personas en todo el mundo carezca de acceso a este componente esencial para la vida. La tasa promedio de consumo de agua alcanza el doble de la disponible por el ciclo natural y acciones de saneamiento. Esto contextualiza que uno de los más urgentes desafíos para este siglo sea incrementar la disponibilidad de agua potable mejorando sustancialmente las prácticas de gestión y uso.

La Agenda 2030 de Desarrollo Sostenible de la Organización de Naciones Unidas, en su objetivo 6, convoca a los países firmantes a *"garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos"*. Esto implica incrementar esfuerzos en la búsqueda de estrategias y soluciones que viabilicen las metas derivadas de este objetivo orientadas a lograr para el año 2030 *"mejorar la calidad del agua mediante la reducción de la contaminación, la eliminación del vertimiento y la reducción al mínimo de la descarga de materiales y productos químicos peligrosos, la reducción a la mitad del porcentaje de aguas residuales sin tratar y un aumento sustancial del reciclado y la reutilización en condiciones de seguridad a nivel mundial".* De otra parte, junto con una gestión integral, fortalecer capacidades y uso de tecnologías para tratamiento, reciclaje y utilización, incrementando la participación de la comunidad.

En Colombia y algunos países de América Latina, el principal problema que compromete el déficit hídrico tiene que ver con la creciente contaminación por metales pesados, entre los que se destaca el mercurio, cadmio y plomo. Estudios derivados de redes de vigilancia, grupos de investigación y entidades gubernamentales, muestran preocupantes niveles de contaminación por estos metales en una gran parte de cuerpos hídricos. Específicamente en el caso de contaminación por mercurio, en 18 departamentos del país se ha identificado la presencia de este metal pesado en cuerpos de agua, aspecto que compromete drásticamente la salud de las comunidades expuestas, inocuidad alimentaria y bienestar de los ecosistemas.

Como resultado de talleres y foros realizados en el país sobre contaminación por metales pesados, se ha acordado priorizar la realización de un diagnóstico sobre el estado de contaminación de los recursos hídricos. Esto va a permitir establecer una hoja de ruta para orientar los programas, proyectos y planes de mitigación y remediación. De otra parte, se destaca el valioso aporte que desde las universidades realizan grupos de investigación en la medición y evaluación de contaminación de cuerpos de agua.

Este libro forma parte de ese invaluable aporte, resultado de un trabajo de investigación que ha venido realizando el Grupo de Investigación en Nanotecnología y Gestión Sostenible, de la Universidad de Pamplona. Presenta dentro de la temática central la detección y análisis de contaminantes químicos, biológicos y virológicos, con los respectivos desarrollos experimentales y una evaluación del impacto ambiental frente

al ciclo de vida de los procesos de potabilización de 4 plantas de tratamiento de aguas del Departamento de Norte de Santander, Colombia.

Sin duda alguna, esta contribución entra a formar parte de las acciones investigativas y de monitoreo que se esperan, para fortalecer los programas locales y nacionales, así como el cumplimiento de las metas de la Agenda de Desarrollo Sostenible en lo que tiene que ver con el objetivo trazado de garantizar la disponibilidad de agua, gestión sostenible y saneamiento.




**Edgar E González. PhD.**

Facultad de Ingeniería, Pontificia Universidad Javeriana

Director, Nanoscale Science and Technology Center

Coordinador, Red Nanocolombia & Fealac-CBionano Convergence Network

Miembro Correspondiente, Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales

# INTRODUCCIÓN

La contaminación de los cuerpos naturales de agua es una problemática latente, principalmente en los países con bajo desarrollo tecnológico, donde la inversión económica es limitada y la cultura de disposición de residuos, así como su reciclaje o reutilización por parte de la población, es muy escasa. Esto hace, que se produzcan grandes volúmenes de desechos domésticos y agro-industriales, que en su mayoría son vertidos directamente a los ecosistemas acuáticos sin ningún tratamiento previo; convirtiendo al agua en un vehículo transmisor de contaminantes de todo tipo. Adicionalmente, la escasez del recurso hídrico a consecuencia del cambio climático se ha incrementado, y las pocas fuentes hídricas que quedan deben ser preservadas y su calidad controlada.

Basados en reportes de UNICEF-Colombia[1], tras un análisis realizado a 1008 planes de desarrollo nacional, en el país existen 502 municipios que no poseen plantas de tratamiento de agua potable (PTAP). Como es de esperarse, es la zona rural la que se ve más afectada comparada con la zona urbana (80% y 20 %, respectivamente). En aquellos municipios en los que, si se dispone de una PTAP, no siempre los procesos de potabilización son eficientes, lo que va en contravía del sexto objetivo de la Agenda 2030 de Desarrollo Sostenible de la Organización de Naciones Unidas, que invita a *"garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos*". La Constitución Política de Colombia *"establece como uno de los fines principales de la actividad del Estado, la solución de las necesidades básicas insatisfechas, entre las que está el acceso al servicio de agua potable, que es fundamental para la vida humana con el fin*

1. UNICEF – Colombia, Procuraduría General de la Nación. Base de Datos con el análisis de 1.008 planes de desarrollo municipales. http://www.unicef.org/colombia/pdf/Agua3.pdf

*de disminuir el número de enfermedades trasmitidas por el agua"*.

Hoy más que nunca, existe una necesidad imperante de que nuestros patrones de producción y consumo cambien; máxime bajo circunstancias tan difíciles como las que afrontamos en la actualidad, debido a la pandemia por el Sars-COV-2, la cual ha dejado en evidencia que ningún gobierno, incluso en los países más desarrollados e industrializados, existía la preparación, por parte dirigentes y población en general para hacerle frente. Si bien es cierto, esta situación coyuntural nos ha dejado grandes enseñanzas, la afectación al medio ambiente, y en especial, a los ecosistemas acuáticos ha sido dramática, y será un gran desafío afrontarla en los años venideros.

En la actualidad, especialmente en países en vía de desarrollo, estamos abocados a un ciclo abierto, en el cual el diagnóstico precede al tratamiento y luego a la remediación. Es decir, esperamos a tener toda la información para empezar a tratar el problema. Esto trae como consecuencia estrategias de aplicación tardía, en ocasiones obsoletas; que puntualmente contribuyen a la solución efectiva de las situaciones a las que nos vemos avocados. Es imperioso, por tanto, encontrar mecanismos efectivos de diagnóstico temprano de contaminantes de diversa naturaleza en aguas, a través de técnicas rentables, costo-efectivas y de fácil aplicación, que permitan generar alternativas de solución en el corto plazo.

Por tal razón, a través de este libro, los autores aportan un recurso bibliográfico sobre la calidad del recurso hídrico en algunas zonas del departamento Norte de Santander (N de S), que se espera pueda contribuir

a la apropiación de una *"cultura de prevención, más que de remediación"*. En él, se plasma los resultados experimentales sobre la presencia de algunos contaminantes químicos, biológicos y virológicos, en aguas crudas y potables, durante el bienio 2015-2017. Para tal fin, se adoptaron metodologías avaladas internacionalmente por el Standard Methods y a nivel nacional, las sugeridas por las normativas legales vigentes. El análisis de virus entéricos, se hizo empleando una nueva técnica basada en el uso de *"micropartículas fluoro-inmunomagnéticas"* desarrollada por uno de los autores, con resultados validados por el Instituto Nacional de Salud (INS). Siendo conscientes de los efectos ambientales que genera cualquier bien o servicio, se introdujo la técnica del análisis del ciclo de vida (ACV), para determinar los impactos ambientales ocasionados por el proceso de potabilización del agua, siguiendo normas internacionales como la ISO 14040. Esto, permitió formular propuestas direccionadas a la reducción y/o mitigación de la huella de carbono de este proceso. Todos los hallazgos, así como los aportes aquí contenidos, fueron socializados previamente con el personal operativo y administrativo de las diferentes plantas potabilizadoras objeto de estudio.

El libro cuenta, además, con soportes gráficos y con discusiones valiosas, que pueden servir como material de consulta para estudiantes del área o personas interesadas en la temática.

# CAPÍTULO I

# EL AGUA

# CAPÍTULO I

# EL AGUA

## 1.1. Definición

El agua es el elemento esencial para el desarrollo de cualquier forma de vida, representando el 72 % del contenido del planeta Tierra y el 70 % del cuerpo humano, con respecto a su masa [1]. Químicamente el agua es una molécula conformada por tres átomos, uno de oxígeno y dos de hidrógeno ($H_2O$), unidos por medio de enlaces polares que forman puentes de hidrógeno entre moléculas adyacentes. El agua es el medio líquido por excelencia para que ocurran la mayoría de reacciones bioquímicas existentes en la naturaleza [2], teniendo además la capacidad de disolver sustancias polares.

## 1.2. Clasificación del Agua

El agua proviene principalmente de los ríos, lagos, glaciares, agua de lluvia o aguas subterráneas [3]. Estas fuentes pueden a su vez clasificarse de muchas formas, por lo que sería muy extenso abarcarlas todas. En la figura 1 y 2 se presenta la clasificación de este recurso hídrico en función de su fuente de origen así como de su uso.

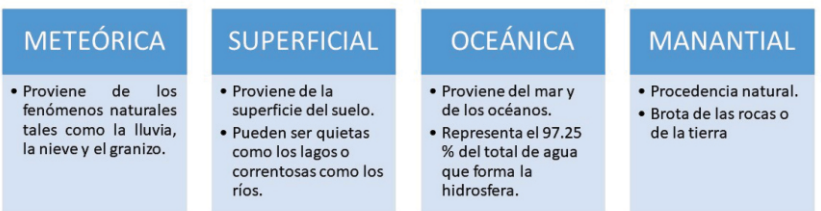



***Figura 1.*** *Clasificación del agua en función de su fuente de origen (Fuente: Propia)*

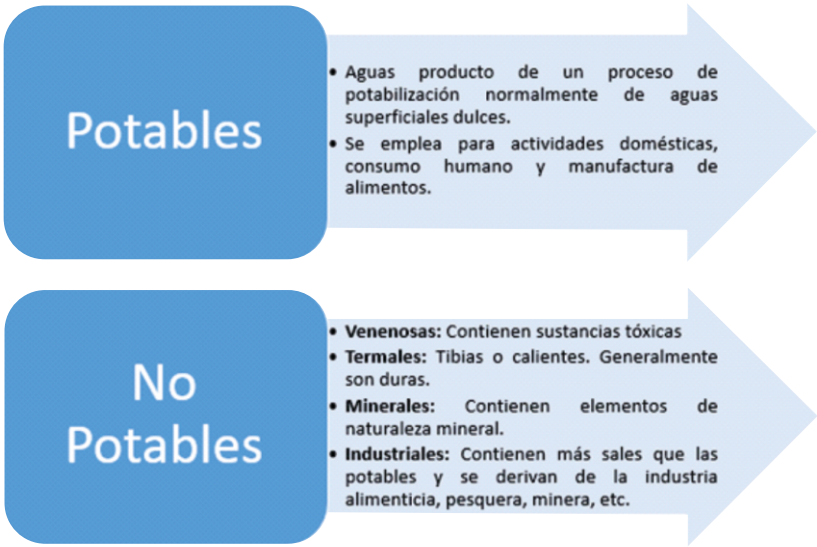



***Figura 2.*** *Clasificación del agua en función de su uso (Fuente: Propia)*

### 1.3. Fuentes hídricas del departamento Norte de Santander (N de S)

N de S, es uno de los 32 departamentos de Colombia, ubicado en el Nororiente del país, limitando al norte y al oriente con Venezuela, al sur con los departamentos de Boyacá y Santander, y al occidente con Santander y Cesar. El departamento cuenta con siete (7) fuentes hídricas, a saber; río Pamplonita, río Zulia, río Sardinata, río Catatumbo, río Táchira, río Margua y río Cáchira [4]. En el presente libro se muestran los análisis de aguas procedentes del río Pamplonita y Zulia, por lo que a continuación se describen con más detalle estas dos cuencas.

El río Pamplonita, nace al sur del departamento, en el municipio de Pamplona, en las quebradas Monteadentro y el Volcán, que se encuentran ubicadas en el centro del alto grande (Paramo de García), a una altura de 3.200 m.s.n.m. y una temperatura de 8° C. El río Pamplonita, desemboca

en el río Zulia, ubicado al norte del departamento en el municipio de Puerto Santander, a una altura de 50 m.s.n.m., con temperaturas promedio de 30° C. El área aproximada de la microcuenca es de 9.8 $Km^2$ y su perímetro es de 15.8 Km. Los principales afluentes del río Pamplonita son las quebradas Teorama, Cepeda, Cerrajones, Piñuelal y La Corcova. En su curso, el río recorre los municipios de Pamplona, Pamplonita, Bochalema, Chinácota, Los Patios, Cúcuta y Puerto Santander [5].

En contraste, el río Zulia, nace en la Serranía de Santurbán, a 4.000 m.s.n.m y durante su curso recibe los afluentes de los ríos Arboledas, Cucutilla, Peralonso, Pamplonita y Salazar. A su vez, en el recorrido que realiza el río, recibe las descargas de la actividad agroindustrial de los municipios de Arboledas, Cúcuta, el Zulia, San Cayetano, Salazar, Santiago, Puerto Santander y Tibú [5]. (Imagen 1)

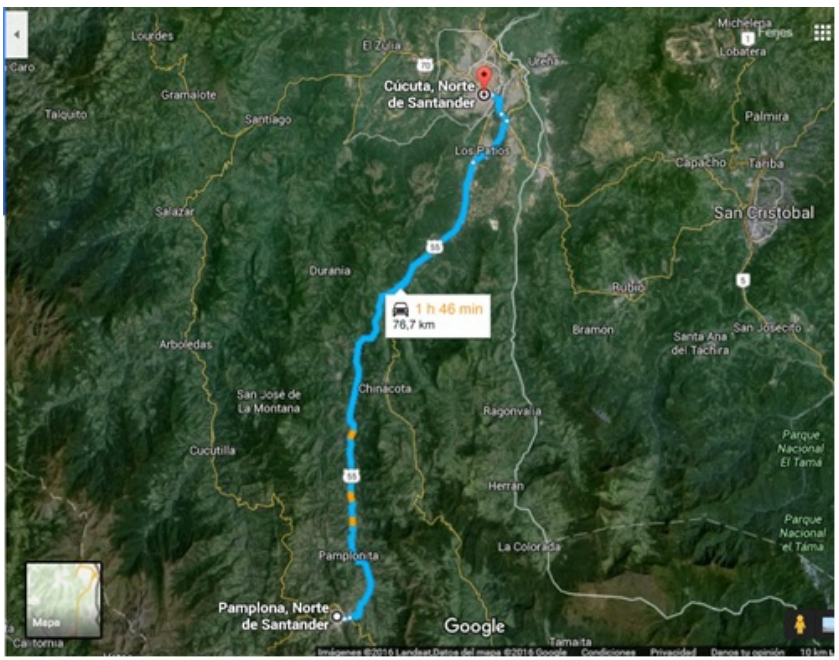



***Imagen 1.*** *Recorrido río Pamplonita desde su nacimiento hasta su desembocadura. Fuente Google Earth*

Estas dos fuentes hídricas del departamento se ven principalmente afectadas por actividades tales como la extracción incontrolada de madera proveniente de la reserva forestal del Catatumbo, ocasionando pérdida de bosques protectores de aguas y por tanto, de las microcuencas abastecedoras de los acueductos municipales. A esto se le suma el crecimiento demográfico acelerado, influenciado además por la inmigración de venezolanos en la zona de frontera.

En general, todos los residuos producto de la actividad agroindustrial, minera, alimenticia y doméstica, impacta directamente las cuencas sin recibir ningún tipo de tratamiento [6], debido a que el departamento no cuenta con planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR).

### 1.4. Tratamiento de Potabilización

La potabilización, es un proceso físico-químico que se aplica a fuentes de agua (usualmente superficiales) para producir agua apta para el consumo humano. Este proceso se lleva a cabo en un espacio físico organizado de forma secuencial, en el cual se va haciendo remoción gradual de material grosero hasta contaminantes físicos, químicos y microbiológicos presentes en el agua cruda [7].

El Decreto 1575 de 2007 [8] establece “el Sistema para la Protección y Control de la Calidad del Agua para consumo humano, cuyo objeto es establecer el sistema para la protección y control de la calidad del agua, con el fin de monitorear, prevenir y controlar los riesgos para la salud humana causado por su consumo, exceptuando el agua envasada”. Sin embargo, aunque hay una normatividad vigente de la calidad del agua, sigue

existiendo una necesidad a nivel global y nacional de generar nuevos conocimientos en estándares para mejorar la calidad de la misma.

### 1.4.1. Plantas de Tratamiento Objeto de Estudio

Una planta de tratamiento de agua potable puede clasificarse de acuerdo al proceso que realiza en planta de filtración rápida o lenta. Según la tecnología que emplee, puede ser convencional antigua, convencional de tecnología apropiada o de tecnología importada o de patente. A continuación se describen las plantas de tratamiento objeto de estudio, sobre las cuales se realizaron los análisis de la calidad fisicoquímica, bacteriológica, virológica y ambiental. A las mismas, se les ha asignado un código a fin evitar conflicto de intereses con las empresas potabilizadoras de la región.

#### 1.4.1.1. Planta de tratamiento PTAP-01

El tratamiento utilizado en esta planta es de tipo convencional, con funcionamiento hidráulico e involucra etapas tales como: Captación, Sedimentación, Filtración, Desinfección y Almacenamiento. El sistema de acueducto de la planta PTAT-01 cuenta con 2 fuentes de captación superficial, con una capacidad de procesado promedio de 110 Lt/seg. La planta beneficia a una población de aproximadamente 11.536 habitantes.

#### 1.4.1.2. Planta de tratamiento PTAP-02

Esta planta de tratamiento se conoce con el nombre de “planta integral”, porque es un espacio reducido tiene todos los procesos unitarios llevados a cabo en una planta de tipo convencional (Figura 3). El sistema de acueducto de la planta PTAP-02 cuenta con 2 quebradas como fuentes de

captación, con una capacidad de procesado promedio de 48 Lt/seg. La planta beneficia a una población de aproximadamente de 4.051 habitantes.

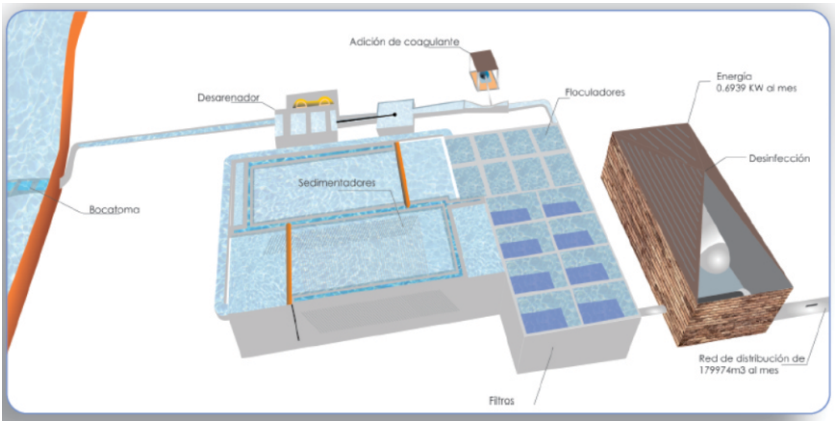



***Figura 3.*** *Representación esquemática de las etapas del proceso de potabilización PTAP-02 (Fuente: Propia).*

### 1.4.1.3. Planta de tratamiento PTAP-03

En la figura 4, se aprecia que el proceso de potabilización de la planta PTAP-03 el cual empieza con la captación con una bocatoma lateral en el río Pamplonita. De allí, el agua es desarenada por 4 desarenadores y el flujo es medido en tres canaletas Parshall y conducida a un pre-sedimentador. El agua pre-sedimentada se divide en dos flujos: el primero es dirigido a una canaleta Parshall, mientras que el segundo va a una estructura en concreto llamado vertedero rectangular, donde se le aplica el coagulante y el polímero. Esta mezcla fluye a través de tres floculadores mecánicos. El agua floculada es sedimentada y filtrada en ambos flujos para finalmente ser clorada y entregada a la red de distribución mediante un sistema de bombeo y re-bombeo. La planta beneficia a una población de más de 750.000 habitantes.

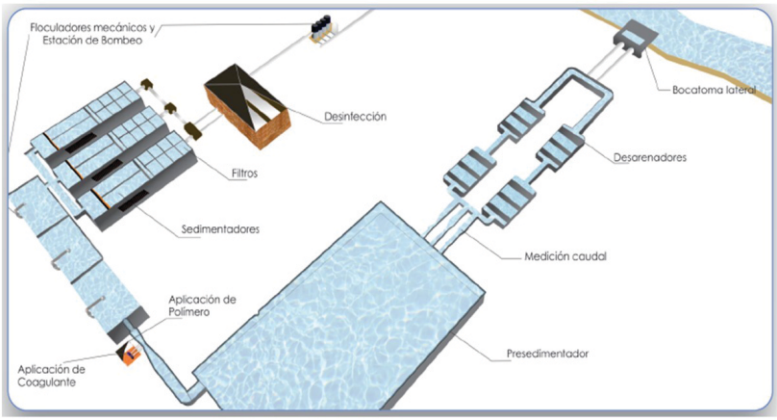



***Figura 4***. *Representación esquemática de las etapas del proceso de potabilización de la planta de tratamiento PTAP-03 (Fuente: Propia)*

### 1.4.1.4. Planta de Tratamiento PTAP-04

Esta planta de tratamiento procesa el agua que proviene de la cota del río Zulia, mediante el uso de tres bombas eléctricas de gran capacidad. Al agua se le adiciona coagulante y polímero y posteriormente se hace circular por una unidad de floculadores hidráulicos. El agua floculada pasa por la unidad de sedimentación donde se extraen partículas formadas en la floculación. Seguidamente el agua pasa por el lecho filtrante para ser por último clorada y enviada por bombeo a los barrios periféricos de la ciudad donde se encuentra ubicada (figura 5). La planta beneficia a una población de más de 400.000 habitantes.

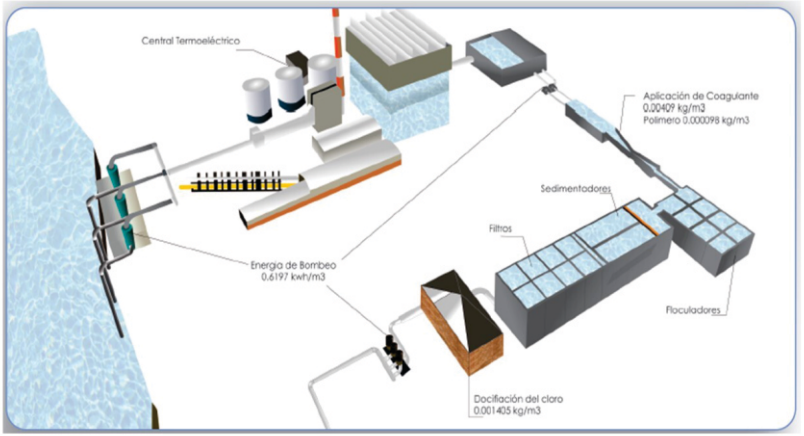



***Figura 5.*** *Representación esquemática de las etapas del proceso de potabilización de la planta PTAP-04 (Fuente: Propia)*

## REFERENCIAS

1. R. Villamizar, R. Ortiz, R. Espinel, y I. Rojas. “Cartilla Educativa: El Agua Recurso Vital”. Edición No.1. Edita Universidad de Pamplona. ISBN 978-958-58769-4-1. 2015.
2. A. Azcona, M. Fernández. En: Agua para la Salud. Pasado, Presente y Futuro. Vaquero y Toxqui. Eds. CSIC. 2012. Capítulo 3. Propiedades y funciones biológicas del agua. ISBN: 978-84-00-09572-7. Pp: 33-45
3. H. Effendi. River water quality preliminary rapid assessment using pollution index. Procedia Environmental Sciences, vol. 33, pp.562 – 567/2016. www.nortedesantander.gov.co
4. Informe Final Ronda del Río Pamplonita-Cúcuta www.corponor.gov.co. Fecha de consulta 10-01-17.
5. D. Laguado y L. Torres. Plan de Ordenación y Manejo Ambiental de la

Cuenca del Río Pamplonita. Disponible en: https://corponor.gov.co/sitioanterior/index.php/estaticos/49-planes/1934-plan-de-ordenamiento-y-manejo-cuenca-rio-pamplonita. Fecha de consulta 10-04-19

6. O. Ortíz, R. Villamizar, R. Cáceres. Life cycle assessment of four potable water treatment plants in northeastern Colombia. Revista Ambient & Água, vol, 11 (2), pp. 268-279/2016.
7. Ministerio de Agricultura. Decreto 1594 de 1984. En cuanto a usos del agua y residuos líquidos.

# CAPÍTULO II

## CONTAMINANTES QUÍMICOS EN AGUAS CRUDAS Y POTABLES

# CAPÍTULO II

# CONTAMINANTES QUÍMICOS EN AGUAS CRUDAS Y POTABLES

**Johann F. Osma***

## 2.1. Introducción

La industrialización global, el aumento poblacional y el movimiento de bienes y materiales a nivel mundial han propiciado un incremento importante en la cantidad de contaminantes liberados al agua y al ambiente [1]. No obstante, debido a la diferencia existente entre las políticas que se establecen en países productores y consumidores, muchos contaminantes son trasladados de un sitio a otro impactando ecosistemas antes de que puedan generarse normas para regular su presencia y/o exposición. Así pues, un contaminante químico podría ser definido como aquella sustancia que puede ser introducida de manera natural o inducida en un ecosistema, como producto de la actividad antropogénica en cantidades suficientes, capaces de generar efectos indeseables en diferentes ecosistemas [2,3].

## 2.2. Tipos de Contaminantes Químicos en Aguas

Existe una gran variedad de elementos, compuestos y materiales que son contaminantes químicos, en especial aquellos que tienen una rápida afectación sobre la salud humana. Dentro del grupo de los contaminantes emergentes se incluyen desde fármacos hasta productos de aseo y protección personal. La mayoría de estos contienen esteroides, hormonas, disruptores endocrinos, surfactantes, compuestos perfluorinados, benotriazoles y benzotiazoles, siloxanos, biocidas, pesticidas polares

*JFO es Ingeniero Electrónico y Magister en Electrónica y Computadores de la Universidad de los Andes. Doctor en Ingeniería Química, Ambiental y de Procesos Industriales de la Universitat Rovira i Virgili, España. Actualmente, profesor Asociado de la Universidad de los Andes y coordinador del Centro de Microelectrónica CMUA. Es miembro del comité asesor de la Red Colombiana de Nanotecnología.*

aditivos para combustible, metales pesados, entre muchos otros [3]. Los metales pesados, se definen como elementos que se encuentran en alta densidad con respecto al agua. Estos a su vez incluyen a los metaloides, los cuales pueden llegar a ser altamente tóxicos incluso a bajos niveles de exposición como es el caso del arsénico [4].

## 2.3. Métodos de detección

Las técnicas actuales de medición de metales pesados en aguas se basan principalmente en absorción atómica, espectroscopia de masas y rayos X. Se caracterizan por su precisión y sensibilidad cumpliendo con los requerimientos exigidos por las diversas normativas nacionales e internacionales. No obstante, con el avance de la ciencia, grupos de investigación, innovación & desarrollo alrededor del mundo han venido incorporando nuevas tecnologías disruptivas, que incluyen el uso de la microfluídica [5-9], nano compuestos [10-13], nuevas técnicas de manufactura a pequeña escala [14-17] y las tecnologías de información [18-23] para realizar monitoreo sistemático de contaminantes químicos en agua. Algunas de estas se mencionan a continuación.

### 2.3.1. Métodos espectroscópicos

#### 2.3.1.1. Espectroscopía Atómica (EA)

En general, la espectroscopia atómica se compone de absorción atómica, emisión y fluorescencia [24]. Cada átomo está compuesto por un núcleo bordeado por electrones, y a su vez, cada elemento tiene un número específico de electrones conectados a su núcleo. La configuración orbital más estable de un átomo es conocido como “estado fundamental”. Al

aplicársele energía a un átomo, una cantidad conocida de la energía con una longitud de onda dada será absorbida y un electrón externo promueve a una configuración menos estable conocida como “estado excitado”. Dado que este estado es inestable, el átomo espontáneamente regresará al “estado fundamental”, liberando energía lumínica a una frecuencia específica. El proceso de excitación y la decadencia al “estado fundamental” está involucrada en los tres tipos o campos de la espectroscopia atómica (Figura 1).

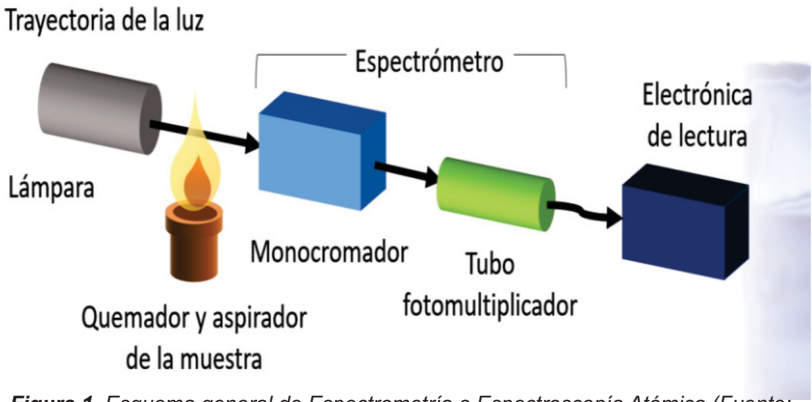



***Figura 1.*** *Esquema general de Espectrometría o Espectroscopía Atómica (Fuente: propia)*

### 2.3.1.2. Espectrometría de Absorción Atómica (EAS)

AAS es un método cuantitativo de análisis de metales adecuado para la determinación de aproximadamente 70 elementos. Este método mide la concentración del elemento al pasar luz de una longitud de onda específica emitida por una fuente de radiación a través de átomos de la muestra. Los átomos absorben la luz a partir de una fuente de energía conocida como lámpara de cátodo hueco (HCL). La reducción en la cantidad de intensidad de luz alcanzada en el detector es visto como una medida de la concentración del elemento particular en la muestra original [24].

### 2.3.1.3. Espectrometría de Absorción Atómica de Llama (FAAS)

FAAS es una técnica adecuada para determinar metales a niveles de concentración de partes por millón (ppm) con buena precisión para muchos elementos. En esta técnica las muestras se introducen en el atomizador como un aerosol por el nebulizador [24]. La técnica FAAS proporciona un análisis rápido de pocos segundos por muestra, con alta reproducibilidad, interferencias moderadas que se pueden corregir fácilmente y coste relativamente bajo. FAAS se ha aplicado con éxito para la determinación de metales pesados en varias matrices. Algunos elementos como el arsénico (As) y el zirconio (Zr) no pueden ser determinados por FAAS porque la temperatura máxima de atomización no es suficiente para inducir la atomización completa.

### 2.3.1.4. Espectroscopia de absorción atómica del horno de grafito (GFAAS)

GFAAS es una técnica apropiada de atomización utilizada para determinar las concentraciones de analitos en muestras con un límite en el nivel de partes por billón (ppb) [24]. En esta técnica, las muestras se mezclan con modificadores antes de los procesos de atomización y se dispensan en un tubo de grafito (atomizador) que está programado para ser calentado por etapas en serie, incluyendo secado, ceniza y atomización para eliminar el disolvente y los componentes de la matriz y atomizar la muestra restante. La muestra atomizada se mantiene dentro del tubo y en el trayecto de la luz durante un período prolongado de tiempo, lo que conduce a una mejora de la sensibilidad. La interferencia química es relativamente baja debido al uso de modificadores químicos para estabilizar el analito y hacer que la matriz sea más volátil. GFAAS tiene un muy buen límite de detección para la

mayoría de los elementos, ya que un pequeño tamaño de muestra de 20 µL es suficiente para el análisis, sin embargo, la técnica tiene algunas desventajas como rango de trabajo limitado, análisis lento y alto costo.

### 2.3.1.5. Espectroscopia de Absorción Atómica de Generación de Hidruro (HGAAS)

La técnica de atomización HGAAS se usa regularmente para la medición de algunos elementos, en su mayoría metaloides como antimonio, arsénico, selenio y telurio [24]. En la técnica del hidruro, un sistema de flujo continuo implica la reacción de muestras acuosas acidificadas con un agente reductor tal como borohidruro sódico para generar hidruro volátil, que luego se transporta a la célula de cuarzo caliente (atomizador) a lo largo del eje óptico de un AAS convencional por medio de un gas de argón. En la celda de cuarzo, los hidruros se convierten en átomos de analito metaloide gaseoso en la trayectoria de una lámpara fuente y se genera una señal mediante la medición de la cantidad de luz absorbida. La técnica HGAAS está restringida a ciertos elementos. La calidad de los resultados está sujeta a diferentes parámetros, tales como el estado del analito, las presiones de gas, la concentración de ácido y la temperatura celular. Por lo tanto, la obtención de datos de alta calidad en esta técnica depende fuertemente de la habilidad del operador.

### 2.3.1.6. Espectrometría de Absorción Atómica de Vapor Frío (CVAAS)

La característica única del mercurio de tener cambios de fase a bajas temperaturas, permite su medición de vapor a temperatura ambiente. Por lo tanto, CVAAS es un procedimiento AAS sin llama para el método de

detección de mercurio basado en la absorción de radiación a 253,7 nm por vapor de Hg [24]. El mercurio se reduce primero al estado elemental por un agente reductor fuerte tal como borohidruro sódico o cloruro de estaño. El vapor de mercurio pasa a la célula de absorción situada en el trayecto de la luz del espectrofotómetro por gas portador de argón.

#### 2.3.1.7. Emisión Atómica y Espectroscopia de Fluorescencia (AES y AFS)

En la técnica AES, la alta energía promueve que los átomos en estados electrónicos excitados emitan luz cuando regresan al estado electrónico fundamental [24]. Cada elemento emite luz a una longitud de onda característica, que es aislada por una rejilla y detectada a través de un espectrómetro. La longitud de onda de la línea espectral atómica proporciona la identidad del elemento, mientras que la intensidad de la luz emitida es proporcional al número de átomos del elemento. En AFS se combinan aspectos tanto de la absorción atómica como de la emisión atómica. Los átomos de estado fundamental generados en una llama son excitados enfocando un haz de luz en el vapor atómico. Se mide la emisión subsiguiente de la desintegración de los átomos excitados por la luz de la fuente.

### 2.3.2. Métodos Electroquímicos

A pesar de esta amplia clasificación de técnicas para el tratamiento de aguas residuales, es también necesario desarrollar técnicas diagnósticas para determinar qué tipo de tratamiento de aguas realizar. En este apartado nos centraremos en aquellas que se basan en principios electroquímicos,

es decir, en la manipulación o favorecimiento de interacciones químicas a través de la estimulación eléctrica. Dependiendo de la naturaleza del ensayo las técnicas electroquímicas reciben un nombre distinto, y a estas se les conoce como técnicas electro-analíticas. Cabe recordar que este término puede ser confundido con aquellas técnicas de caracterización eléctricas que no necesariamente promueven reacciones químicas (Figura 2).

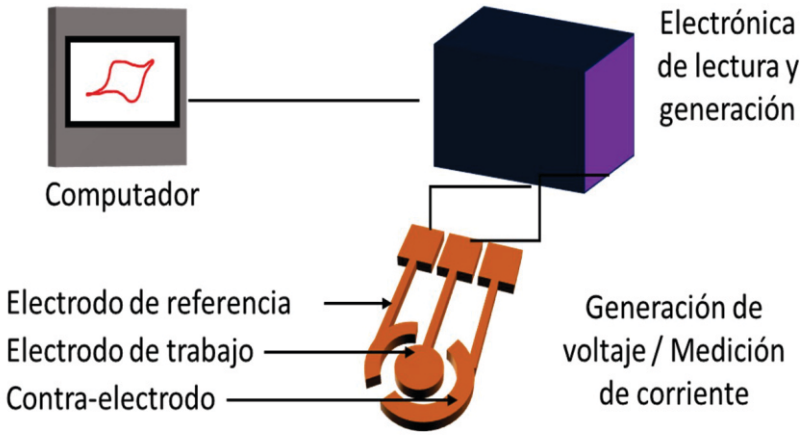



***Figura 2.*** *Esquema general de medición de técnicas electroquímicas (Fuente: propia)*

### 2.3.2.1. Potenciometría

La potenciometría se basa en la medición pasiva del potencial eléctrico de una solución entre dos electrodos, afectando muy poco a la solución en el proceso. Dicha medición se relaciona con la concentración de uno o varios analitos. En caso de conocer la naturaleza del analito de interés el uso de distintos materiales para la fabricación del electrodo permitirá una medición con menor nivel de ruido.

### 2.3.2.2. Coulombimetría

Es una técnica que, a través de una corriente aplicada permite medir procesos de oxidación o de reducción. La corriente total medida, directamente o indirectamente, da indicaciones de la concentración del analito.

### 2.3.2.3. Voltametría

Es una técnica que aplica un potencial constante o variable en la superficie de un electrodo y a la vez hace una medición de corriente en un montaje de tres electrodos. Esta familia de técnicas puede revelar los potenciales de oxidación y reducción de un analito, así como su reactividad electroquímica. Una de las técnicas más conocidas es la voltametría cíclica, la cual, a través de la aplicación de una señal periódica triangular de potencial eléctrico, registra continuamente la corriente del ensayo estableciendo los potenciales de oxidación y reducción. De forma adicional, la concentración del analito genera una dependencia en la magnitud de la relación del potencial y la corriente, siendo esta última característica útil para la medición y cuantificación del analito de interés.

### 2.3.2.4. Amperometría

La amperometría es el término que indica la totalidad de las técnicas electroquímicas en las que se mide una corriente en función de una variable independiente que es típicamente el tiempo o el potencial eléctrico aplicado. Históricamente la amperometría y la voltametría no han sido fácilmente separables ya que antiguamente mantener las condiciones eléctricas constantes o con variaciones deseables presentaba alta

dificultades. En la actualidad se conocen en conjunto como técnicas voltamperométricas.

### 2.3.3. Tecnologías disruptivas

El uso de técnicas electroquímicas para la detección de metales pesados es amplio, sin embargo, su historia más reciente ha estado ligada a la también incorporación de nuevas, denominadas “tecnologías disruptivas”. A través de la aplicación de estas se ha ido transformando de una manera u otra la forma en que se realizan los ensayos, así como su capacidad para mejorar selectividad y sensibilidad, y por supuesto la manera como la información es administrada. Es por esto, que la incorporación de la electroquímica en sistemas microfluídicos ha ayudado a disminuir el tamaño de la muestra, a controlar mejor las condiciones de medición como temperatura y pH y ha permitido tener dispositivos para el manejo de pruebas en lote, semi-lote y continuo.

De igual manera la inclusión de nanocompuestos mejora la afinidad de los procesos electroquímicos y en algunos casos, llega a reducir costos de manufactura. La característica de los nanomateriales particulados de poseer una gran relación área/volumen, incrementa potencialmente la reactividad del ensayo. De igual manera el uso de nanocompuestos con buenas características de conducción eléctrica permite una respuesta más rápida en la lectura del ensayo con menores pérdidas.

Para poder incorporar los nanocompuestos en los electrodos de los ensayos electroquímicos ha sido necesario el desarrollo de nuevas técnicas de manufactura a pequeña escala que permitan un escalado

sencillo y económicamente viable. Técnicas como la serigrafía de patrones por impresión (screen printing en inglés) ha permitido la creación de tintas conductoras que además emplean nanomateriales como dopante. Estas tintas son aplicadas de forma sencilla sobre infinidad de sustratos de acuerdo a la aplicación. En algunos casos el uso de materiales celulíticos, como el papel, ha permitido combinar el uso de nanocompuestos en tintas de impresión y aprovechar la capilaridad natural del sustrato como elemento microfluídico de bajo costo (Figura 3).

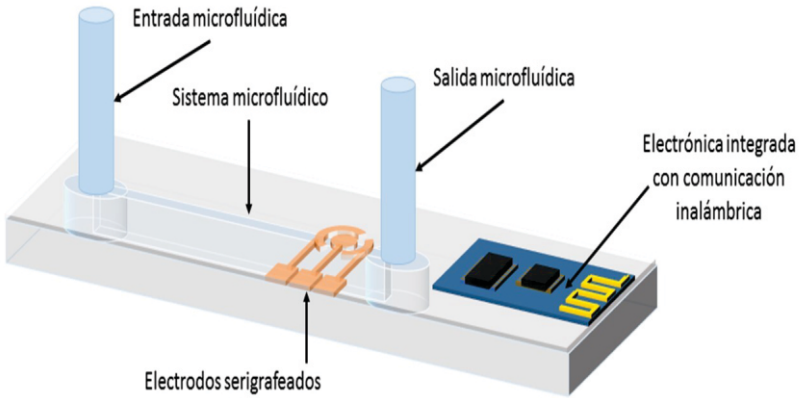



***Figura 3.*** *Modelo representativo de la incorporación de tecnologías disruptivas en la detección de metales pesados (Fuente: propia).*

Aun así, la necesidad de poder hacer un monitoreo extensivo y poder hacer un buen uso de la información de cada medición es una tarea que sobrepasa las capacidades de las tecnologías anteriormente descritas. Es por esto que el aporte de las tecnologías de la información y la capacidad de integrar estos elementos de medida en dispositivos de comunicación personal e inalámbrica como los celulares, suponen el siguiente paso en la capacidad de diagnosticar la presencia de metales pesados y otros contaminantes.

### 2.3.3.1. Microfluídica

La microfluídica se entiende como la manipulación de fluidos en canales con dimensiones de decenas de micrómetros [25]. La microfluídica ha impactado positivamente en áreas temáticas desde la síntesis química y el análisis biológico hasta la óptica y la tecnología de la información. Sin embargo, es en el campo de la sensórica y medición donde su aplicación se ha visto con mayor impacto. Varios de los trabajos en detección de metales pesados haciendo uso de dispositivos microfluídicos se basan en la construcción tipo chip, herencia de la microelectrónica, razón por la cual la aplicación de una voltametría de onda cuadrada es típica (Tabla 1). En la mayoría de casos, la detección de metales pesados, como plomo (Pb) y cadmio (Cd), alcanza límites de detección en el rango de pocas partes por billón (ppb).

***Tabla 1.*** *Dispositivos microflúdicos que utilizan detectores electroquímicos para la medición de metales pesados (Extraído y modificado de [26]).*

| Tipo de analizador | Material | Método | Analito | LOD[a] | Tiempo (s) de preconcentración | Separación | Muestra real | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Chip | Plata | SWASV[b] | $Pb^{2+}$ | 0,55 ppb | 300 | No | No | [27] |
| Chip | Bismuto | SWASV | $Pb^{2+}$ | 8 ppb | 60 | No | Cultivo celular<br>Agua subterraánea | [28] |
| | | | $Cd^{2+}$ | 9,3 ppb | 90 | | Agua subterránea | |
| Chip | Platino | Electrodeposición y LSV[c] | $Pb^{2+}$ | 150 ppb | 10 | No | Agua de mar | [29] |
| | | | $Cd^{2+}$ | 340 ppb | | | | |
| Chip | Oro | Crono-potenciometría (anodic stripping) | $Cu^{2+}$ | <0,3 uM | 5 | No | No | [30] |
| µPAD | Carbón | SWASV | $Pb^{2+}$ | 2 ppb | 120 | Sí | Agua salada de soda, agua subterránea sucia | [31] |
| | | | $Cd^{2+}$ | 2,3 ppb | | | | |
| µPAD | Bismuto sobre carbono | SWASV | $Pb^{2+}$ | 1 ppb | 120 | Sí | No | [32] |

*a Límite de detección.*
*b Voltamperometría anómala de onda cuadrada.*
*c Voltamperometría de barrido lineal.*

### 2.3.3.2. Nanocompuestos

El mundo de los nanocompuestos es bastante rico y variado. Por un lado, los nanocompuestos basados en carbón (e.g. nanotubos, grafeno, fullerenos) poseen excelentes propiedades mecánicas y eléctricas que los convierten en prometedores materiales para la medición y sensado. Sin embargo, el uso de nanopartículas metálicas (e.g. oro, plata) transfiere características interesantes por su naturaleza química más noble, así mismo por su excelente relación área/volumen. Finalmente, el uso de nanopartículas de óxidos y sílice, debido a su porosidad y el alto contenido de grupos hidroxilos en su superficie permiten una funcionalización de superficie favorable para aumentar la especificidad y funcionalidad de los nanocompuestos, así como disminuir el costo comparado con su contraparte metálica. La tabla 2, resume el uso de nanocompuestos para la detección de metales pesados, siendo importante resaltar que, en prácticamente todos los casos, los límites de detección son inferiores a aquellos exigidos por la regulación colombiana, americana o europea, haciéndolos aptos para su uso en el control de dichas sustancias.

***Tabla 2.*** *. Biosensores electroquímicos para análisis ambiental usando nanocompuestos (Extraído y modificado de [1])*

| Contaminante | Electrodo de trabajo | Rango lineal | LOD[a] | Muestra | Detalles | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Grafeno** | | | | | | |
| Cd (II) | Electrodo de pasta de carbono preparado usando Óxido de grafeno reducido y nanopartículas de bismuto | hasta 120 g $^{L-1}$ | 2,8 g $^{L-1}$ | Aguas de tierra y de lago | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltamperometría de separación anódica por impulso diferencial | [33] |
| Pb (II) | | hasta 120 g $^{L-1}$ | 0,55 g $^{L-1}$ | | | |
| Zn (II) | | hasta 400 g $^{L-1}$ | 17 g $^{L-1}$ | | | |
| Cu (II) | | hasta 100 g $^{L-1}$ | 26 g $^{L-1}$ | | | |
| Cd (II) | Electrodo de carbono vítreo modificado con Bi y la tionión tiolada soportada por óxido de grafeno electrolítico | 1-40 µg $^{L-1}$ | 0,1 g $^{L-1}$ | Primavera y aguas fluviales | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltametría anódica | [34] |
| Pb (II) | | | 0,05 g $^{L-1}$ | | | |
| Tl (I) | Electrodo de pasta de carbono preparado con grafeno, | 1,25 × 10 $^{-9}$- 2.00 × 10 $^{-7}$ M | 3,57 × 10 $^{-10}$M | Agua y suelo del río | La determinación voltamétrica de desprendimiento anódico de onda cuadrada simultánea de Tl (I), Pb (II) y Hg (II), incluso en presencia de otros metales pesados tales como Zn (II) y Cu (II) | [35] |
| Pb (II) | 1- *n* -octylpyridinum hexafluorofosfato, y | | 4.50 x 10 $^{-10}$M | | | |
| Hg (II) | [2,4-Cl $_2$ C $_6$ H $_3$ C (O) CHPPh $_3$] | | 3,86 × 10 $^{-10}$ M | | | |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Cd (II) | Electrodo de carbono vítreo modificado con una película stannum / poli (*p* - aminobenzene ácido sulfónico) / grafeno | 1,0 a 70,0 µg $L^{-1}$ | 0,05 µg $L^{-1}$ | Residuos<br>Agua, lago y aguas de riego de tierras de cultivo | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltametría anódica | [36] |
| **Nanotubos de carbon** | | | | | | |
| Cd (II) | Electrodo de pasta de carbono preparado utilizando MWCNTs y hexafluorofosfato de octilpiridin | 0,2 a 23 µg $L^{-1}$ | 0,08 µg $L^{-1}$ | Residuos<br>Agua y el agua del Golfo Pérsico | Medición realizada por voltamperometría anódica de arranque por diferencial | [37] |
| Hg (II) | Electrodo de pasta de carbono preparó usando 1- *n*tetrafluoroborato de butil-3-metilimidazolio, 1-(2-etoxifenil) -3- triazeno (3-nitrofenil) y MWCNTs | 5,0 x $10^{-9}$ -1,0 × $10^{-4}$ M | 2,5 x $10^{-9}$ M | Mar y aguas fluviales | Medición potenciométrica, pendiente Nernstiana de 29,3 ± (0,2) mV década $^{-1}$ de Hg (II) | [38] |
| Cd (II) | Electrodo de pasta de carbono preparado utilizando CNTs y Chitosan | 5,9 × $10^{-8}$ - 1,5 x $10^{-6}$ M | 9,8 x $10^{-9}$ M | Residuos | Cd (II) y Hg (II) se evaluaron mediante el uso de voltametría de arrastre anódico de barrido lineal | [39] |
| Hg (II) | | 6,7 x $10^{-9}$ -8.3 x $10^{-8}$ M | 2,4 x $10^{-9}$ M | agua y Sedimentos | | |
| Pb (II) | | 0,5-90 µg $L^{-1}$ | 0,04 µg $L^{-1}$ | agua de lago | | [40] |
| Catecol | Electrodo de carbono vítreo modificado con MWCNTs, cloruro de 1-butil-3-metilimidazolio, fosfato de dihexadecilo y tirosinasa | 4,9 × $10^{-6}$ -1,1 × $10^{-3}$ M | 5,8 x $10^{-7}$ M | agua de lago | Biosensor usando tirosinasa como biocomponente,<br>Mediciones realizadas mediante voltametría de barrido lineal | [41] |
| **Negro carbon** | | | | | | |
| Hg (II) | SPE modificado con CB N220 | 2,5 × $10^{-8}$ -1 × $10^{-7}$ M | 5 x $10^{-9}$ M | Agua potable | La detección amperométrica mediante la explotación de la reacción entre la tiocolina y Hg (II) | [42] |
| Fosfato | SPE modificado con CB N220 | 0,5-100 µM | 0,1 µM | Aguas de ríos y acuarios | El fosfato se midió usando técnica amperométrica a través de la reducción electroquímica del complejo molibdofosfato | [43] |
| As (III) | SPE modificado con CB N220 y nanopartículas de oro | 2-30 µg $L^{-1}$ | 0,4 µg $L^{-1}$ | Agua potable | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltamperometría de arrastre anódico de barrido lineal | [44] |
| Hg (II) | SPE modificado con CB N220 y nanopartículas de oro | hasta 60 µg $L^{-1}$<br>60-100 µg $L^{-1}$ | 3 µg $L^{-1}$ | Suelos y aguas fluviales | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltametría anódica | [45] |
| **Otros nanomateriales carbonosos** | | | | | | |
| Hg (II) | SPE modificado con nanoesferas carbonosas y | 5-35 nM | 0,0041 nM 0,0214 nM | Suelo | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltametría anódica | [46] |
| Pb (II) | Polipirrol | 1-7 nM | | Agua | | |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Nanomateriales a base de nanopartículas metálicas** | | | | | | |
| Zn (II)<br>Cd (II) | Electrodo de oro modificado con nanopartículas de oro, cisteína y ácido dipicolínico | 0,020-25 µM<br>0,045-17,0 µM | 0,008 µM<br>0,015 µM | Lago, río y aguas de manantial | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltamperometría de separación anódica por impulso diferencial | [47] |
| As (III) | Electrodo de carbono vítreo modificado con compuesto de nafión incrustado de nanopartículas de oro | 0,1-12 µg $^{L-1}$ | 0,047 µg $^{L-1}$ | agua de lago | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltamperometría anódica de onda cuadrada, EDTA se utilizó para superar la interferencia de Cu (II) y Hg (II) | [48] |
| Hg (II) | Electrodo de pasta de carbono diseñado por la incorporación de aminoácidos thiolated capsuló nanopartículas de oro en el líquido iónico de carbono | 10 nM - 20 \ mu M | 2,3 nM | Residuos<br>agua | Se detectó el Hg (II) explotando la capacidad quelante del nanocompuesto combinado con voltamperometría de onda cuadrada | [49] |
| As (III) | Electrodo de carbono vítreo modificado con nanopartículas de plata y quitosano | 10-100 µg $^{L-1}$ | 1.20 µg $^{L-1}$ | Suelo<br>agua | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltamperometría de separación anódica por impulso diferencial | [50] |
| **Otros nanomaterials** | | | | | | |
| Pb (II) | SPE modificado con nanopartículas de sílice mesoporosa | 1-30 µg ml $^{-1}$ | 0.1 µg ml $^{-1}$ | Río y subterráneo<br>agua | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltametría anódica | [51] |
| Pb (II)<br>Cd (II) | Electrodo de carbono vítreo modificado con nanopartículas de sílice mesoporosa y película de bismuto | 2-150 µg ml $^{-1}$ | 0,2 µg $^{L-1}$<br>0,6 µg $^{L-1}$ | agua de lago | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltametría anódica | [52] |
| Hg (II) | Electrodo de pasta de carbono preparado usando pasta de carbono, aceite mineral y nanopartículas de sílice mesoestructurada funcionalizadas con un derivado de 5-mercapto-1-metiltetrazol | 0,025-0,25 µM | 0,023 µM | Suelo<br>Agua y agua de río | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltametría anódica | [53] |
| Cd (II)<br>Pb (II)<br>Cu (II) | Electrodo de carbono vítreo modificado con nanocables de molibdeno - calcogenuro -haluro | 0,5-150 µg $^{L-1}$<br>1,5 a 450 µg $^{L-1}$<br>1,5 a 450 µg $^{L-1}$ | 0,10 µg $^{L-1}$<br>0,45 µg $^{L-1}$<br>0.20 µg $^{L-1}$ | Agua del grifo | Las mediciones realizadas mediante el uso de voltamperometría de separación anódica por impulso diferencial | [54] |

### 2.3.4. Técnicas de manufactura

Los electrodos serigrafeados de máscara (SPE por sus siglas en inglés) son sensores desechables basados en la tecnología de serigrafía. Se construyen mediante la impresión de diversos tipos de tintas sobre diferentes sustratos de cerámica o plástico. Las máscaras de poliéster se utilizan comúnmente para la impresión por sus características de elasticidad y reutilización. Este material también permite la incorporación de diversas geometrías en el diseño, convirtiendo a la técnica en un camino flexible para manufactura. Tanto la selectividad como la sensibilidad necesaria para el procedimiento analítico se determinan principalmente por la composición de las tintas utilizadas para la impresión (Tabla 3). Además, una amplia gama de tales dispositivos está disponible comercialmente, con una utilización de tintas principalmente basadas en carbón, oro y plata [55]. Las principales ventajas de estos electrodos impresos son su simplicidad, confiabilidad, y portabilidad en la operación y un costo moderado de manufactura [56].

***Tabla 3.*** *. Uso de electrodos serigrafeados con nanocompuestos para la detección de metales pesados (Extraído y Modificado de [57])*

| Analito | Nanocompuesto | Compuestos de electrodos | Técnica | Rango (LOD [a]) | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| Hg(II) | Carbón negro | CSPE [b], Carbón negro con tioles en la solución) | Amperometría | (5 nM Hg(II)) | [42] |
| Cd, Pb, Zn | Nanotubos de carbón de multiple pared (MWCNT) | CSPE, MWCNT, Película Bi | SWASV [c] | (1.5 nM Cd, 0.7 nM Pb, 11.1 nM Zn) | [58] |
| Cr(VI) | | CSPE, MWCNT, quercitin | DPV [d] | 1.0 – 200 µM (0.3 µM) | [59] |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Pb(II) | Grafeno | CSPE, óxdo de grafeno reducido | SWASV | 5–200 µg/L (1 µg/L) | [60] |
| As(III) | Nanopartículas de oro (AuNP) | CSPE, AuNP modificadas con ibuprofeno | CV[e] | 0.1–1800 µg/L (0.018 µg/L) | [61] |
| Cr(VI) | | CSPE, AuNP | ASV[f] | 0.7–35 µg/L (1.6 ng/L) | [62] |
| Pb(II) | | CSPE modificado con aminofenil, AuNP | SWASV | 2.5–25 nM | [63] |
| Pb(II), Cu(II) | | Au-SPE, AuNP | SWASV | 20–200 µg/L Pb (2.2 µg/L) | [64] |
| As(III) | Nanopartículas de platino (PtNP) | CSPE, PtNP | CV | 0.16–1.3 µM (77 nM) | [65] |
| As(III) | CB/AuNP | CSPE, Carbón negro, AuNP | ASV | 2–30 µg/L (0.4 µg/L) | [44] |
| Polypyrrole | Hg(II), Pb(II) | CSPE,nanoesferas de polipirrol-carbonaceo | SWASV | (4.1 pM Pb, 21.4 pM Hg) | [46] |

*a Límite de detección.*
*b Electrodo de trabajo de serigrafía con carbón*
*c Voltamperometría anómala de onda cuadrada.*
*d Voltametría diferencial de pulso*
*e Voltametría cíclica*
*f Voltamperometría anódica*

### 2.3.5. Tecnologías de la Información

Los sensores electroquímicos han aparecido como una solución novedosa para la manufactura de sensores específicos y de alta sensibilidad [66]. Se ha demostrado que su uso permite la detección de sustancias con muestras pequeñas de volumen, constituyéndola en una técnica prometedora para los dispositivos de diagnóstico, en los que se requieren bajos requerimientos de volumen de muestra y reactivo, fácil integración y respuesta rápida [19]. Sin embargo, los sensores electroquímicos actuales siguen siendo una tendencia emergente, por lo que se deben considerar varios aspectos para lograr un producto comercial y de fácil uso. Entre dichas consideraciones está la integración con sistemas de comunicación

inalámbrica con dispositivos móviles y computadores para facilitarla supervisión y el almacenamiento de datos [20]. De igual forma, el desarrollo de aplicaciones amigables que faciliten la vida del operario y acerquen al investigador y desarrollador al usuario final del sistema, situación que rara vez se lleva a cabo.

## 2.4. Normativa Colombiana para medición de metales pesados en aguas crudas y potables

La tabla 4 y 5 resume los límites máximos de algunos metales permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público tanto para aguas residuales domésticas y no domésticas así como en aguas potables en Colombia [67].

***Tabla 4.*** *Límites máximos permisibles de metales pesados en los vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas-ARD y de las aguas residuales de los prestadores del servicio público de alcantarillado a cuerpos de aguas superficiales [57])*

| Metal- Metaloide | Valor de Referencia mg/L |
|---|---|
| Aluminio (Al) | Análisis y Reporte |
| Cadmio (Cd) | 0.10 |
| Cinc (Zn) | 3.00 |
| Cobre (Cu) | 1.00 |
| Cromo (Cr) | 0.50 |
| Hierro (Fe) | Análisis y Reporte |
| Mercurio (Hg) | 0.02 |
| Níquel (Ni) | 0.50 |
| Plata (Ag) | Análisis y Reporte* |
| Plomo (Pb) | 0.50 |

*
No se contempla para cargas menores a 3.000 Kg/día DBOs

***Tabla 4.*** *Límites máximos permisibles de metales pesados en aguas para consumo humano en Colombia [57]***)**

| Metal- Metaloide | Valor de Referencia mg/L |
|---|---|
| Arsénico (As) | 0.01 |
| Cadmio (Cd) | 0.003 |
| Cobre (Cu) | 1.0 |
| Mercurio (Hg) | 0.001 |
| Cromo total (Cr) | 0.05 |
| Níquel (Ni) | 0.02 |
| Plomo (Pb) | 0.01 |

Teniendo en cuenta los valores máximos permitidos, las técnicas de medición que se decidan emplear para tal fin deben estar por lo menos un orden de magnitud por debajo de dichos valores, con el fin de garantizar fiabilidad en la medición. Dado que el caso del mercurio (Hg) es el más crítico para la legislación colombiana, se esperaría que las técnicas y tecnologías de medición utilizadas estén en el orden de las unidades de microgramos/litro. Debido al límite de detección deseado, la medición electroquímica resulta en una herramienta interesante para el diagnóstico de la presencia de metales pesados en aguas de manera portátil e in-situ. Sin embargo, esta tarea aún debe ser llevada a cabo y verificada con técnicas estándar como la absorción atómica (AA) para lograr un

diagnóstico confiable. Es de recordar que la legislación colombiana dista de los límites máximos permitidos de zonas como la Unión Europea donde en algunos casos los límites máximos están incluso un orden de magnitud por debajo.

## REFERENCIAS

[1] F. Arduini, S. Cinti, V. Scognamiglio, D. Moscone, and G. Palleschi, "How cutting-edge technologies impact the design of electrochemical (bio)sensors for environmental analysis. A review," Analytica Chimica Acta, vol. 959, pp. 15-42, 3/22/ 2017.

[2] P. J. Landrigan and L. R. Goldman, "Childrens Vulnerability To Toxic Chemicals: A Challenge And Opportunity To Strengthen Health And Environmental Policy," Health Affairs, vol. 30, no. 5, pp. 842-850/2011.

[3] A. A. Bletsou, J. Jeon, J. Hollender, E. Archontaki, and N. S. Thomaidis, "Targeted and non-targeted liquid chromatography-mass spectrometric workflows for identification of transformation products of emerging pollutants in the aquatic environment," TrAC Trends in Analytical Chemistry, vol. 66, pp. 32-44/2015.

[4] P. B. Tchounwou, C. G. Yedjou, A. K. Patlolla, and D. J. Sutton. " Heavy Metals Toxicity and the Environment". Heavy metals toxicity and the Environment, vol.101, pp. 133-164/2012.

[5] H. Bridle, W. Wang, D. Gavriilidou, F. Amalou, D. P. Hand, and W. Shu, "Static mode microfluidic cantilevers for detection of waterborne pathogens," Sensors and Actuators A: Physical, vol. 247, pp. 144-149, 8/15/ 2016.

[6] C.-C. Liu, Y.-N. Wang, L.-M. Fu, and D.-Y. Yang, "Rapid integrated

microfluidic paper-based system for sulfur dioxide detection," Chemical Engineering Journal, vol. 316, pp. 790-796, 5/15/ 2017.

[7] W. Guan, M. Liu, and C. Zhang, "Electrochemiluminescence detection in microfluidic cloth-based analytical devices," Biosensors and Bioelectronics, vol. 75, pp. 247-253, 1/15/ 2016.

[8]R. Burger, L. Amato, and A. Boisen, "Detection methods for centrifugal microfluidic platforms," Biosensors and Bioelectronics, vol. 76, pp. 54-67, 2/15/ 2016.

[9]T.-Y. Chen, T.-H. Yang, N.-T. Wu, Y.-T. Chen, and J.-J. Huang, "Transient analysis of streptavidin-biotin complex detection using an IGZO thin film transistor-based biosensor integrated with a microfluidic channel," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 244, pp. 642-648, 6/2017.

[10]W. Zhou et al., "Ag@AgHPW as a plasmonic catalyst for visible-light photocatalytic degradation of environmentally harmful organic pollutants," Materials Research Bulletin, vol. 48, no. 6, pp. 2308-2316, 6/2013.

[11]A. Pahlavan et al., "Application of CdO nanoparticle ionic liquid modified carbon paste electrode as a high sensitive biosensor for square wave voltammetric determination of NADH," Materials Science and Engineering: C, vol. 45, pp. 210-215, 12/1/2014.

[12]D. Li, J. Jia, Y. Zhang, N. Wang, X. Guo, and X. Yu, "Preparation and characterization of Nano-graphite/TiO2 composite photoelectrode for photoelectrocatalytic degradation of hazardous pollutant," Journal of Hazardous Materials, vol. 315, pp. 1-10, 9/5/2016.

[13]C.-H. Lee, N. T. T. Truc, B.-K. Lee, Y. Mitoma, and S. R. Mallampati, "Evaluation of heavy metals in hazardous automobile shredder residue thermal residue and immobilization with novel nano-size calcium

dispersed reagent," Journal of Hazardous Materials, vol. 296, pp. 239-247, 10/15/ 2015.

[14]A. Bobrowski, A. Królicka, M. Maczuga, and J. Zarębski, "A novel screen-printed electrode modified with lead film for adsorptive stripping voltammetric determination of cobalt and nickel," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 191, pp. 291-297, 2/2014.

[15]F. Tan, J. P. Metters, and C. E. Banks, "Electroanalytical applications of screen printed microelectrode arrays," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 181, pp. 454-462, 5/2013.

[16]I. T. Somé, A. K. Sakira, D. Mertens, S. N. Ronkart, and J.-M. Kauffmann, "Determination of groundwater mercury (II) content using a disposable gold modified screen printed carbon electrode," Talanta, vol. 152, pp. 335-340, 5/15/2016.

[17]X. Li et al., "Electrochemical sensing of nicotine using screen-printed carbon electrodes modified with nitrogen-doped graphene sheets," Journal of Electroanalytical Chemistry, vol. 784, pp. 77-84, 1/1/2017.

[18]N. Lopez-Barbosa, C. Segura, and J. F. Osma, "Electro-Immuno Sensors: Current Developments and Future Trends," International Journal of Biosensors and Bioelectronics, vol. 2, no. 1, pp. 1-6/2017.

[19]N. Lopez-Barbosa, J. D. Gamarra, and J. F. Osma, "The future point-of-care detection of disease and its data capture and handling," Analytical and Bioanalytical Chemistry, vol. 408, no. 11, pp. 2827-2837, 2016/2016.

[20]N. Lopez-Barrera and J. F. Osma, "Biosensors: Migrating from Clinical to Environmental Industries," Biosensors Journal, vol. 5 (1), p. 1/2017.

[21]B. M. Cummins, F. S. Ligler, and G. M. Walker, "Point-of-care diagnostics for niche applications," Biotechnology Advances, vol. 34, no. 3, pp. 161-176, 5/2016.

[22]A. Dhiman, P. Kalra, V. Bansal, J. G. Bruno, and T. K. Sharma, "Aptamer-based point-of-care diagnostic platforms," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 246, pp.535-553/2017.

[23]Q. Wu et al., "Contamination, toxicity and speciation of heavy metals in an industrialized urban river: Implications for the dispersal of heavy metals," Marine Pollution Bulletin, vol. 104, (12), pp. 153-161, 3/15/ 2016.

[24]J. Sneddon, "Advances in atomic spectroscopy," ed. Greenwich, Conn.: JAI Press, 1992.

[25]G. M. Whitesides, "The origins and the future of microfluidics," Nature, 10.1038/nature05058 vol. 442, no. 7101, pp. 368-373, 07/27/print 2006.

[26]J. Kudr, O. Zitka, M. Klimanek, R. Vrba, and V. Adam, "Microfluidic electrochemical devices for pollution analysis − A review," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 246, pp578-590/2017.

[27]W. Jung, A. Jang, P. L. Bishop, and C. H. Ahn, "A polymer lab chip sensor with microfabricated planar silver electrode for continuous and on-site heavy metal measurement," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 155, no. 1, pp. 145-153/2011.

[28]Z. Zou et al., "Environmentally friendly disposable sensors with microfabricated on-chip planar bismuth electrode for in situ heavy metal ions measurement," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 134, no. 1, pp. 18-24/2008.

[29]J. Zhou et al., "Fabrication of a microfluidic Ag/AgCl reference electrode and its application for portable and disposable electrochemical microchips," ELECTROPHORESIS, vol. 31, no. 18, pp. 3083-3089/2010.

[30]M. Gutiérrez-Capitán, A. Ipatov, Á. Merlos, C. Jiménez-Jorquera, and C. Fernández-Sánchez, "Compact Electrochemical Flow System for the Analysis of Environmental Pollutants", Electroanalysis, vol. 26, no. 3, pp.

497-506/2014.

[31]J. Shi, F. Tang, H. Xing, H. Zheng, B. Lianhua, and W. Wei, "-Electrochemical detection of Pb and Cd in paper-based microfluidic devices", Journal of Brazilian Chemistry Society, vol. 23 (6), pp.1124-1130/2012.

[32]Z. Nie et al., "Electrochemical sensing in paper-based microfluidic devices," Lab on a Chip, 10.1039/B917150A vol. 10 (4), pp. 477-483/2010.

[33]P. K. Sahoo, B. Panigrahy, S. Sahoo, A. K. Satpati, D. Li, and D. Bahadur, "In situ synthesis and properties of reduced graphene oxide/Bi nanocomposites: As an electroactive material for analysis of heavy metals," Biosensors and Bioelectronics, vol. 43, pp. 293-296/2013.

[34]Z. Li et al., "Square wave anodic stripping voltammetric determination of Cd2+ and Pb2+ at bismuth-film electrode modified with electroreduced graphene oxide-supported thiolated thionine," Talanta, vol. 122, pp. 285-292, 5/2014.

[35]H. Bagheri, A. Afkhami, H. Khoshsafar, M. Rezaei, S. J. Sabounchei, and M. Sarlakifar, "Simultaneous electrochemical sensing of thallium, lead and mercury using a novel ionic liquid/graphene modified electrode," Analytica Chimica Acta, vol. 870, pp. 56-66, 4/22/ 2015.

[36]Z. Wang, H. Wang, Z. Zhang, X. Yang, and G. Liu, "Sensitive electrochemical determination of trace cadmium on a stannum film/poly(p-aminobenzene sulfonic acid)/electrochemically reduced graphene composite modified electrode," Electrochimica Acta, vol. 120, pp. 140-146/2014.

[37]A. Afkhami, H. Khoshsafar, H. Bagheri, and T. Madrakian, "Construction of a carbon ionic liquid paste electrode based on multi-walled carbon

nanotubes-synthesized Schiff base composite for trace electrochemical detection of cadmium," Materials Science and Engineering: C, vol. 35, pp. 8-14/2014.

[38]H. Khani, M. K. Rofouei, P. Arab, V. K. Gupta, and Z. Vafaei, "Multi-walled carbon nanotubes-ionic liquid-carbon paste electrode as a super selectivity sensor: Application to potentiometric monitoring of mercury ion(II)," Journal of Hazardous Materials, vol. 183, no. 13, pp. 402-409, 11/15/2010.

[39]B. C. Janegitz, L. C. S. Figueiredo-Filho, L. H. Marcolino-Junior, S. P. N. Souza, E. R. Pereira-Filho, and O. Fatibello-Filho, "Development of a carbon nanotubes paste electrode modified with crosslinked chitosan for cadmium(II) and mercury(II) determination," Journal of Electroanalytical Chemistry, vol. 660, no. 1, pp. 209-216/2011.

[40]X. Jia, J. Li, and E. Wang, "High-Sensitivity Determination of Lead(II) and Cadmium(II) Based on the CNTs-PSS/Bi Composite Film Electrode," Electroanalysis, vol. 22, no. 15, pp. 1682-1687/2010.

[41]F. C. Vicentini, B. C. Janegitz, C. M. A. Brett, and O. Fatibello-Filho, "Tyrosinase biosensor based on a glassy carbon electrode modified with multi-walled carbon nanotubes and 1-butyl-3-methylimidazolium chloride within a dihexadecylphosphate film," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 188, pp. 1101-1108, 11/2013.

[42]F. Arduini, C. Majorani, A. Amine, D. Moscone, and G. Palleschi, "Hg2+ detection by measuring thiol groups with a highly sensitive screen-printed electrode modified with a nanostructured carbon black film," Electrochimica Acta, vol. 56, no. 11, pp. 4209-4215/2011.

[43]D. Talarico, F. Arduini, A. Amine, D. Moscone, and G. Palleschi, "Screen-printed electrode modified with carbon black nanoparticles for

phosphate detection by measuring the electroactive phosphomolybdate complex," (in eng), Talanta, vol. 141, pp. 267-72/2015.

[44]S. Cinti, S. Politi, D. Moscone, G. Palleschi, and F. Arduini, "Stripping Analysis of As(III) by Means of Screen-Printed Electrodes Modified with Gold Nanoparticles and Carbon Black Nanocomposite," Electroanalysis, vol. 26 (5), pp. 931-939/2014.

[45]S. Cinti, F. Santella, D. Moscone, and F. Arduini, "Hg2+ detection using a disposable and miniaturized screen-printed electrode modified with nanocomposite carbon black and gold nanoparticles," Environmental Science and Pollution Research, vol. 23 (9), pp. 8192-8199/2016.

[46]Y. Wei, R. Yang, J.-H. Liu, and X.-J. Huang, "Selective detection toward Hg(II) and Pb(II) using polypyrrole/carbonaceous nanospheres modified screen-printed electrode," Electrochimica Acta, vol. 105, pp. 218-223/2013.

[47]M. B. Gholivand, A. Azadbakht, and A. Pashabadi, "Simultaneous Determination of Trace Zinc and Cadmium by Anodic Stripping Voltammetry Using a Polymeric Film Nanoparticle Self-Assembled Electrode," Electroanalysis, vol. 23 (2), pp. 364-370/2011.

[48]J.-F. Huang and H.-H. Chen, "Gold-nanoparticle-embedded nafion composite modified on glassy carbon electrode for highly selective detection of arsenic(III)," Talanta, vol. 116, pp. 852-859/2013.

[49]A. Safavi and E. Farjami, "Construction of a carbon nanocomposite electrode based on amino acids functionalized gold nanoparticles for trace electrochemical detection of mercury," Analytica Chimica Acta, vol. 688, no. 1, pp. 43-48/2011.

[50]S. Prakash, T. Chakrabarty, A. K. Singh, and V. K. Shahi, "Silver nanoparticles built-in chitosan modified glassy carbon electrode for

anodic stripping analysis of As(III) and its removal from water," Electrochimica Acta, vol. 72, pp. 157-164/2012.

[51]A. Sánchez, S. Morante-Zarcero, D. Pérez-Quintanilla, I. Sierra, and I. del Hierro, "Development of screen-printed carbon electrodes modified with functionalized mesoporous silica nanoparticles: Application to voltammetric stripping determination of Pb(II) in non-pretreated natural waters," Electrochimica Acta, vol. 55 (23), pp. 6983-6990/2010.

[52]D. Yang, L. Wang, Z. Chen, M. Megharaj, and R. Naidu, "Voltammetric Determination of Lead (II) and Cadmium (II) Using a Bismuth Film Electrode Modified with Mesoporous Silica Nanoparticles," Electrochimica Acta, vol. 132, pp. 223-229/2014.

[53]A. Sánchez, S. Morante-Zarcero, D. Pérez-Quintanilla, I. Sierra, and I. del Hierro, "Determination of Hg(II) in natural waters using a carbon paste electrode modified with hybrid mesostructured silica nanoparticles," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 163 (1) pp. 38-43/2012.

[54]H. Lin, M. Li, and D. Mihailovič, "Simultaneous Determination of Copper, Lead, and Cadmium Ions at a Mo6S9-xIx Nanowires Modified Glassy Carbon Electrode Using Differential Pulse Anodic Stripping Voltammetry," Electrochimica Acta, vol. 154, pp. 184-189/2015.

[55]O. D. Renedo, M. A. Alonso-Lomillo, and M. J. A. Martínez, "Recent developments in the field of screen-printed electrodes and their related applications," Talanta, vol. 73 (2), pp. 202-219/2007.

[56]M. Li, Y.-T. Li, D.-W. Li, and Y.-T. Long, "Recent developments and applications of screen-printed electrodes in environmental assaysA review," Analytica Chimica Acta, vol. 734, pp. 31-44/2012.

[57]M. Trojanowicz, "Impact of nanotechnology on design of advanced

screen-printed electrodes for different analytical applications," TrAC Trends in Analytical Chemistry A, vol. 84, pp. 22-47/2016.

[58]A. Mandil, R. Pauliukaite, A. Amine, and C. M. A. Brett, "Electrochemical Characterization of and Stripping Voltammetry at Screen Printed Electrodes Modified with Different Brands of Multiwall Carbon Nanotubes and Bismuth Films," Analytical Letters, vol. 45 (4), pp. 395-407/2012.

[59]S. Sadeghi and A. Garmroodi, "A highly sensitive and selective electrochemical sensor for determination of Cr(VI) in the presence of Cr(III) using modified multi-walled carbon nanotubes/quercetin screen-printed electrode," Materials Science and Engineering: C, vol. 33 (8), pp. 4972-4977/2013.

[60]J.-M. Jian, Y.-Y. Liu, Y.-L. Zhang, X.-S. Guo, and Q. Cai, "Fast and Sensitive Detection of Pb2+ in Foods Using Disposable Screen-Printed Electrode Modified by Reduced Graphene Oxide," Sensors, vol. 13 (10), pp. 13063-13075/2013.

[61]S. S. Hassan et al., "Nafion stabilized ibuprofengold nanostructures modified screen printed electrode as arsenic(III) sensor," Journal of Electroanalytical Chemistry, vol. 682, pp. 77-82/2012.

[62]S. A. Tukur, N. A. Yusof, and R. Hajian, "Linear sweep anodic stripping voltammetry: Determination of Chromium (VI) using synthesized gold nanoparticles modified screen-printed electrode," Journal of Chemical Sciences, vol. 127 (6), pp. 1075-1081/2015.

[63]J.-P. Jasmin, C. Cannizzo, E. Dumas, and A. Chaussé, "Fabrication and characterization of all-covalent nanocomposite functionalized screen-printed voltammetric sensors," Electrochimica Acta, vol. 133, pp. 467-474/2014.

[64]H. Wan, Q. Sun, H. Li, F. Sun, N. Hu, and P. Wang, "Screen-printed gold electrode with gold nanoparticles modification for simultaneous electrochemical determination of lead and copper," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 209, pp. 336-342/2015.

[65]S. Sanllorente-Méndez, O. Domínguez-Renedo, and M. J. Arcos-Martínez, "Determination of Arsenic(III) Using Platinum Nanoparticle-Modified Screen-Printed Carbon-Based Electrodes," Electroanalysis, vol. 21 (3-5), pp. 635-639/2009.

[66]L. F. Urrego, D. I. Lopez, K. A. Ramirez, C. Ramirez, and J. F. Osma, "Biomicrosystem design and fabrication for the human papilloma virus 16 detection," Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 207, pp. 97-104/2015.

[67](2015). Resolución 0631. https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1-res_631_marz_2015.pdf. Fecha de consulta 040318

[68](2007). Resolución 0631. https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/DE/DIJ/Resoluci%C3%B3n_2115_de_2007.pdf. Fecha de consulta 040318

# CAPÍTULO III

## ANÁLISIS DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN AGUAS CRUDAS Y POTABLES EN CUATRO PLANTAS POTABILIZADORAS UBICADAS EN EL DEPARTAMENTO NORTE DE SANTANDER

# CAPÍTULO III

# ANÁLISIS DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN AGUAS CRUDAS Y POTABLES EN CUATRO PLANTAS POTABILIZADORAS UBICADAS EN EL DEPARTAMENTO NORTE DE SANTANDER.

## 3.1. Introducción

Hasta principios de los 90, compuestos no polares peligrosos tales como contaminantes orgánicos persistentes y metales pesados eran los de mayor prioridad en estudio. En la actualidad, estos compuestos son menos relevantes en los países industrializados, gracias a que los programas de monitoreo han disminuido sus niveles de emisión y eliminación de fuentes de contaminación. No obstante, en países en vía de desarrollo como Colombia, los niveles de contaminación por metales pesados aún representan una grave problemática [1].

Colombia suscribió en 2013 junto a 91 países más el convenio Minamata, que tiene por objeto “proteger la salud humana y el medio ambiente de las emisiones y liberaciones antropógenas de mercurio y compuestos del mercurio”. Este mismo fue aprobado en cámara de representantes mediante la Ley 139 de 2017 y en el Senado mediante Ley 1892 de 2018. Son muchos los investigadores a nivel nacional que han hecho grandes esfuerzos para realizar investigación en torno a la temática de contaminación por metales pesados de diferentes tipos de ecosistemas incluyendo el acuático. González E y colaboradores, realizaron en 2017 el lanzamiento de un libro de investigación sobre el problema de la contaminación por mercurio en el país. Dentro de las conclusiones a las

que llegaron los científicos es que este metal ha llegado a concentrarse de manera alarmante en aire, agua e incluso en sangre, orina y cabello de las personas que se dedican a la pequeña y mediana minería aurífera, encontrando niveles por encima de los aceptables por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) [1].

El departamento N de S, no es ajeno a este tipo de actividades económicas, destacándose la minería (extracción de carbón y oro), las curtiembres, la presencia de industrias alimenticias que generan residuos que impactan negativamente los afluentes hídricos de la región. A este aspecto se suma el hecho de que no se cuenta con ninguna planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Esto hace que las plantas de potabilización asuman la responsabilidad de procesar agua con altos niveles de contaminación para entregarla apta para el consumo a la población que se sirve de ella.

Cabe destacar, que la mayoría de plantas de potabilización ubicadas en el departamento son de tipo convencional, con lo cual no se cuenta con la tecnología suficiente que ayude a eliminar y/o reducir la presencia de metales en las aguas que procesan. Por tal motivo, en este capítulo se presentan los resultados de un estudio que se realizó para determinar la "presencia puntual" de metales tales como Mercurio (Hg), plomo (Pb) y Arsénico (As) en aguas crudas y potables procedentes de cuatro plantas de tratamiento del departamento Norte de Santander, incluyendo sus fuentes hídricas de abastecimiento. Todo esto con el fin de conocer los niveles de contaminación por metales pesados existentes en las fuentes hídricas destinadas a riego, consumo y/o recreación de esta región.

## 3.2. Desarrollo Experimental

### 3.2.1. Recolección de Muestras

Las muestras fueron recolectadas en cuatro plantas de tratamiento de agua potable (PTAP) ubicadas en la región. Las mismas fueron denominadas como PTAP-01, PTAP-02, PTAP-03, PTAP-04 para evitar conflicto de intereses con las empresas prestadoras del servicio. Las muestras de agua se clasificaron en dos grupos: aguas crudas (colectadas en la fase de captación) y aguas potables (colectadas en la fase de distribución). Además, se realizó el muestreo de las fuentes hídricas que abastecen las plantas, a saber, Río Pamplonita y Río Zulia.



***Imagen 1.*** *Tramo del río Pamplonita*



***Imagen 2.*** *Tramo del Río Zulia (1)*

Las muestras se tomaron bimensual durante 6 meses y fueron analizadas por triplicado. Se realizó muestreo compuesto y las mismas fueron procesadas en menos de 6 horas.

### 3.2.2. Análisis Fisicoquímicos

Se tuvo en cuenta para aguas crudas provenientes de la fase de captación, así como de sus fuentes de procedencia (Río Pamplonita y Río Zulia) algunos de los parámetros estipulados en el decreto 1594 de 1984 [2], capítulo IV “De los Criterios de Calidad para Destinación del Recurso”, artículo 39 “Los criterios de calidad admisibles para la destinación del recurso humano y doméstico para aguas que requieren para su potabilización solamente tratamiento convencional”. Para aguas potables provenientes de la fase de distribución de las plantas de tratamiento se analizaron los parámetros establecidos en la resolución 2115 de 2007 [3] “por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y

frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano". Su determinación se llevó a cabo en el laboratorio siguiendo los protocolos sugeridos por el Standard Methods. Para los análisis de metales pesados Mercurio (Hg), Plomo (Pb) y Arsénico (As) se aplicó la técnica de absorción atómica (Tabla 1).

***Tabla 1.*** *Análisis fisicoquímicos aplicados a muestras de agua cruda y potable.*

| **Parámetro** | **Método de análisis** |
|---|---|
| Color Real | Espectofotométrico* |
| pH | Electrométrico* |
| Turbiedad | Nefelométrico* |
| Alcalinidad Total | Volumétrico** |
| Dureza Total | Volumétrico** |
| Mercurio | Absorción Atómica* |
| Plomo | Absorción Atómica* |
| Arsénico | Absorción Atómica* |

*Aplicado a muestras de agua cruda y potable
**Aplicado sólo a muestras de agua potable

### 3.3. Resultados

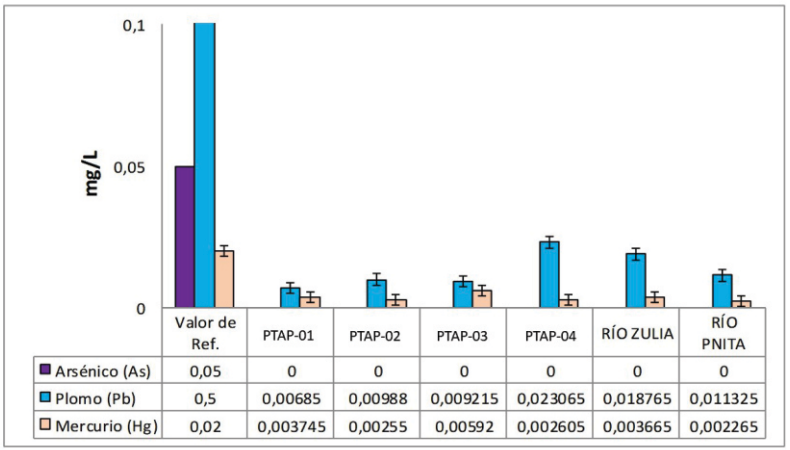
En la tabla 2 se presentan los resultados obtenidos de los ensayos físico – químicos realizados a las muestras tomadas sobre el cauce de los ríos Pamplonita y Zulia, así como a las aguas crudas provenientes de la fase de captación de cada una de las cuatro plantas potabilizadoras. Los resultados corresponden a la media de 12 muestras analizadas en un lapso de tiempo de 6 meses.

***Tabla 2.*** *Resultados obtenidos de los análisis fisicoquímicos de aguas crudas.*

| ANÁLISIS/ PARÁMETRO | FUENTE DE PROCEDENCIA | | FUENTE DE CAPTACIÓN | | | | MÁXIMO ADMISIBLE/DECRETO 1594/84 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | RÍO PNITA | RÍO ZULIA | PTAP01 | PTAP02 | PTAP03 | PTAP04 | |
| Color | 1990 | 483 | 77 | 24 | 76 | 45 | 20 UPC |
| pH | 7.31 | 7.29 | 7.47 | 7.73 | 7.46 | 7.28 | 6.5 a 8.5 Unidades |
| Turbiedad | 976 | 373 | 10.5 | 7.17 | 389 | 267 | 10 NTU |

Realizando una comparación de los valores obtenidos, con aquellos estipulados por la normatividad, pudo evidenciarse que el único parámetro que se ajusta a los límites exigidos por el decreto 1594 es el pH [2]. El color sobrepasa significativamente la norma al igual que la turbiedad, a excepción de las plantas PTAP-01 y PTAP-02 cuyos valores se encuentran por debajo o muy cerca a los límites establecidos.

Los resultados de los análisis especializados de metales pesados a aguas crudas obtenidas a partir de la fase de captación de 4 plantas de tratamiento incluyendo sus fuentes hídricas de abastecimiento se muestran en la figura 1. Puede apreciarse que todas las muestras de agua analizadas a partir de las plantas de tratamiento, así como de sus fuentes de abastecimiento, presentan niveles de mercurio y plomo por debajo de los establecidos para aguas residuales domésticas, no domésticas y ARnD de los prestadores del servicio público de alcantarillado en la resolución 0631 de 2015 [4]. En ninguna de las muestras analizadas se encontró la presencia de arsénico.




| | Valor de Ref. | PTAP-01 | PTAP-02 | PTAP-03 | PTAP-04 | RÍO ZULIA | RÍO PNITA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Arsénico (As) | 0,05 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Plomo (Pb) | 0,5 | 0,00685 | 0,00988 | 0,009215 | 0,023065 | 0,018765 | 0,011325 |
| Mercurio (Hg) | 0,02 | 0,003745 | 0,00255 | 0,00592 | 0,002605 | 0,003665 | 0,002265 |

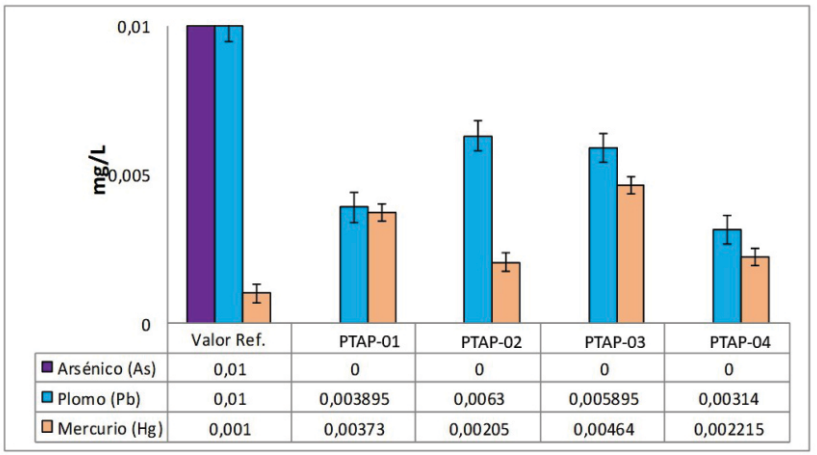
***Figura 1.*** *Contenido de metales pesados en aguas crudas de 4 plantas de potabilización del departamento Norte de Santander. Los valores de referencia para As fueron tomados del Decreto 1594 de 1984 [2] mientras que los de Pb y Hg se tomaron de acuerdo a lo estipulado por la Resolución 0631 de 2015 [4].*

Los mismos análisis fueron llevados a cabo en las muestras de agua potable en todas las plantas de tratamiento. La tabla 3 presenta los resultados de los ensayos físico-químicos realizados a las muestras tomadas en la fase de distribución. Puede evidenciarse que las muestras analizadas se ajustan a los niveles exigidos por la resolución 2115 de 2007 [3], por lo cual la calidad fisicoquímica del agua es óptima.

***Tabla 3.*** *Resultados análisis fisicoquímicos de muestras de agua potables de 4 plantas del departamento Norte de Santander. Los resultados corresponden al promedio de 12 muestras analizadas en un lapso de 6 meses.*

| ANÁLISIS/ PARÁMETRO | Agua Potable: Fase de Almacenamiento | | | | MÁXIMO ADMISIBLE/DECRETO 1594/84 |
|---|---|---|---|---|---|
| | PTAP-01 | PTAP-02 | PTAP-03 | PTAP-04 | |
| Color | 4 | 1 | 10 | 11 | 15 UPC |
| pH | 7.03 | 7.06 | 7.52 | 6.82 | 6.5 a 9.0 Unidades |
| Turbiedad | 0.134 | 0.209 | 0.138 | 0.201 | 2 NTU |
| Conductividad | 248 | 209.5 | 187.8 | 87.6 | <1000 microsiemens/cm |
| Alcalinidad | 18.6 | 20 | 60 | 19 | 800 mg/L CaCO3 |
| Dureza Total | 17.6 | 13.7 | 27 | 26 | 300 mg/L CaCO3 |

Los análisis de metales pesados para este tipo de agua se muestran en la figura 2 y permitieron determinar la ausencia de arsénico (As) en todas las muestras analizadas, lo cual es congruente ya que no se encontró este metal en la fuente de captación (agua cruda). El plomo (Pb) se encontró por debajo de los límites exigidos por la normativa, mientras que el mercurio (Hg) superó los límites máximos permisibles en todas las muestras de agua analizadas.




| | Valor Ref. | PTAP-01 | PTAP-02 | PTAP-03 | PTAP-04 |
|---|---|---|---|---|---|
| Arsénico (As) | 0,01 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Plomo (Pb) | 0,01 | 0,003895 | 0,0063 | 0,005895 | 0,00314 |
| Mercurio (Hg) | 0,001 | 0,00373 | 0,00205 | 0,00464 | 0,002215 |

***Figura 2.*** *Contenido de metales pesados potables de cuatro plantas de potabilización del departamento Norte de Santander. Los valores de referencia para As fueron tomados de la resolución 2115 de 2007 [3].*

### 3.4. Discusión

Es bien sabido que la explosión demográfica que experimentamos y como consecuencia de ello la industrialización y la urbanización de las grandes y medianas urbes, han ido deteriorando la calidad del agua tanto superficial como subterránea, así como también han ido reduciendo su disponibilidad [5].

Fisicoquímicamente el agua potable es incolora, inodora e insípida. No obstante, en muchos países alrededor del mundo y en especial aquellos en vía de desarrollo, las descargas procedentes de la actividad doméstica, agro-industrial entre otras, hace que las características organolépticas y fisicoquímicas del agua varíen. Los resultados obtenidos en este estudio sobre los análisis fisicoquímicos de las muestras de agua cruda (fase de captación), así como de sus fuentes de procedencia; permitieron corroborar que todos los parámetros a excepción del pH se encontraban por fuera de la normatividad. La alteración en el color se puede atribuir al arrastre de arena, arcillas y material vegetal, los cuales al descomponerse disuelven en el agua compuestos minerales afectando su apariencia. En el caso de turbiedad, todas las plantas de tratamiento a excepción de la PTAP-02 se encuentran por encima de los límites exigidos. Esta se origina a partir de pequeñas partículas suspendidas o coloides, que son arrastrados por la corriente de las cuencas, haciendo que lleguen hasta la fase de captación de las diferentes plantas potabilizadoras. Contrastando estos valores con los estipulados en el RAS 2000 [6] que clasifica la calidad del agua de acuerdo al grado de polución, las fuentes estarían clasificadas según el color como muy deficientes. En cuanto a la turbiedad, el agua procedente de las plantas PTAP-01 y PTAP-02 sería regular, mientras que en PTAP-03 y PTAP-04 la calidad del agua se clasificaría como muy deficiente.

Con respecto a la presencia de metales pesados en aguas crudas de cada una de las plantas, así como de sus fuentes de abastecimiento, se pudo evidenciar que los niveles se encontraban por debajo de los límites exigidos por la normatividad vigente. Estos hallazgos difieren de otros reportados a nivel nacional. En el 2010, se realizó un estudio de sedimentos

provenientes del río Bogotá y Tunjuelo, los cuales reciben las descargas contaminantes de la zona industrial de la capital. Los niveles de mercurio (Hg) se encontraron por encima de lo exigido por la norma, lo cual, según los autores, representa una amenaza y riesgo a nivel de salud pública a la población que se surte de esta fuente hídrica [7]. Así mismo, estudios realizados en muestras de agua empleada para riego procedente del río Bogotá mostraron valores exorbitantes de Hg (3 µg/L), As (4 µg/L) y Pb (9 µg/L) [8]. Lo anterior evidencia, que en el departamento Norte de Santander, las descargas contaminantes que aporten metales pesados a las cuencas hídricas más importantes para las fechas de estudio se encontraban dentro de niveles permisibles, pero sin duda se requiere el monitoreo de forma más sistemática.

La importancia de tener sistemas de pre-tratamiento previo al proceso de potabilización es de vital importancia. Normalmente las PTAP carecen de la tecnología suficiente para lograr la reducción de metales a los niveles exigidos por la normatividad legal vigente. Los valores de referencia de mercurio según normativas internacionales y nacionales se presentan en la tabla 4.

***Tabla 4.*** *Valores de referencia para Hg en aguas potables de acuerdo a las normativas nacionales e internacionales.*

| **MERCURIO** | | |
|---|---|---|
| **FUENTE** | **VALOR DE REFERENCIA** | **REFERENCIA** |
| **AGUA** | 0.001 mg/L | OMS 2011[9] |
| | 0.002 mg/L | EPA 2009 [10] |
| | 0.001 mg/L | Resolución 2115 de 2007 Colombia [3] |

El mercurio se encuentra de forma natural en la corteza terrestre, proveniente de la actividad volcánica o la erosión de las rocas, pero también puede ser introducido en el ambiente por la actividad humana. La presencia de mercurio en las fuentes hídricas de nuestro país se atribuye en gran medida a la minería aurífera.

Mediante el decreto 2133 del 22 de diciembre de 2016 expedido por el Ministerio de Comercio, Industria y Turismo se **"establecen las medidas de control a la importación y comercialización de mercurio",** y en el artículo 3 se consignó que existiría un cupo de 63 toneladas para importación del metal, mientras que en el parágrafo puso de manifiesto que **"a partir del 16 de septiembre de 2017 no se autorizarían importaciones de mercurio destinadas a las actividades mineras"** y para procesos industriales y productivos no se permitiría su importación a partir del 16 de septiembre de 2020 [11].

No obstante, la realidad del país es otra. Según la OCDE, Colombia es el país con mayor índice de contaminación por mercurio per cápita en el mundo (1.6 Kg/año), debido principalmente a la minería aurífera [12]. Esto se soporta en el hecho de que de acuerdo a reportes de la DIAN entre 2002 y 2013 ingresaron al país 1020 toneladas de mercurio de forma legal, mientras que según la UPME al año ingresan 50 toneladas del metal de forma ilegal y la gran mayoría del contenido de este metal termina en las fuentes hídricas.

En este estudio, se evidenció que los niveles de mercurio en todas las muestras de agua potable provenientes de las cuatro plantas de tratamiento analizadas se encontraban por encima del límite máximo permisible exigido por la normatividad. Esto coincide con algunos estudios reportados a nivel internacional donde han examinado la presencia de este metal en tanques de almacenamiento de agua y agua embotellada, atribuyendo su presencia a la actividad minera, industrial y agrícola que se ubica en zonas cercanas a las fuentes hídricas de abastecimiento [13,14].

A nivel nacional, aunque no existen reportes oficiales de la presencia de metales en aguas potables, si se han denunciado casos como el que sucedió en Barrancabermeja, Santander, donde sus habitantes se manifestaron acerca de la contaminación con mercurio de la Ciénaga San Silvestre, de la cual se surte el acueducto y que ha llegado a ocasionar anencefalia en infantes y animales que se sirven del agua producida por la empresa potabilizadora de la región [15]. Díaz-Arriaga reportó que se han detectado concentraciones de mercurio en aguas superficiales por encima de los 3,0 µg/L en Colombia [16].

Muchos son los efectos colaterales asociados a la ingesta y/o inhalación de mercurio ya sea en su forma elemental o conjugada. Estudios llevados a cabo en Segovia, Antioquia reportaron la relación existente entre los niveles elevados de metil-mercurio y la presencia de síntomas neurológicos como el temblor y la pérdida de equilibrio y al desarrollo de malformaciones congénitas [1].

La procedencia de este metal en el caso del departamento Norte de Santander en cierto grado podría ser atribuido a los procesos de extracción minera que se llevan a cabo en el departamento tanto de metales (como el oro) así como de minerales diversos que van desde el petróleo hasta arcilla, carbón, grava, mármol y yeso. La producción de carbón específicamente, ocupa un renglón importante en la economía del departamento. Este es comercializado al interior y exterior del país por sus excelentes propiedades térmicas. También se emplea para la producción de energía en la carboeléctrica “Termotasajero” que demanda alrededor de 300.000 Tn por año para su funcionamiento [17]. Investigadores han reportado la presencia de mercurio asociada al carbón en 0.066 ppm. Este se puede encontrar unido a partículas, como vapor elemental (Hg0) o como vapor de mercurio oxidado ($Hg^{2+}$) principalmente en forma de $HgCl_2$ [18]. La explotación de carbón en el departamento se hace en minas aledañas a las cuencas de los ríos que surten al departamento, con lo cual los residuos producidos por esta actividad llegan por escorrentía e impactan directamente la cuenca, justificando en cierta forma los niveles encontrados de mercurio en las aguas analizadas.

En el caso del plomo, los niveles hallados en todas las plantas de tratamiento se mantuvieron por debajo de los niveles exigidos por la normatividad (0,01mg/L). La presencia de este metal, aunque en bajas concentraciones puede atribuirse al arrastre de residuos generados por el uso de fertilizantes empleados en las actividades agrícolas de los habitantes de la zona y los residuos que deja la minería, que hace que el metal se pueda movilizar a través del suelo por procesos de erosión hídrica hasta llegar a las cuencas. Los problemas asociados a este metal radican en su capacidad de absorción en el tracto digestivo, los pulmones y la piel, acumulándose hasta producir envenenamiento. Incluso a concentraciones muy bajas y sin síntomas aparentes, el plomo va causando efectos deletéreos en cerebro, riñones, sistema nervioso y glóbulos rojos [19]. La EPA estima que el agua potable puede representar el 20 % o más del total de la exposición al plomo de una persona. En los bebés que consumen en su mayoría leche hecha con agua, el agua potable puede representar del 40 % al 60 % de su exposición al plomo.

Finalmente, en los análisis realizados a aguas crudas y potables **no se encontró** la presencia de arsénico. Los datos sobre la presencia específica de este metal en Colombia son muy escasos [18]. Bundschuh y colaboradores en 2012, presentaron algunos valores específicos para el país, donde los niveles reportados oscilan en el rango de 13.7 a 35.3 mg/kg siendo los departamentos de Antioquia, Bolívar, Boyacá, Cundinamarca y Santander los más contaminados por este metal especialmente en suelos y sedimentos [21].

Convencionalmente, las técnicas empleadas para la remoción de metales pesados en aguas residuales se basan en métodos biotecnológicos o químicos (técnicas de absorción, intercambio iónico, ultrafiltración, ósmosis inversa, precipitación química, electrocoagulación, entre otras) [22]. No obstante, su aplicación requiere costos elevados de inversión en tecnología que la mayoría de plantas de tratamiento de potabilización del país no podrían asumir, lo que dificulta su implementación. Esto soporta el hecho de haber encontrado en las muestras de agua procedentes de 4 plantas potabilizadoras del departamento la presencia puntual de mercurio, teniendo en cuenta que todas ellas son de tecnología convencional.

### 3.5. Conclusiones

A través de este estudio se pudo determinar que la calidad fisicoquímica de las aguas crudas analizadas, así como de sus fuentes hídricas de procedencia es de calidad deficiente. No obstante, los niveles de metales pesados se encontraron dentro de los límites exigidos por la normatividad vigente.

En aguas potables, la presencia puntual de metales pesados se debe a que la tecnología empleada en las diferentes plantas de tratamiento es de tipo convencional, haciendo que la remoción de metales no sea significativa y por tanto, no se encuentren dentro de los rangos exigidos por la normativa, por lo menos en el período de tiempo analizado. En este sentido, el agua procedente de las cuatro plantas analizadas no se consideraría apta para el consumo humano desde el punto de vista químico.

Se pudo determinar que existe la necesidad de generar y/o aplicar métodos basados en el uso de la Bio-Nano-Tecnología que permitan realizar monitoreo sistemático de metales en aguas crudas y potables de la región. El diagnóstico constante permitirá generar un pronóstico más acertado que conlleve al desarrollo de métodos amigables de remoción y/o reducción de los mismos a niveles aceptables que no lleguen a impactar la salud de los consumidores.

**REFERENCIAS**

[1] E. González, J. Marrugo, V. Martínez. "El problema de contaminación por Mercurio. Nanotecnología: Retos y Posibilidades para Medición y Remediación". Publicación de la Red Colombiana de Nanociencia y Nanotecnología. 1ra. Edición. ISBN 978-958-46-6235-4. Pags. 202/2015.

[2] Decreto 1594. 1984. Disponible en: www.ideam.gov.co > documents › Dec_1594_1984.pdf. Fecha de consulta 040318.

[3] Resolución 2115. 2007. www.minambiente.gov.co/images/pdf/legislacion_del_agua. Fecha de consulta 04-03-18.

[4] Resolución 0631. 2015. www.aguasdebuga.net/intranet/sites/default/files/resolucion_0631. Fecha de consulta 04-03-18.

[5] H. Effendi. "River water quality preliminary rapid assessment using pollution index". Procedia Environmental Sciences, vol. 33, pp. 562 – 567/2016.

[6] Ministerio de Desarrollo Económico. "Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico". RAS 2000. Título B.

[7] PC. Webster. "Not all that glitters: mercury poisoning in Colombia". The

Lancet infectious diseases, vol. 379, Pp.1379-1380/2012.

[8] Y.C. Reyes, I. Vergara, O.E. Torres, M. Díaz-Lagos, & E.E. González. "Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria". Revista Ingeniería Investigación y Desarrollo, vol 16 (2). pp. 66-77/2016.

[9] World Health Organization. "Guidelines for Drinking-Water Quality". Fourth edition. 2011. Disponible en: apps.who.int/ iris/ bitstream/ 9789241548151_eng. Fecha de consulta 05-06-18.

[10] Environmental Protection Agency. "National Primary Drinking Water Regulations". 2009. Disponible en: www.epa.gov/files/npwdr_complete table. Fecha de consulta 05-06-18.

[11] Decreto 2133 de 2016. Disponible en . Fecha de consulta 30-03-19.

[12] Evaluaciones del desempeño ambiental: Colombia 2014. OECD/ECLAC. www.oecd.org > country-reviews > Colombia Highligths spanish web. Fecha de consulta 30-03-19.

[13] E.A.E. Badr, A.A.E. Agrama, S.A.E. Badr. Heavy metals in drinking water and human health, Egyptian Journal of Food Science, vol.41 (3), pp. 210–217/2011.

[14] J.B. Chennaiaha, M.A. Rasheed, D.J. Patil. "Concentration of heavy metals in drinking waterwith emphasis on human health". International Journal of Plant and Animal Environmental Sciences, vol. 4(2), pp. 205–214/2014.

[15] Vargas N. Diario El Tiempo. Denuncian contaminación con mercurio en aguas de Barrancabermeja. Disponible en www.eltiempo.com/colombia otras ciuda Fecha de consulta 30-03-19.

[16] F.A. Díaz-Arriaga. "Mercurio en la minería del oro: impacto en las fuentes hídricas destinadas para consumo humano". Revista Salud

Pública, vol. 16, pp. 947-957/2014.

[17] J. Arias. “Carbón y Desarrollo en Colombia”. Revista Zero. Universidad Externado de Colombia. 33 ava. Edición ISSN electrónico: 2344-8431/2015.

[18] O. Gómez O, M. Díaz. “¿El uso del carbón contribuye a la emisión de mercurio a la atmósfera? Capítulo del libro El problema de contaminación por Mercurio. Nanotecnología: Retos y Posibilidades para Medición y Remediación”. Publicación de la Red Colombiana de Nanociencia y Nanotecnología. 1ra. Edición. ISBN 978-958-46-6235-4. pp. 87-94/2015.

[19] R.A. Villamizar. “Heavy metals in raw and drinking water”. Journal Nano Science and Technology, vol. 4, pp. 43-45/2016.

[20] D.L. Alonso, S. Latorre, E. Castillo, F.B. Brandã. “Environmental occurrence of arsenic in Colombia: A review”. Environmental Pollution, vol. 186, pp. 272-281/2014.

[21] J. Bundschuh, B. Nath, B. Bhattacharya, P. Liu, C. Armienta, M. Moreno. “Arsenic in the human food chain: The Latin American perspective”. Science of the Total Environmental, vol. 429, pp. 92-106/2012.

[22] M.A. Barakat “New trends in removing heavy metals from industrial wasterwater”. Arabian Journal of Chemistry, vol. 4, pp. 361-377/2011.

# CAPÍTULO IV

## CONTAMINANTES BIOLÓGICOS EN AGUAS CRUDAS Y POTABLES

# CAPÍTULO IV

# CONTAMINANTES BIOLÓGICOS EN AGUAS CRUDAS Y POTABLES

## 4.1. Definición

Un contaminante biológico es un agente y/o molécula de naturaleza orgánica introducido en diferentes ambientes como consecuencia de la actividad antrópica, en concentraciones capaces de generar efectos indeseables en los seres vivos. Dentro de este grupo se encuentran organismos procarióticos tales como; las bacterias y organismos eucarióticos como los hongos y parásitos. Además, se encuentran los virus como entes que se ubican en el umbral de lo vivo y lo muerto. Todos estos pueden ser liberados a las fuentes hídricas a través de la descarga de residuos producto de la actividad antrópica, doméstica, agro-industrial y recreacional, llegando a ríos y mares, donde se acumulan y alteran el equilibrio natural del ecosistema acuático [1]. Una vez en el agua, el ciclo vuelve y se repite de manera indefinida.

## 4.2. Tipos

### 4.2.1. Bacterias

Organismos procarióticos, de distribución ubicua, tamaño microscópico, cuyo cromosoma no se encuentra delimitado por una membrana especializada. El grupo de bacterias coliformes se emplean convencionalmente como indicadoras de contaminación en aguas. Estos microorganismos se encuentran en concentraciones elevadas en la biota

intestinal de animales de sangre caliente e incluyen coliformes totales y fecales tales como *Escherichia coli, Enterococcus sp., Clostridium sp*. entre otros, siendo los dos primeros los más frecuentemente usados como indicadores de la calidad del agua [2].

Gracias a los avances en la biología molecular, se han podido identificar otro tipo de indicadores, llamados “fecales anaerobios” los cuales incluso se encuentran en mayores concentraciones que los mencionados anteriormente, en humanos y otros mamíferos. Técnicas de secuenciación y estudio de microbiomas han permitido crear un inventario de comunidades asociadas a fuentes fecales, posibilitando la reevaluación de los grupos taxonómicos mejor estudiados como indicadores. Dentro de estos se encuentran dos grupos principales que son los bacteriodales con Bacteroides fragiles y los Lachnospiraceae (Lachno2) como los más representativos [3].

#### 4.2.1.1. Métodos de Detección de Bacterias Indicadoras de Contaminación en Aguas Crudas y Potables

Convencionalmente, el número más probable (NMP) es uno de los métodos más empleados para la determinación de bacterias en aguas. Este permite determinar la presencia o ausencia de un microorganismo en diluciones consecutivas de una muestra (i.e. aguas) hechas con varias repeticiones. Si el microorganismo es capaz de emplear la fuente de carbono provista por el medio de cultivo, será capaz de multiplicarse y producir turbidez. En este sentido, es posible obtener información cuantitativa a partir de poblaciones con alta densidad, que individualmente no podrían ser determinadas.

Dentro de los medios de cultivo más empleados se encuentra el caldo lauril sulfato, en el cual la generación de turbidez a partir de un medio transparente y la producción de gas en campana Durham, determinan la presencia del patógeno después de un período de incubación de 24 horas a 37ªC. Otro sustrato ampliamente utilizado en los laboratorios de Microbiología es el caldo LMX. Este es un medio cromogénico que en presencia del microorganismo indicador genera un cambio de color de amarillo traslúcido a azul-verdoso, producto de la acción de las enzimas B-D-Galactosidasa y B-D-Glucoronidasa sobre el sustrato cromogénico 5-bromo-4-cloro-3-indolil-B-D-Galactopiranósido (X-GAL) y el sustrato fluorogénico 4-metilumbeliferil B-D-Glucorónido (MUG) respectivamente [4]. Este medio permite la diferenciación entre Coliformes totales y E.coli, con la producción adicional de fluorescencia e indol, revelados a través de luz UV y la adición del reactivo de Kovac´s. Además, puede emplearse para el análisis de aguas crudas y potables.

La filtración por membrana, es otra técnica empleada para la determinación de indicadores bacterianos en agua. Esta consiste en pasar un volumen de la muestra (usualmente 100 mL) a través de una membrana con tamaños de poro de 0.45 µ. El agua es filtrada por efecto del vacío generado por una bomba peristáltica, y seguidamente, el filtro de membrana con el contenido bacteriano retenido, es depositado sobre un medio de cultivo que permite el crecimiento e identificación del microorganismo indicador. Dentro de los medios de cultivo más comúnmente empleados para la identificación de indicadores coliformes se encuentra el agar Chromocult o el agar ENDO. Para la identificación de aerobios mesófilos se emplean agares base como

el Standard Plate Count (SPC) o el agar tripticasa de soya (TSA), entre otros [5].

Para el procesado de muestras de agua cruda con densidades poblacionales muy altas a través de la técnica de filtración por membrana, se hace necesario realizar pretratamiento que puede ir desde una centrifugación (para sedimentar material pesado); o realizar diluciones de la muestra, a fin de evitar que los filtros de membrana se obturen. En este último caso, los recuentos obtenidos del crecimiento bacteriano sobre los filtros de membrana, deben multiplicarse por el factor de dilución realizado de la muestra, con el objetivo de reportar los valores ajustados al contenido celular presente en la matriz original.

En la actualidad, muchos laboratorios alrededor del mundo e incluso en Colombia, han tecnificado sus procesos y emplean métodos más rápidos y sensibles como los basados en la biología molecular. La reacción en cadena de la polimerasa (PCR), es una de las técnicas más empleadas para la detección de patógenos en diferentes tipos de matrices. Esta consiste, en la amplificación de un pequeño segmento de ácido nucléico por acción de polimerasas, hasta obtener un número de copias del mismo, que permitan su visualización e incluso cuantificación a través de la variante Real-Time-PCR. Algunos investigadores, han acoplado exitosamente la PCR al NMP, denominándose NMP-PCR de tipo cuantitativa dúplex o single-plex, para determinar organismos viables en una muestra [6].

Para la detección de indicadores “fecales anaerobios” donde se buscan marcadores genéticos de Bacteroides asociados a humanos y

Lachnospiraceae (Lachno2), se ha desarrollado la variante qPCR, que es una técnica que permite determinar de manera precisa el origen de la contaminación fecal (animal o humana) [3].

### 4.2.2. Virus

Se definen como parásitos intracelulares de tamaño micro o nanoscópico, que requieren de una célula hospedera para poder realizar su integración al genoma celular (virus lisogénicos), o bien, para hacer su ciclo de replicación viral con la consecuente liberación de ciento de miles de copias de sí mismos (virus líticos).

Se considera que existen más de 140 tipos de virus que pueden ser encontrados en fuentes hídricas. Dentro de este grupo cabe destacar géneros como Rotavirus, Norovirus, Sapovirus, Adenovirus, Astrovirus, Enterovirus, Reovirus, los cuales se encuentran asociados a la producción de cuadros clínicos que van desde una simple gastroenteritis, hasta enfermedades más complejas como poliomielitis, hepatitis, infecciones respiratorias, meningitis aséptica, encefalitis, conjuntivitis, enfermedad enteroviral neonatal, miocarditis, pericarditis, entre otras [7]. Las gastroenteritis virales, en particular, son una de las causas más importantes de morbilidad y mortalidad en el mundo. En el caso de Rotavirus, se considera la causa más frecuente de diarrea severa en niños a nivel mundial. En países en vías de desarrollo se estima que causa alrededor de 74.9 a 208.5 millones de infecciones y unas 600 mil muertes en niños menores de cinco años [8].

Las personas que sufren de infecciones virales entéricas pueden excretar entre $10^5$ y $10^{11}$ partículas virales por gramo de materia fecal. Esta carga viral llega a través de las descargas de aguas residuales a los cuerpos de aguas que normalmente, en nuestro país se emplean posteriormente para actividades de riego, recreación y en algunas zonas incluso para consumo directo (Figura 1) [9].

Dada la actual situación que se afronta a nivel mundial, por la pandemia ocasionada por el SARS-CoV-2, agente causal del COVID-19, se requiere aumentar la rigurosidad en el análisis sistemático de aguas. Científicos alrededor del mundo han reportado el riesgo potencial al que se puede estar expuesto por la presencia del virus en aguas residuales contaminadas con Coronavirus [10-13]. Aunque los virus humanos no se replican en el ambiente, su transporte a través del ciclo de vida del agua, potencializa su ocurrencia y persistencia en zonas de captación de aguas superficiales, que posteriormente se emplean como materia prima para la generación de agua potable. De igual forma, se aumenta el riesgo de que personas que usen estas fuentes de agua para riego, introduciendo el virus a la cadena alimenticia. En el proceso de evaporación del agua, el virus se puede diseminar a través de la formación de aerosoles o puede viajar asociado a partículas contaminantes presentes en el aire. De esta manera, la salud pública de toda la población se puede ver en riesgo (Figura 1). En Colombia, el grupo EPM, realizó una investigación con el fin de encontrar un método para determinar la presencia del SARS-CoV-2 en las aguas residuales de la infraestructura de alcantarillado y las PTAR de la empresa. A la fecha, la empresa no ha reportado la presencia del virus [14].

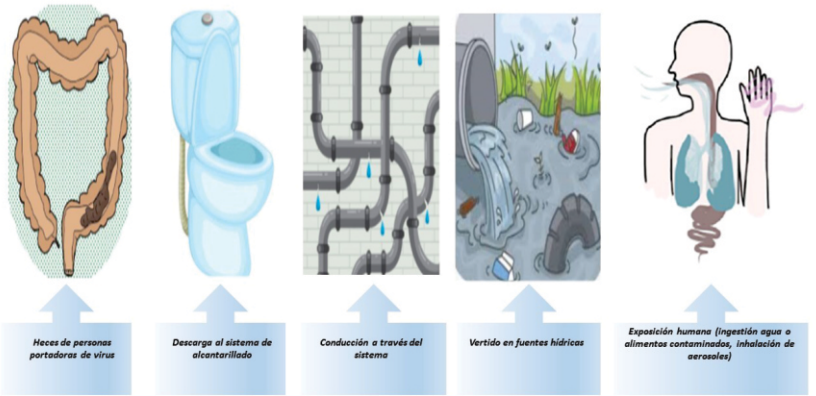



***Figura 1.*** *Ruta de transmisión de virus patógenos a través de aguas contaminadas con heces de personas portadoras (Fuente: Propia).*

Los virus entéricos son el grupo de patógenos con el nivel de virulencia más alto ya que su dosis mínima infecciosa de hasta 1 Unidad Formadora de Placa (UFP) [15]. Sin embargo, los reportes epidemiológicos sobre su incidencia sobre todo a nivel nacional y departamental son muy escasos debido a que las infecciones virales se confunden a menudo con infecciones no específicas y su presencia entre la población no siempre es reportada ante las autoridades sanitarias [16]. Esto se puede atribuir en cierto grado a que la detección de virus en un laboratorio de rutina es más compleja que la de otros patógenos.

### 4.2.2.1. Métodos de Detección de Virus Indicadores de Contaminación en Aguas Crudas y Potables

Diferentes métodos han sido empleados en la detección de virus en muestras de aguas residuales, potables y recreativas [9-20]. Entre estos se destacan los métodos estándar como el cultivo celular [17] o los serológicos

[18]. En el primero, se emplean líneas celulares como las de riñón de mono Búfalo verde (BGMK), que permiten la replicación y posterior visualización del efecto citopático del virus e incluso la cuantificación de Unidades Formadoras de Placa (UFP). No obstante, existen virus entéricos "fastidiosos" los cuales no se propagan fácilmente en cultivo. Para tal fin, los virólogos emplean otro tipo de líneas celulares como las de cáncer de colon (Caco-2), o las células primarias de carcinoma hepático (PLC/PRF/5) [19].

Los métodos serológicos por su parte, son capaces de detectar el antígeno a través de un anticuerpo específico que puede ser policlonal o monoclonal; siendo los últimos los más selectivos. Los ensayos se pueden realizar mediante detección directa o indirecta del antígeno, en placas de poliestireno con anticuerpos marcados. En presencia del patógeno, se produce una reacción colorimétrica, producto de la afinidad entre la enzima acoplada al anticuerpo y el sustrato adicionado al pozo (tinción con inmunoperoxidasa o inmunofluorescencia) [20]. No obstante, para llevar a cabo este tipo de ensayos se requiere que la muestra tenga como mínimo $10^2$ UFP, haciendo necesario en algunos casos, procesos de concentración viral previo a su detección [8].

Para concentrar los virus, se emplean técnicas tales como la adsorpción-elución. Esta técnica se fundamenta en el uso de membranas electropositivas o electronegativas (según la carga superficial del virus), que permiten la adsorción de las partículas virales a través de interacciones electrostáticas entre ambos. Seguidamente, los virus atrapados son eluidos de la superficie del filtro por medio de soluciones como extracto de carne, glicina o hidróxido de aluminio, los cuales compiten por los sitios de

unión del virus en la membrana, liberándolos a la solución. La principal desventaja del método es la baja recuperación viral, ya que en un estudio reportado por Fumian, T., et al, el método basado en adsorción-elución tuvo una tasa de recuperación de tan solo 3.5% [21].

Otra técnica empleada para la concentración viral es la ultrafiltración tangencial (UFT), la cual consiste en realizar una serie de procesos de filtración empleando membranas de distinto tamaño de poro, dirigiendo la muestra a un flujo tangencial por medio de una bomba peristáltica de alta presión. A través de esta técnica se generan dos fracciones: la filtrada de interés y la excluida por el filtro [22]. En un estudio realizado por Alavandi S.V. et al, tras procesar 100 L de agua, se obtuvo un volumen final de 100 mL y un rango de recuperación viral que osciló entre un 7.5 a 89.61% [23]. Algunas de las desventajas de este método de concentración es que requiere entre 24 a 48 horas para concentrar. Además, su aplicación también se ve limitada debido a la concentración simultánea de interferentes orgánicos e inorgánicos presentes en las muestras, los cuales en ocasiones no permiten que los procesos de identificación tales como PCR o cultivos celulares se lleven a cabo adecuadamente, dando origen a falsos negativos [24].

Con el fin de evitar estos inconvenientes, se han introducido otras técnicas como la separación inmunomagnética (IMS) [25]. El prefijo “inmuno” involucra el uso de anticuerpos (Ac), que es una glicoproteína en forma de “Y” las cuales son generadas por el sistema inmune de animales y humanos en presencia de una sustancia extraña o antígeno (Ag). La afinidad intrínseca de los Ac por los Ag, puede alcanzar hasta $10^{11}$ mol/L.

Para que el anticuerpo pueda reconocer el antígeno, debe ser inmovilizado sobre una superficie de tal forma que la fracción constante o base de la Y quede en contacto con la superficie y los dos brazos o fracción variable quede disponible para la detección del antígeno. Una inmovilización adecuada de una inmunoglobulina G por ejemplo, provee dos regiones disponibles para unión al antígeno, es decir, es una molécula bivalente [26].

Los anticuerpos pueden inmovilizarse sobre la superficie de partículas magnéticas a través de diferentes mecanismos (interacciones supramoleculares o enlaces covalentes, cross-linking) permitiendo la concentración y detección selectiva de partículas virales intactas o infecciosas. La IMS se ha reportado como un método efectivo en la detección de diferentes tipos de virus entéricos tales como: Adenovirus [27], Rotavirus [28] y el virus de la Hepatitis A [29]. Empleando esta técnica es posible eliminar interferencias de la matriz incluyendo inhibidores de PCR.

Los métodos moleculares, también son extensamente empleados en la detección de virus en diferentes matrices incluyendo aguas. RT-PCR, qPCR, AMP-RT-PCR, IC-PCR y PCR anidada, son métodos sensibles y rápidos. La variante PCR cuantitativo (qPCR), emplea usualmente marcadores (SYBR Green, sondas TaqMan, o sondas tipo molecular beacons) que se intercalan entre las cadenas de ADN que se van amplificando; y de esta forma, la sensibilidad se incrementa a la vez permite la cuantificación de los genomas presentes en la muestra. Es bien conocido que algunos métodos moleculares no distinguen entre partículas infecciosas de las no infecciosas [30] y esta es una de las principales

desventajas de ellos. No obstante, para el caso de virus entéricos, se ha reportado el uso de un tipo de intercalante denominado propidio monoácido (PMA), que permite diferenciar entre agentes infecciosos y no infecciosos presentes en muestras de agua [31].

En los últimos años, se ha introducido el uso de métodos basados en el uso de biosensores automatizados para el análisis de virus en aguas. Según la IUPAC (International Union of Pure and Apply Chemistry) los "biosensores son un sistema integrado autónomo, que emplean un elemento reconocimiento (i.e. biológico o biomimético), el cual se encuentra acoplado a un elemento de transducción, el cual en presencia del analito, genera una respuesta cualitativa o semicuantitativa". La principal ventaja de estos sistemas de senseo, radica en la capacidad de ser miniaturizados requiriendo así pocos reactivos, bajos volúmenes de muestra y que pueden ser aplicados in situ con capacidad selectiva en matrices complejas [32-33] (Figura 2).

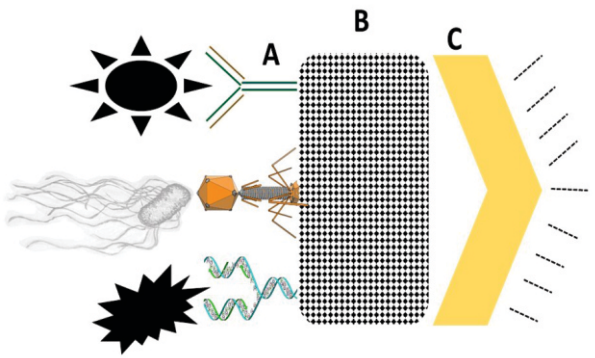



***Figura 2.*** *Representación esquemática de los elementos que hacen parte de un biosensor A) Elemento de reconocimiento (anticuerpo, virus, DNA) B) Traductor (electroquímico, piezoeléctrico, óptico, magnético), C) Sistema de registro de la señal. (Fuente: Propia).*

Varios estudios sobre el uso de biosensores para detección de virus han sido publicados a nivel mundial. Atlintas y colaboradores, construyeron un biosensor electroquímico para la detección del bacteriófagos MS2 y de virus entéricos como Adenovirus y Rotavirus con límites de detección que oscilan en $10^3$ partículas/mL [34]. Estos métodos, aunque son sensibles y altamente específicos; demandan altos costos y no son de fácil implementación en un laboratorio de analítica convencional.

Lo anterior, genera la necesidad a los laboratorios a migrar en busca de técnicas sencillas pero efectivas que, aunque no detectan directamente el agente viral patógeno, si pueden correlacionarse con su presencia. Este es el caso de la aplicación de bacteriófagos, como indicadores no solo de la presencia de bacterias patógenas sino también de virus entéricos.

Los bacteriófagos, son virus que infectan bacterias y su distribución es cosmopolita, estimándose que existe un total de $10^{31}$ en todo el planeta. Aquellos que infectan coliformes incluyendo E. coli, se denominan "colifagos". Estos, a su vez, se clasifican como somáticos y ARN-F específicos. Los primeros, son los más usados como indicadores ya que son los más abundantes ($10^4$ a $10^8$ UFP/mL). A estos pertenecen los miembros de la familia Myoviridae, Siphoviridae y Microviridae. Se caracterizan, porque su proceso de replicación lo hacen adsorbiéndose al soma o cuerpo de la bacteria. A nivel de laboratorio, su detección es muy sencilla. Convencionalmente se emplea el agar capa doble o capa simple modificada, para evidenciar la formación de zonas de aclaramiento o calvas, producto de la lisis celular, ocasionada tras la replicación viral al interior de bacterias patógenas. Esta técnica es sencilla y desde el punto de

vista analítico muy fácil de implementar en los laboratorios de análisis de aguas. Además, es costo-efectiva y requiere tiempos de análisis reducidos [26]. Los fagos ARN-F específicos hacen su replicación adsorbiéndose a través de las fimbrias de E. coli. No obstante, debido a que las fimbrias solo se sintetizan en la fase logarítmica de crecimiento bacteriano a una temperatura igual o superior a 30 °C, estos fagos solo se encuentran en ambientes que tienen estas temperaturas [35].

### 4.3. Normativa internacional y nacional sobre contaminantes biológicos en aguas crudas y potables

En Estados Unidos y la Unión Europea, se está estudiando la implementación de normas que regulen la contaminación de virus entéricos en aguas recreativas como mares, ríos y lagos. Así mismo el consejo y el parlamento de la Unión Europea regula microbiológicamente estas aguas. No obstante, existe la preocupación de que los indicadores bacterianos no siempre se correlacionan de manera directa con la contaminación viral presente en una fuente hídrica. Por otra parte, el Comité científico de toxicidad, ecotoxicidad y medio ambiente de la Unión Europea recomienda más investigaciones sobre indicadores virales. La Comisión del Consejo de Asuntos Públicos y Científicas de Microbiología Ambiental de la Sociedad Americana, ha generado la inquietud de establecer límites virales adicionales a los microbianos ya existentes. Sin embargo, hasta ahora, sólo la directiva europea 98/83 estipula un nivel de 0 enterovirus por cada 10 L [36].

Colombia, la vigilancia de la calidad del agua para consumo humano se encuentra regulada a través de la Resolución 2115/2007 [37]. Esta

resolución también contempla el Índice de Riesgo de la Calidad de Agua-IRCA, como instrumento que evalúa el grado de riesgo de ocurrencia de enfermedades relacionadas con el no cumplimiento de las características físicas (color, pH, turbidez), químicas (cloro residual libre-CRL) y microbiológicas (coliformes totales y E. coli) de potabilidad. Al día de hoy, no existe ninguna regulación sobre la presencia de virus en aguas.

## REFERENCIAS

[1] M. Elliot. "Biological pollutants and biological pollution—an increasing cause for concern". Marine Pollution Bulletin, vol. 46. pp. 275–280/2003.

[2] L. Seunguk, V. Si, C.A. Dulatre, T. Lee, S.Y. Park, S. Bae "Rapid and in-situ detection of fecal indicator bacteria in water using simple DNA extraction and portable loop-mediated isothermal amplification (LAMP) PCR methods". Water Research, vol. 160, pp. 371-379/2019.

[3] B.R. McMinn, A. Korajkic, N.J. Ashbolt. "Evaluation of Bacteroides fragilis GB 124 bacteriophages as novel human-associated faecal indicators in the United States". Letters Applied Microbiology, vol. 59. pp. 115-121/2014.

[4] E.R. Newall, T.H. Huong, T.P. Auynh, O.Sengtaheuanghough, O. Ribolzi. "A short review of fecal indicator bacteria in tropical aquatic ecosystems: knowledge gaps and future directions". Frontiers of Microbiology, vol. 6. pp. 308/2015.

[5]. A.F. Maheux, V. Dion-Dupont, M.A. Bisson, S. Bouchard, M.J. Rodriguez. "Detection of Escherichia coli colonies on confluent plates of chromogenic media used in membrane filtration". Journal of Microbiological Methods, vol. 97. pp. 51-5/2014.

[6] Z. Wan, G, Xiao, N. Zhou, Q. Qi, L. Han, Y. Ruan, R. Guo, Z.

Zhou.“Comparison of two methods for detection of fecal indicator bacteria used in waterquality monitoring of the Three”. Journal of Environmental Sciences, vol. 38, pp. 42 51/2015.

[7] D. Pelaez, D. Rodriguez, J, Rocha, E. “Estandarización de un método de concentración y detección de virus entéricos en aguas de consumo”. Biomédica, vol.2, pp. 276-282/2010.

[8] N.M. Kiulia, N. Hofstra, L.C. Vermeulen, M.A. Obara, G. Medema, J.B. Rose. “Global Occurrence and Emission of Rotaviruses to Surface Waters”. Pathogens, vol. 4, pp. 229-255/2015.

[9] R. Villamizar, O. Ortíz, E. Darghan. “Quick and easy methodology to determine somatic coliphages as indicators of fecal contamination in a water treatment plant located in northeastern Colombia”. Revista Universidad y Salud, vol. 17,1/2015.

[10] G. Medema, L. Heijnen, G. Elsinga, R. Italiaander. “Presence of SARS-Coronavirus-2 in sewage”. Environmental Science & Technology Letters, vol. 7, 511-516/2020.

[11] W. Wang, Y. Xu, R. Gao, R. Lu, K. Han, G. Wu, W. Tan. “Detection of SARS-CoV-2 in different types of clinical specimens”. JAMA, vol. 323, 1843–1844/2020.

[12] Y. Wu, C. Guo, L. Tang, Z. Hong, J. Zhou, X. Dong, X. Yin, Q. Xiao, Y. Tang, X. Qu, L. Kuang, X. Fang, N. Mishra, J. Lu, H. Shan, G. Jiang, X. Huang. “Prolonged presence of SARS-CoV-2 viral RNA in Faecal samples”. Lancet Gastroenterology. 5 (5), 434–435.

[13] M.C. Collivignarelli, M.C. Miinoa, M.C. Abbàc, A. Pedrazzani, R. Bertanza, G. “SARS-CoV-2 in sewer systems and connected facilities”. Process Safety and Environmental Protection. 143, 196–203/2020.

[14] EPM monitorea presencia de coronavirus en aguas residuales del Valle

de Aburrá. https://www.epm.com.co/site/epm-monitorea-presencia-de-coronavirus-en-aguas-residuales-del-valle-de-aburra. Fecha de consulta 150121.

[15] K.D. Mena. “Waterborne viruses: assessing the risks”. En Bosh A (Ed.) Human Viruses in Water. Elsevier. Amsterdam, Holanda. pp.163-175/2007.

[16] D. Peláez., B.L. Guzmán., J. Rodríguez., F. Acero, G. Nava, G. “Presencia de Virus entéricos en muestras de agua para el consumo humano en Colombia: desafíos de los sistemas de abastecimiento”. Biomédica, vol. 36, pp. 169-178/2016.

[17] J.H. Lee, G. Cheol, J.I. Kimc, H.A. Yic, C.H. Lee. “Development of a new cell culture-based method and optimized protocol for the detection of enteric viruses”. Journal of Virological Methods, vol. 191. Pp. 16–22/2013.

[18] P.A. Desingu, S.D. Singh, K. Dhama, O.V. Kumar, R. Singh and R.K. Singh. “Development of slide ELISA (SELISA) for detection of four poultry viral pathogens by direct heat fixation of viruses on glass slides”. Journal of Virological Methods. vol. 209, pp. 76–81/2014.

[19] G. Sedmak, D. Bina, J. Macdonald, L. Couillard. “Nine-year study of the occurrence of culturable viruses in source water for two drinking water treatment plants and the influent and effluent of a wastewater treatment plant in Milwaukee, Wisconsin (August 1994 through July 2003)”. Applied Environmental Microbiology. vol. 71, pp.1042-1050/2007.

[20] P. Wyn-Jones. “The detection of waterborne viruses”. En Bosh A (Ed.) Human Viruses in Water. Elsevier. Amsterdam, Holanda. pp. 177-204/2007.

[21] T.M. Fumian, J.P. Leite, A.A. Castello, A. Gaggero, A, M.S. Caillou, M.P.

Miagostovich. “Detection of rotavirus A in sewage samples using multiplex qPCR and an evaluation of the ultracentrifugation and adsorption-elution methods for virus concentration”. Journal of Virology Methods, vol. 170, pp. 42-46/2010.

[22] A. Negrete, A. Pai, J. Shiloach. “Use of hollow fiber tangential flow filtration for the recovery and concentration of HIV virus-like particles produced in insect cells”. Journal of Virological Methods, vol. 195. pp. 240-246/2014.

[23] S.V. Alavandi, R. Bharathi, S. Kumar, N. Dineshkumar, C. Saravanakumar, J. Rajan. “Tangential flow ultrafiltration for detection of white spot syndrome virus (WSSV) in shrimp pond water”. Journal of Virological Methods, vol. 218. pp, 7-13/2015.

[24] A. Hamza, L. Jurzik, K. Überla, M. Wilhelm. “Methods to detect infectious human enteric viruses in environmental water samples”. International Journal of Hygiene and Environmental Health, vol, 214. pp. 424-436/2011.

[25] J.H. Ha, C. Choi, S. Ha. “Evaluation of immunomagnetic separation method for the recovery of Hepatitis A virus and GI.1 and GII.4 Norovirus strains seeded on oyster and mussel”. Food Environmental Virology. vol. 6, pp. 290–296/2014.

[26] R. Villamizar, A. Maroto, F.X. Rius. “Improved detection of Candida albicans with carbon nanotube field-effect transistors”. Sensors and Actuators B: Chemical, vol. 136, pp. 451-547/2009.

[27] E. Haramoto, M. Kitajima, H. Katayama, S. Ohgaki. “Real time PCR detection of adenoviruses, polyomaviruses, and torque teno viruses in river water in Japan”. Water Research, vol. 44, pp. 1747–1752/2014.

[28] W. Yang, A.Z. Gu, S.Y. Zeng, D. Li, M. He, H. Shi. “Development of a

combined immunomagnetic separation and quantitative reverse transcription-PCR assay for sensitive detection of infectious rotavirus in water samples". Journal of Microbiological Methods, vol. 84, pp. 447–453/2011.

[29] J.H. Ha, C. Choi, S.D. Ha. "Evaluation of immunomagnetic separation method for the recovery of Hepatitis A virus and GI.1 and GII.4 Norovirus strains seeded on oyster and mussel". Food and Environmental Virology, vol. 6, pp.290–296/2014.

[30]. X. Guo, S. Wang, C. Zhao, J. Li, J. Zhong. "An integrated cell absorption process and quantitative PCR assay for the detection of the infectious virus in water". Journal of Virological Methods, vol. 257, pp.79-84/2018.

[31] S. Parshionikar, I. Laseke, G.S. Fout. "Use of propidium monoazide in reverse transcriptase PCR to distinguish between infectious and noninfectious enteric viruses in water samples". Applied of Environmental Microbiology, vol. 76, pp. 4318-4326/2010.

[32] Y. Saylan, Ö. Erdem, S. Ünal, A. Denizli. "An Alternative Medical Diagnosis Method: Biosensors for Virus Detection". Biosensors (Basel), vol, 9. pp. 65/2019.

[33] A. Mokhtarzadeh, R. Eivazzadeh-Keihan, P. Pashazadeh, M. Hejazi, M. de la Guardia. "Nanomaterial-based biosensors for detection of pathogenic virus". TrAC Trends in Analytical Chemistry, vol. 97, pp. 445-457/2017.

[34] A. Altintas, M. Gittens, J. Pocock, J.E. Tothill. "Biosensors for waterborne viruses: Detection and removal". Biochimie, vol. 115, pp. 144-154/2015.

[35] W. Ackermann. "Bacteriophage observations and evolution". Journal of

Microbiology, vol. 154, pp. 245-251/2003.

[36] Directiva 98/83/CE del Consejo, de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. Diario Oficial nº L 330, de 5 de diciembre de 1998.

[37] Colombia. MPS/MAVDT. Ministerio de la protección Social y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia. Resolución 2115 de 2007. Bogotá DC: Ministerio; 2007.

# CAPÍTULO V

## ANÁLISIS DE LA CALIDAD BACTERIOLÓGICA DE AGUAS CRUDAS Y POTABLES EN CUATRO PLANTAS POTABILIZADORAS DEL DEPARTAMENTO NORTE DE SANTANDER Y POTABLES

# CAPÍTULO V

# ANÁLISIS DE LA CALIDAD BACTERIOLÓGICA DE AGUAS CRUDAS Y POTABLES EN CUATRO PLANTAS POTABILIZADORAS DEL DEPARTAMENTO N DE S.

## 5.1. Introducción

La contaminación de aguas por agentes etiPológicos de origen bacteriano representa un riesgo para la salud pública, haciendo imperioso un monitoreo sistemático del recurso vital. Desde el punto de vista operativo, la analítica es costosa y en ocasiones, los patógenos a detectar se encuentran sólo en ciertos cuerpos de agua y en bajas concentraciones. Esto crea la necesidad de recurrir a métodos costo-efectivos y de fácil aplicación, que evalúen la calidad del agua a través de microorganismos indicadores que usualmente, se encuentran presentes en forma constante en los ecosistemas acuáticos; y en densidades poblaciones elevadas, con respecto al resto de organismos presentes en el mismo nicho ecológico.

Dentro del grupo de bacterias indicadoras de la calidad del agua potable, se encuentran los coliformes. Estas se definen como enterobacterias propias del tracto intestinal del hombre y animales y algunas especies, son propias del suelo y aguas. Morfológicamente se presentan como bacilos Gram negativos (-), no esporulados, que fermentan la lactosa a 35 °C con producción de ácido y gas. Dentro de este grupo se encuentran los “Coliformes Termotolerantes Fecales” que son propios del tracto intestinal de vertebrados de sangre caliente, con capacidad para crecer en un rango

de temperatura que oscilan entre 44 ºC y 45 °C. Por medio de estas bacterias, es posible identificar la procedencia de la contaminación fecal de muestras ambientales y/o alimentos. Un ejemplo de bacteria termotolerante, es la bien conocida Escherichia coli, la cual se utiliza como indicador en todo tipo de aguas y su presencia en una muestra, se correlaciona con contaminación de origen fecal reciente [1].

Las bacterias fecales entran en la superficie del agua a través de diferentes mecanismos. Entre estos se encuentran las descargas de aguas residuales contaminadas con heces de animales y/o humanos. Una asociación relevante, ha sido encontrada entre períodos de lluvia intensos y enfermedades gastrointestinales; lo que sugiere que las precipitaciones facilitan el transporte de patógenos transmitidos por el agua a partir de una gran variedad de fuentes urbanas [2]. En el año 2013, se realizó una investigación que relacionó bacterias indicadoras con respecto a la calidad del agua. Este estudio demostró la factibilidad del uso de E. coli y Enterococcus sp., como indicadores de contaminación fecal, así como el empleo de la relación E. coli / Enterococcus sp., para determinar el origen de la contaminación [3].

Estudios posteriores, llevados a cabo por Ávila y colaboradores (2014), evaluaron la calidad bacteriológica del agua del humedal de Jaboque en la sabana de Bogotá, durante diferentes épocas del año para la determinación de coliformes totales, Escherichia coli y Enterococcus spp., mediante la técnica de filtración por membrana. Los resultados mostraron que Enterococcus spp. estaba presente todas las muestras analizadas, tanto en época de lluvias como en períodos secos y que la presencia de Escherichia

coli aumentaba en época de lluvia [4]. Se ha comprobado de igual forma, que esta bacteria puede permanecer por prolongados periodos de tiempo en aguas frescas, lo que incrementa el riesgo a nivel de salud pública para aquellas personas que hacen uso por ejemplo de piscinas o balnearios que empleen estas fuentes hídricas contaminadas en zonas de recreación [5].

La tabla 1 muestra el contenido de algunas bacterias indicadoras de contaminación, frecuentemente encontrados en aguas.

***Tabla 1.*** *Grupos microbianos comúnmente empleados como indicadores (número promedio por gramo de peso) excretados en heces de algunos animales de sangre caliente [Tomado y adaptado de 6] *AR (Aguas Residuales).*

| Grupo | Coliformes Termotolerantes | *Streptococcus faecales* | *Clostridium perfringens* | Colifagos F-RNA | Excreción (g/día) |
|---|---|---|---|---|---|
| **Perro** | 23.000.000 | 980.000.000 | 251.000.000 | 2.1 | 413 |
| **Persona** | 13.000.000 | 3.000.000 | 1580 | <1.0-6.5 | 150(77.0) |
| **Vaca** | 230.000 | 1.300.000 | 200 | 84 | 23.600 |
| **Radio en AR*** | 50 | 5 | 0.3 | 1 | - |

A nivel nacional, el Ministerio de la Protección Social expidió en el año 2007 un decreto para establecer el Sistema para la Protección y Control de la Calidad del Agua para Consumo Humano y conjuntamente con el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, publicaron la resolución 2115 de 2017 “por la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano” [7]. Tomando como base lo anterior, en este estudio, se verificó si el agua potabilizada por 4 plantas de tratamiento ubicadas en el departamento Norte de Santander cumple con los requisitos exigidos por la normatividad vigente y, por tanto, es apta desde el punto de vista bacteriológica para el consumo de la población de esta región.

## 5.2. Desarrollo Experimental

### 5.2.1. Recolección de Muestras

Las muestras de agua recolectadas según lo descrito en el capítulo IV, numeral 4.2.1. Para las muestras de agua potable, se adicionó previamente 0.1 mL/100 mL de tiosulfato de sodio al 1.8 % (p/v) como declorinante. Las muestras fueron transportadas al laboratorio usando neveras portátiles, provistas de hielo seco y se procesaron en un tiempo no mayor a 3 horas después de su recolección [8].

### 5.2.2. Análisis Microbiológico

El análisis de coliformes totales y coliformes fecales, se realizó empleando las técnicas sugeridas en la resolución 2115 de 2007 [7]. Para el agua sin tratar “Bocatoma” se empleó la técnica de sustrato definido; usando caldo LMX-Fluorocult (Merck). Para las aguas potables, se empleó la técnica de filtración por membrana de acuerdo a la APHA, 1998 [8], filtrando 100 mL de la muestra a través de membranas estériles 0,45 µm de diámetro de poro (Pall Life Sciences®) y usando agar chromocult (Merck®) para el crecimiento selectivo y diferencial de coliformes y E. coli (Figura 1). Adicionalmente, se realizó la cuantificación de aerobios mesófilos (AM) empleando agar TSA.




***Figura 1.*** *Secuencia fotográfica del proceso de filtración por membrana a) Introducción de la membrana en el carril de filtración b) Acople del carril de filtración c) Vertido del agua (100 mL) d) Depósito del filtro de membrana sobre el medio de cultivo (Agar Chromocult).*

Los resultados sep reportaron como bacterias/mL para el agua sin tratar y Unidades Formadoras de Colonia (UFC)/100 mL para las muestras de almacenamiento y/o distribución, siguiendo los valores de referencia establecidos en la resolución (Tabla 2). Como controles negativos se emplearon medios estériles sin inocular.

***Tabla 2.*** *Características microbiológicas del agua para consumo humano, valores máximos aceptables desde el punto de vista microbiológico, los cuales son establecidos teniendo en cuenta límites de confianza del 95% (Tomado y adaptado de Resolución 2115 de 2007 [7]).*

| **TÉCNICA UTILIZADA** | **INDICADOR/LÍMITE ADMISIBLE** ***Escherichia coli*** | **INDICADOR/LÍMITE ADMISIBLE Coliformes Totales** |
|---|---|---|
| Filtración por Membrana | 0 UFC/100 $cm^3$ | 0 UFC/100 $cm^3$ |
| Enzima Sustrato | < 1 microorganismo/ $cm^3$ | < 1 microorganismo/ $cm^3$ |

## 5.3. Resultados

La presencia de los indicadores Coliformes Totales (CT) y Coliformes Fecales (CF) en la fuente de captación fue positivo en todas las muestras procesadas. Este resultado concuerda con lo esperado, al tratarse de una muestra de agua cruda (Figura 2a-2b).

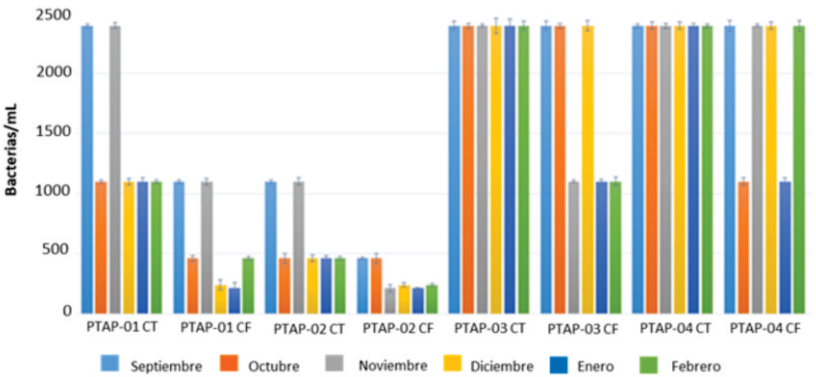



***Figura 2a.*** *Resultados de la Cuantificación de Coliformes Fecales y Coliformes Totales mediante la técnica NMP de las fuentes de Captación de las 4 plantas. Los datos corresponden al promedio de 12 muestras analizadas por triplicado durante 6 meses.*

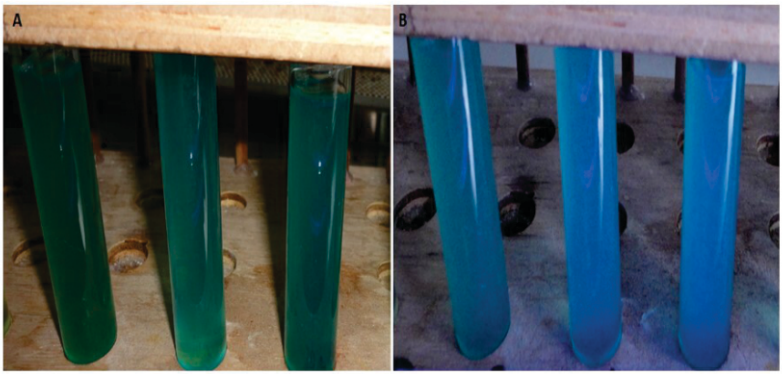
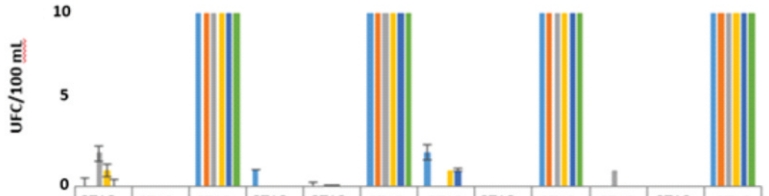



***Figura 2b.*** *Visualización en caldo LMX Fluorocult de a) Coliformes Totales b) Coliformes Fecales. Se evidencia el viraje del medio de amarillo claro a verde-azulado y la producción de fluorescencia debido a la excitación de los compuestos cromogénicos presentes en el medio como producto de la acción de la luz UV.*

La figura 3 y 4, muestran los resultados para los indicadores Coliformes Totales, Coliformes Fecales (E.coli) y Aerobios Mesófilos, realizado a las muestras de agua potable en fase de almacenamiento y distribución. Los datos permitieron determinar que el proceso de potabilización no siempre es efectivo en la remoción de bacterias indicadoras de contaminación. En todas las plantas analizadas, hubo muestras que resultaron positivas para el parámetro de Coliformes Totales (CT) con un promedio de 1.5 UFC/mL. La PTAP-01 y PTAP-03 fueron las que presentaron mayor incidencia de estos patógenos en las muestras analizadas en los meses de noviembre, diciembre y enero. En este sentido, las muestras analizadas no cumplen con los límites exigidos por la normatividad que exige O UFC/100 mL para el parámetro de CT. En cuanto a la carga de Coliformes Fecales (CF) y aerobios mesófilos (AM) se encontraron siempre dentro de los límites establecidos por la Resolución 2115 de 2007 que establece un límite máximo admisible de O UFC/100 mL y 100 UFC/100 mL, respectivamente [7].




| | PTAP-01 CT | PTAP-01 CF | PTAP-01 AM | PTAP-02 CT | PTAP-02 CF | PTAP-02 AM | PTAP-03 CT | PTAP-03 CF | PTAP-03AM | PTAP-04 CT | PTAP-04 CF | PTAP-04 AM |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Septiembre | 0 | 0 | 96 | 1 | 0 | 17 | 2 | 0 | 96 | 0 | 0 | 51 |
| Octubre | 0 | 0 | 87 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 87 | 0 | 0 | 66 |
| Noviembre | 2 | 0 | 63 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 63 | 1 | 0 | 84 |
| Diciembre | 1 | 0 | 45 | 0 | 0 | 16 | 1 | 0 | 45 | 0 | 0 | 19 |
| Enero | 0 | 0 | 73 | 0 | 0 | 14 | 1 | 0 | 73 | 0 | 0 | 33 |
| Febrero | 0 | 0 | 79 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 | 79 | 0 | 0 | 28 |

PLANTA DE TRATAMIENTO/PARÁMETRO

***Figura 3.*** *Cuantificación de Coliformes Totales (CT), Coliformes Fecales (CF) y Aerobios Mesófilos (AM) mediante la técnica de filtración por membrana, de muestras de agua en fase de distribución de 4 plantas ubicadas en el departamento Norte de Santander. Los datos corresponden al promedio de 12 muestras analizadas por triplicado durante 6 meses en cada planta.*

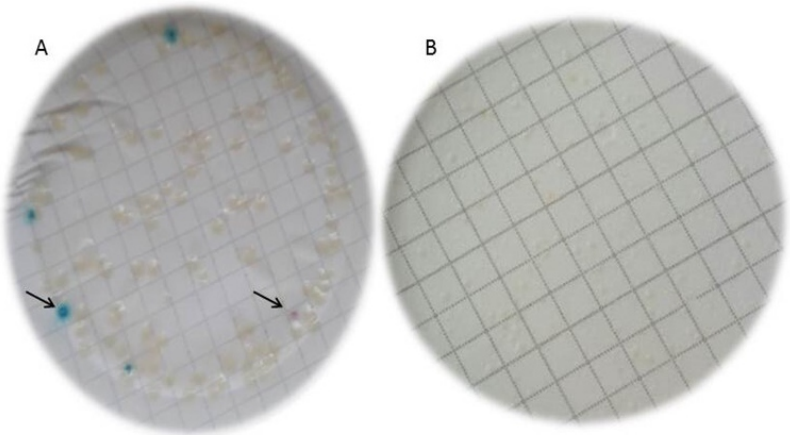



***Figura 4.*** *Filtros de membrana conteniendo el crecimiento de a) Coliformes Totales (azules) y Coliformes Fecales (morado) en agar Chromocult b) Aerobios Mesófilos en agar SPC (la flecha señala en general el crecimiento que se encuentra distribuido por todo el filtro).*

Para calcular los porcentajes de remoción, se empleó la media geométrica de los recuentos obtenidos para coliformes totales y coliformes fecales (E.coli) que fueron presentadas en las gráficas anteriores. Se hizo un promedio de los resultados obtenidos en los indicadores (CT, CF) durante el período de tiempo analizado. El promedio de muestras positivas obtenidas en la fase de captación, fue tomado como el valor de referencia (100 %) y posteriormente mediante una regla de tres simple, se calculó el porcentaje de remoción sobre el promedio de muestras positivas obtenido en la fase de distribución. La tabla 3 muestra el porcentaje de remoción alcanzado para las cuatro plantas de potabilización (PTAP-01, PTAP-02, PTAP-03, PTAP-04) en los indicadores CT y CF. Puede evidenciarse que el proceso de potabilización es efectivo en más de un 99 % en la remoción de indicadores de contaminación, siendo la planta PTAP-02 la que lleva a cabo un proceso más eficiente de remoción de bacterias indicadoras de contaminación.

***Tabla 3.*** *Porcentaje de remoción de indicadores microbiológicos para las 4 plantas de potabilización.*

| Planta de Tratamiento | Parámetro/Fase | No. De muestras analizadas | No. De muestras positivas | Porcentaje de muestras positivas (%) | Porcentaje de remoción (%) |
|---|---|---|---|---|---|
| PTAP-01 | CT/Captación | 36 | 36 | 100 | - |
| | CT/Distribución | 36 | 0.33 | 0.92 | 99.97 |
| | CF/Captación | 36 | 36 | 100 | - |
| | CF/Distribución | 36 | 0.0 | 0.0 | 100 |
| PTAP-02 | CT/Captación | 36 | 36 | 100 | - |
| | CT/Distribución | 36 | 0.0 | 0.0 | 100 |
| | CF/Captación | 36 | 36 | 100 | - |
| | CF/Distribución | 36 | 0.0 | 0.0 | 100 |
| PTAP-03 | CT/Captación | 36 | 36 | 100 | - |
| | CT/Distribución | 36 | 0.173 | 0.48 | 99.99 |
| | CF/Captación | 36 | 36 | 100 | - |
| | CF/Distribución | 36 | 0.0 | 0.0 | 100 |
| PTAP-04 | CT/Captación | 36 | 36 | 100 | - |
| | CT/Distribución | 36 | 0.3 | 0.83 | 99.98 |
| | CF/Captación | 36 | 36 | 100 | - |
| | CF/Distribución | 36 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

Del total de muestras analizadas (48), el 9 % de ellas no fue potable desde el punto de vista bacteriológico, ya que se encontró la presencia de coliformes totales en la fase de distribución en un rango promedio de 0.33 UFC/100 mL, superando el límite exigido por la norma que es de O UFC/100 mL [7] (Figura 5).

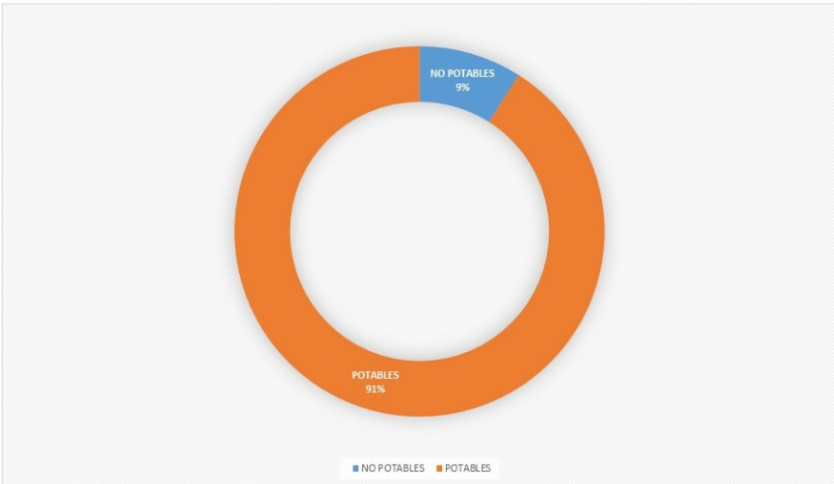



***Figura 5.*** *Porcentaje de muestras desde el punto de vista bacteriológico potable y no potable de un total de 48 analizadas.*

Analizando el porcentaje de positividad de las muestras de agua que fueron no potables en cada una de las plantas de tratamiento analizadas se encontró que las plantas PTAP-01 y PTAP-03 fueron las que presentaron mayor número de muestras positivas.

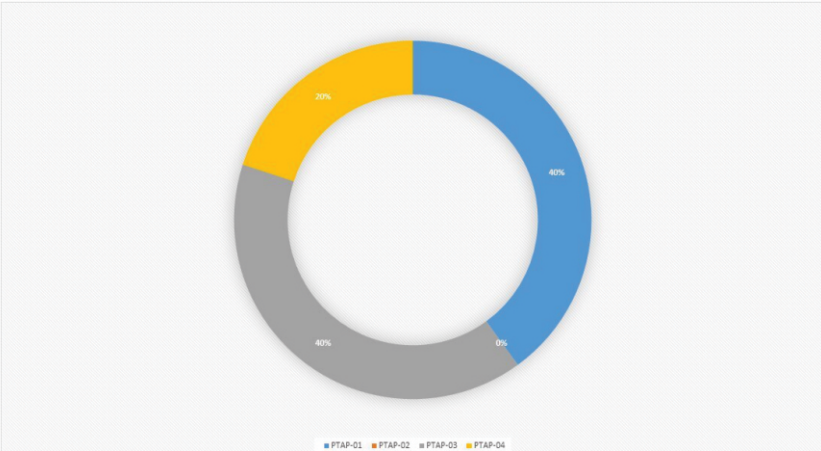



***Figura 6.*** *Distribución por porcentaje de las plantas de tratamiento con mayor positividad en presencia de bacterias indicadoras en su proceso de potabilización.*

## 5.4. Discusión

"La Constitución Política de Colombia establece como uno de los fines principales de la actividad del Estado, la solución de las necesidades básicas insatisfechas. Entre estas, se encuentra el acceso al servicio de agua potable, que es fundamental para la vida humana, con el fin de disminuir satisfactoriamente enfermedades trasmitidas por el agua".

La escasez del recurso hídrico a consecuencia del cambio climático se ha incrementado y las pocas fuentes hídricas que quedan deben ser preservadas y su calidad controlada. En el departamento de Norte de Santander no hay plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), por tanto, todos los residuos derivados de la actividad antrópica y agro-industrial son descargados directamente al río Pamplonita y al río Zulia, principales fuentes de abastecimiento del departamento. Esto ha

convertido a las cuencas, en vehículos transmisores de patógenos, que pueden llegar a todos aquellos habitantes de las zonas aledañas al río y que emplean el agua, para actividades de consumo, recreación y agricultura (Figura 7).



***Figura 6.*** *Imagen fotográfica de un tramo del Río Zulia; en el que se aprecian lugareños en actividades de recreación.*

Microbiológicamente, la calidad del agua, puede definirse con base a la presencia de ciertos indicadores de contaminación tales como coliformes totales y E. coli. Los resultados obtenidos de estos dos indicadores en las muestras de agua cruda analizadas son los esperados teniendo en cuenta la naturaleza cruda de la muestra. Empleando la técnica de sustrato definido fue posible determinar recuentos que oscilaron entre 1100 bacterias/mL a 2400 bacterias/mL. Este resultado coincide con lo reportado por Villamizar R et al, 2015 [9]. Todas las muestras de agua de captación "Bocatoma" fueron positivas para coliformes totales y fecales, encontrando los recuentos más bajos en la planta PTAP-02 y los más altos en la PTAP-03. Esto se debe a que la fuente hídrica de abastecimiento de la planta

PTAP-01 se encuentra geográficamente muy cerca al lugar donde se ubica la planta de tratamiento. En contraste, la fuente de abastecimiento de la planta PTAP-04 presenta un largo recorrido antes de llegar a la captación de la planta, haciendo que, a lo largo de este, la cuenta se vea significativamente impactada por los residuos generados de la actividad antrópica, la agro-industriales; entre otros.

En la etapa de distribución, la contaminación puede derivarse del tiempo que transcurre desde que el agua sale de planta de tratamiento hasta que llega a la red de distribución, donde el nivel de cloro residual disminuye, favoreciendo la proliferación bacteriana [9]. Analizando la eficiencia del proceso de potabilización de las 4 plantas de tratamiento, se encontró un 91 % de eficiencia en el proceso de potabilización para la remoción de coliformes fecales. No obstante, la presencia de coliformes totales en algunas de las muestras analizadas, hizo que el 9 % no fuera considerada como potable.

## 5.5. Conclusiones

A través de este estudio, se pudo concluir que, de las 4 plantas de potabilización, la PTAP-02, fue la más eficiente a la hora de remover bacterias indicadoras de contaminación y, por tanto, ofrece agua apta desde el punto de vista bacteriológico, para el consumo de sus más de 4.000 usuarios. En general, las plantas de tratamiento deben hacer uso adecuado de dosis y tiempo de exposición al agente desinfectante (cloro), para que la potabilización del agua sea más efectiva, especialmente en aquellos períodos donde aumenta el nivel de precipitaciones que para este estudio puntual fueron los meses noviembre, diciembre y enero. Se sugiere

además a las empresas prestadoras del servicio de acueducto, incluir una revisión periódica de las redes de distribución, a fin de evitar contaminaciones cruzadas generados por los sistemas que conducen el agua desde la planta de tratamiento, hasta la casa de cada usuario.

## REFERENCIAS

[1] C. Carreño. "Biotecnología Ambiental de Aguas y Aguas Residuales". Segunda Edición. Ecoe Ediciones Ltda. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. ISBN 978-958-771-344-2, pp. 517/2007.

[2] Horn, Lindsay M et al. "Association between Precipitation and Diarrheal Disease in Mozambique." International Journal of Environmental Research and Public Health, vol. 15, pp. 709/2018.

[3] S. Ríos-Tobón, R.M. Agudelo-Cadavid, L.A. Gutiérrez-Builes. "Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano". Revista Facultad Nacional de Salud Pública, vol.35, pp. 236-247/2017.

[4] S. Ávila, M. Estupiñán. "Calidad bacteriológica del agua de consumo humano de la zona urbana y rural del municipio de Guatavita. Cundinamarca, Colombia". Revista Cubana de Higiene y Epidemiología, vol 50(2), pp. 163-168/2010.

[5] J.K. Bradshaw., B.J. Snyder., A. Oladeinde., D. Spidle., M.E. Berrang., R.J. Meinersmann., B. Oakley., B.C. Sidle., K. Sullivan, M. Molina. "Characterizing relationships among fecal indicator bacteria, microbial source tracking markers, and associated waterborne pathogen occurrence in stream water and sediments in a mixed land use". Water Research, vol 101, pp. 498-509/2016.

[6] J. Ashbolt., O.K. Willie., S. Grabow. "Indicators of microbial water quality.

2001. World Health Organization (WHO). Water Quality: Guidelines, Standards and Health. Edited by Lorna Fewtrell and Jamie Bartram. Published by IWA Publishing, London, UK. ISBN: 1 900222 28 0.

[7] Colombia. MPS/MAVDT. Ministerio de la protección Social y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia. Resolución 2115 de 2007. Bogotá DC: Ministerio; 2007.

[8] APHA. American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 Ed. American Public Health Association, Washington, D.C. 1998.

[9] R.A. Villamizar., O.O. Ortíz., E. Darghan. "Quick and easy methodology to determine somatic coliphages as indicators of fecal contamination in a water treatment plant located in northeastern Colombia". Revista Universidad y Salud, vol. 17, pp. 57-68/2015.

# CAPÍTULO VI

## ANÁLISIS DE LA CALIDAD VIROLÓGICA DE AGUAS CRUDAS Y POTABLES EN CUATRO PLANTAS POTABILIZADORAS DEL DEPARTAMENTO NORTE DE SANTANDER

# CAPÍTULO VI

# ANÁLISIS DE LA CALIDAD VIROLÓGICA DE AGUAS CRUDAS Y POTABLES EN CUATRO PLANTAS POTABILIZADORAS DEL DEPARTAMENTO N DE S.

## 6.1. Introducción

Los procesos de potabilización del agua como han sido descritos hasta esta parte del libro, van enfocados a la eliminación de bacterias patógenas tales como coliformes totales, coliformes fecales y aerobios mesófilos. Los primeros sirven como indicadores de contaminación fecal; mientras que los segundos, se relacionan con la calidad sanitaria [1, 2]. No obstante, existen agentes infecciosos que pueden sobrevivir a los procesos de desinfección aplicados en una planta de tratamiento convencional y estos son los virus. Estos pueden definirse como entes de tamaño micro o nanoscópico, que poseen un tipo de ácido nucléico (ADN o ARN), rodeado por un cubierta protéica (cápside), en ocasiones envuelta por una membrana lipídica. Estructuralmente pueden presentar simetría icosaédrica, helicoidales o compleja y su distribución es ubicua. En aguas se considera que existen más de 140 tipos de virus [3] que podrían llegar a convertirse en un problema potencial a nivel de salud pública en el evento que encuentren con un hospedero que facilite su proceso de replicación.

Los virus pueden permanecer viables en fuentes de agua durante tiempo prolongados, teniendo la capacidad de atravesar las barreras físicas (filtros) y resistir a los desinfectantes químicos (cloro) empleadas en un proceso de potabilización convencional [4]. Estudios a nivel internacional

han demostrado la presencia de virus entéricos en aguas tratadas, lo que confirma la alta resistencia que estos agentes virales frente a los procesos de desinfección [5, 6]. A nivel nacional, una investigación realizada por el Instituto Nacional de Salud sobre aguas procedentes de 102 municipios de Colombia, mostró que al menos el 50,7% de las muestras analizadas fueron positivas para algún tipo virus. La mayor prevalencia fue de virus Hepatitits A con un 26,73%, seguido de Enterovirus y Rotavirus con 20.48 % y finalizando con Adenovirus (18.05%). Los niveles de virus en aguas crudas y potables fue muy similar (48,26% y 45,83%, respectivamente) lo que indica que los procesos de potabilización no son eficientes en la remoción de este tipo de patógenos [7].

Esta problemática, hace que microbiólogos, epidemiólogos y responsables de la calidad de agua, traten de generar métodos de fácil aplicación que puedan ser empleados para hacer seguimiento y monitoreo a la presencia de virus en fuentes de hídricas; a fin de evitar que tengan contacto directo o indirecto con la población y, por tanto, efectos deletéreos en su salud.

Actualmente en Colombia no existe ninguna regulación sobre virus en aguas. Esto se debe en parte a que los métodos convencionales para la detección de estos patógenos son complejos y en muchos casos poco sensibles. Por tal motivo, la OMS recomienda el uso de bacteriófagos como indicadores de la presencia de virus entéricos, debido a su similitud en tamaño, morfología, estructura y forma de replicación [8].

Los bacteriófagos son virus que infectan bacterias y su distribución es cosmopolita, estimándose que existe un total de $10^{31}$ en todo el planeta [9]. A

nivel nacional, los primeros estudios sobre el uso de bacteriófagos datan del año 2002, en el cual se usaron virus F+ y fagos de Bacteroides fragilis y se compararon con bacterias tradicionales usadas como indicadores de contaminación fecal. Los resultados obtenidos mostraron la presencia de estos fagos después del proceso de cloración, lo que corroboró su resistencia a los agentes desinfectantes [10]. De la misma manera, durante un estudio realizado en el año 2005, se encontró la presencia de colifagos en una planta de tratamiento en la vereda la Cabaña, de Manizales [11]. Gaviria A y colaboradores en 2012, establecieron un protocolo para el aislamiento de bacteriófagos a partir de aguas residuales específicos para E. coli DH5α [12]. Un estudio del año 2015, evaluó el uso de colifagos somáticos como indicadores de la calidad del agua en período lluvioso y seco en diferentes fases del proceso de potabilización (captación, decantación, filtración, cloración y distribución) en el noreste colombiano. Los autores concluyeron que los colifagos representan un método alternativo para conocer la calidad bacteriológica del agua en tan sólo 12 horas [13].

Aunque la presencia de fagos puede correlacionarse con la presencia de virus entéricos, es ideal llevar a cabo la determinación de estos patógenos de forma paralela a fin de conocer específicamente los agentes etiológicos que potencialmente pudieran relacionarse con la producción de enfermedades en la población que consuma o haga uso de fuentes hídricas contaminadas. La separación inmuno-magnética (IMS) en una de las técnicas que puede ser empleada con altos niveles de eficiencia para la concentración y separación de virus a partir de diferentes matrices. Esta técnica ha sido usada con gran efectividad para separar varios tipos de

virus tales como Hepatitis A [14], [15], Adenovirus [16], Rotavirus [17] a partir de diferentes muestras ambientales eliminando interferentes, incluido inhibidores de PCR. Por tanto, en este estudio se presentan resultados de la determinación de colifagos somáticos como indicadores de la eficiencia de los procesos de potabilización. Además, se introduce una nueva técnica basada en el uso de micropartículas fluoro-inmuno-magnéticas, cómo método para la concentración, separación y detección específica de virus entéricos en aguas crudas y potables en 4 plantas de tratamiento del departamento Norte de Santander.

## 6.2. Desarrollo Experimental

### 6.2.1. Recolección de las muestras

Las muestras de agua recolectadas según lo descrito en el capítulo IV, numeral 4.2.1.

### 6.2.2. Determinación de Colifagos Somáticos

#### 6.2.2.1. Preparación de la cepa hospedera

La cepa hospedadora (E. coli) fue aislada a partir de una muestra de 100 mL agua sin tratar procedente de la bocatoma de una de las plantas de tratamiento objeto de estudio. La muestra fue diluida en base hasta $10^{-3}$ en solución salina estéril al 0,85%, filtrada por membrana y sembrada por duplicado en cajas de agar Chromocult. Seguidamente, las cajas fueron incubadas a 37°C/24 h. Las colonias confirmadas fueron sembradas por agotamiento en agar tripticasa de soya (TSA). Las cepas fueron reactivadas para los ensayos de determinación de fagos sembrando en

agar TSA para obtener cultivos jóvenes de no más de 18 horas. A partir de estos se preparó una solución equivalente al patrón 0.5 en la escala de Mac Farland ($1.5*10^8$ células/mL). Como controles negativos se emplearon medios estériles in inocular.

### 6.2.2.2. Obtención del Filtrado Fágico

El contenido fágico fue obtenido de las aguas de las etapas de captación y distribución de cada una de las plantas potabilizadoras. Se filtraron 1000 mL, usando filtros de membrana de 0,45 µm de diámetro de poro (Advantec) [13].

### 6.2.2.3. Cuantificación de colifagos por el método de capa simple modificado

A 50 mL de agar TSA licuado, se le adicionaron 0,08 g nitrato de amonio, 0,11 g de nitrato de estroncio, 3 mL de cloruro de trifenil tetrazolio (TTC, Sigma) al 1% (p/v), 3 mL de la suspensión bacteriana y 3 mL de la muestra de agua filtrada. La mezcla fue vertida en tres cajas de Petri que fueron seguidamente incubadas a 37°C/12-18h. Finalmente, se hizo el recuento de las zonas de lisis o aclaramiento en cada una de las cajas (placas), las cuales fueron reportadas como Unidades Formadoras de Placas (UFP)/mL mediante la expresión:

$$UPF = \overline{X}_c\,(1/d\,/V)$$

Donde (1/d), y V representan respectivamente al promedio de placas, el recíproco de la dilución y el volumen inoculado de la solución fágica. Todos los ensayos se hicieron por triplicado [13].

### 6.2.3. Determinación de Virus Entéricos

#### 6.2.3.1. Separación Fluoro-Inmunomagnética de Virus entéricos a partir de aguas crudas y potables

La metodología empleada fue reportada por Villamizar R y colaboradores, 2017 [18]. Micropartículas fluoro-magnéticas con un rango de tamaño de 0.5 µm fueron funcionalizadas con anticuerpos monoclonales específicos para Rotavirus, Hepatitis A, Enterovirus, Adenovirus y Astrovirus como se muestra en la figura 1.

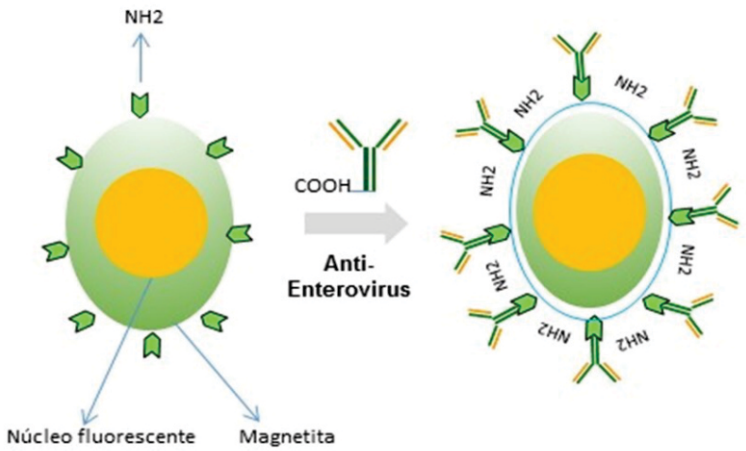



***Figura 1.*** *Representación esquemática del proceso de funcionalización de las micropartículas fluoro-inmunomagnéticas*

Las micropartículas fueron incubadas durante 1 hora a 37°C y posteriormente fueron magnetizadas y el exceso de anticuerpo lavado dos veces usando PBS 0.15 mM. Posteriormente, las partículas funcionalizadas fueron resuspendidas en 250 µL de PBS y seguidamente depositadas en 1 Litro de agua con potencial contenido viral. Para las muestras de agua cruda, previo a la adición de las micropartículas funcionalizadas, se realizó un pretratamiento que consistió en realizar procesos sucesivos de filtración de material grosero empleando dos veces algodón y papel filtro. La inmunodetección del complejo partícula-anticuerpo-virus se llevó a cabo durante 2 horas a 37°C en agitación constante (120 rpm/min). Seguidamente, un campo magnético externo fue aplicado con el fin de concentrar y separar el complejo (Figura 2). El agua fue descartada sin retirar el campo magnético y posteriormente los complejos magnetizados fueron resuspendidos en 250 µL PBS 0.15 mM [18].

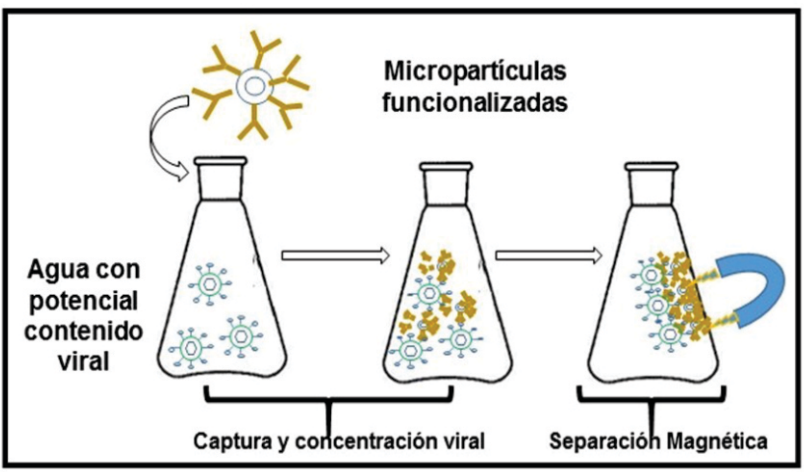



***Figura 2.*** *Representación esquemática del proceso de separación fluoro-inmuno-magnética de virus entéricos a partir de aguas*

### 6.2.3.2. Caracterización Microscópica

Microscopio de fluorescencia (Carl-Zeiss) fue usado para caracterizar las micropartículas magneto-fluorescentes antes y después del proceso de exposición a las muestras de agua con potencial contenido viral. Microscopía de transmisión electrónica (TEM) empleando el Tecnai G2 F20 de FEI y tinción negativa fue aplicada para obtener las imágenes de los colifagos somáticos y los virus entéricos aislados en TSA modificado y separados magnéticamente, respectivamente. Este proceso fue llevado a cabo en la Unidad de Microscopía de la Universidad de Antioquia, Colombia. Adicionalmente, los complejos micro-partícula magnética-anticuerpo-virus fueron analizados a través de microscopía de fuerza atómica (Park Unveils NX20 Atomic Force Microscopy (AFM) Korea) en modo no contacto en la unidad de microscopía de la Universidad Técnica de Dinamarca (DTU).

### 6.2.3.3. Caracterización Molecular

El complejo micropartícula fluoromagnética-anticuerpo-virus, fue sometido a un choque térmico (90°C/15 segundos-4°C/15 segundos) para liberar los viriones de las partículas. Posteriormente se centrifugó a 5000 rpm/15 min y el sobrenadante se empleó para hacer extracción de RNA viral empleando el Kit de QIAamp QIAamp Viral RNA Mini Kit (QIAGEN). En este método, el RNA fue diluído en 60 µL de buffer de elución colectado en tubos de microcentrígufa libres de RNA que posteriormente fue cuantificado empleando el Nanodrop [18].

## 6.3. Resultados

*E. coli*, fue aislada en agar chromocult a partir del agua de la bocatoma de una de las plantas objeto de estudio. Este medio, permitió la identificación de colonias violáceas características de este patógeno en este medio cromogénico. Las mismas fueron sub-cultivadas en agar SPC para su posterior uso en los ensayos de detección de colifagos (Figura 3A y 3B). Al microscopio óptico las bacterias revelaron bacilos Gram negativos cortos, lo cual se corresponde con la clasificación de este patógeno en función de su pared celular.

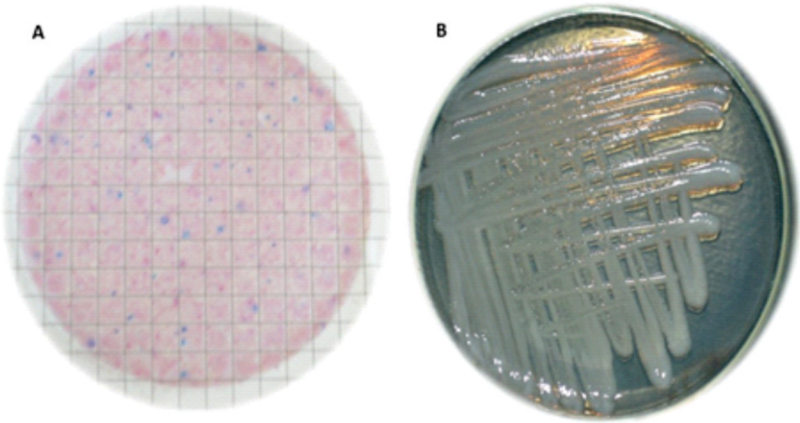



***Figura 3.*** *Características macroscópicas de E. coli en a) Agar Chromocult b) Agar SPC.*

La célula hospedera *(E. coli)*, favoreció la formación de calvas producto de la actividad lítica de los colifagos somáticos presentes en las muestras de agua analizadas. La técnica de capa simple modificado empleando agar TSA, permitió la visualización y cuantificación de forma rápida y sencilla en tan solo 12 horas. La figura 4A muestra las zonas de aclaramiento mientras que la figura 4B muestra la morfología de los fagos obtenida empleando microscopía electrónica.

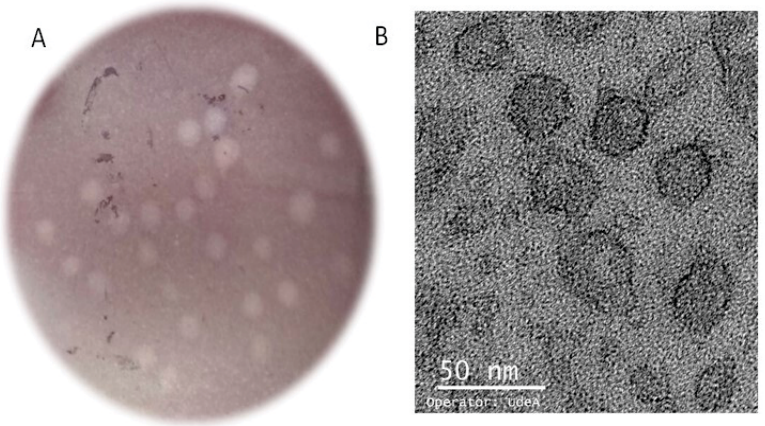
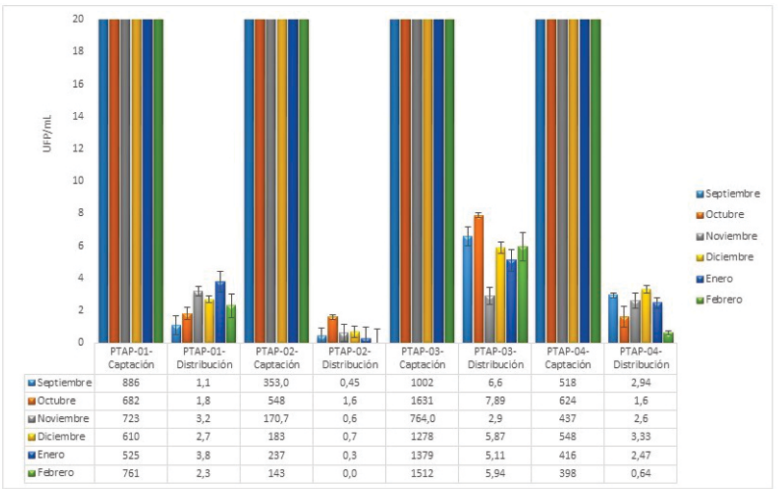



***Figura 4.*** *Colifagos somáticos obtenidos a partir de aguas crudas A) Zonas de lisis ocasionadas en medio TSA modificado B) Tinción negativa de los bacteriófagos aislados y visualizados con TEM.*

La caracterización microscópica, permitió determinar que se trata de un fago con simetría icosaédrica de unos 30-35 nm de diámetro. Según la literatura, morfología similar las presentan fagos como el MS2, los cuales se emplean con frecuencia para verificar la eficiencia del proceso de potabilización [19].

En la figura 5 se muestran los recuentos de las zonas de lisis visualizadas a partir de aguas crudas de las 4 plantas de tratamiento. Los niveles más altos se presentaron en las plantas PTAP-03 y PTAP-04. Esto se debe a que el agua en la fase de captación presenta mayor carga orgánica producto de la alta intervención humana y a las descargas de agua residual, domésticas y agrícolas vertidas en el el río durante su curso hasta la planta. En las plantas PTAP-01 y PTAP-02 se evidenció un menor recuento, ya que estas se

ubican en un tramo del río Pamplonita donde la actividad antrópica es baja. La presencia de zonas de lisis en la fase de distribución, hace pensar que el proceso de desinfección del agua (cloración) en todas las plantas no es lo suficientemente eficiente y que agentes de esta naturaleza puede sobrevivir. Esto coincide con la presencia de algunos coliformes totales en la fase de distribución mostrado en el capítulo V, ya que la presencia de células hospederas después de la cloración permite que haya replicación viral de aquellos fagos que hayan logrado resistir al proceso de desinfección.




| | PTAP-01-Captación | PTAP-01-Distribución | PTAP-02-Captación | PTAP-02-Distribución | PTAP-03-Captación | PTAP-03-Distribución | PTAP-04-Captación | PTAP-04-Distribución |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Septiembre | 886 | 1,1 | 353,0 | 0,45 | 1002 | 6,6 | 518 | 2,94 |
| Octubre | 682 | 1,8 | 548 | 1,6 | 1631 | 7,89 | 624 | 1,6 |
| Noviembre | 723 | 3,2 | 170,7 | 0,6 | 764,0 | 2,9 | 437 | 2,6 |
| Diciembre | 610 | 2,7 | 183 | 0,7 | 1278 | 5,87 | 548 | 3,33 |
| Enero | 525 | 3,8 | 237 | 0,3 | 1379 | 5,11 | 416 | 2,47 |
| Febrero | 761 | 2,3 | 143 | 0,0 | 1512 | 5,94 | 398 | 0,64 |

***Figura 5.*** *Unidades formadoras de placa (UFP) encontradas en aguas crudas y potables de las 4 plantas de tratamiento objeto de estudio. Los resultados representan el promedio de 12 muestras analizadas durante 6 meses en cada una de las plantas de tratamiento procesada por triplicado.*

Debido a que la presencia de colifagos puede ser correlacionada con la de virus entéricos se determinó a través de la técnica de separación fluoro-inmunomagnética la presencia de virus entéricos tales como Rotavirus,

Hepatitis A, Adenovirus, Astrovirus y Enterovirus. La figura 6 muestra una secuencia de microfotografías tomadas de micropartículas fluoro-inmunomagnéticas funcionalizadas con diferentes anticuerpos monoclonales anti-virus entéricos después de haber sido expuestas a muestras de agua cruda con potencial contenido viral.

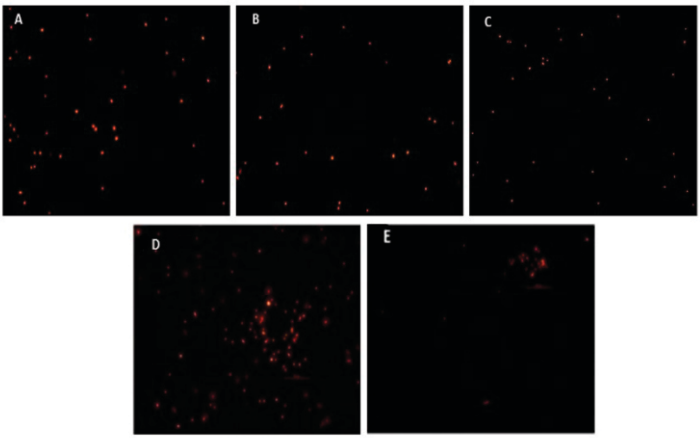



***Figura 6.*** *Microfotografías de Fluorescencia en la que se aprecian las micropartículas fluoro-inmunomagnéticas funcionalizadas después de haber sido expuestas a muestras de agua con posible contenido de A) Adenovirus B) Astrovirus C) Enterovirus D) Rotavirus E) Hepatitis A.*

Se puede apreciar en la figura 6D y 6E la formación de pequeños clusters de micropartículas indicativo indirecto de la presencia de virus. Para confirmar la presencia de los virus entéricos mencionados se llevaron a cabo análisis de microscopía de fuerza atómica (AFM), microscopía electrónica (TEM) y RT-PCR. La figura 7A muestra una imagen topográfica del complejo micropartícula magnética-anticuerpo-virus tomada a través del AFM. Se puede evidenciar la presencia de anticuerpos sobre la superficie de las partículas así como la formación de un cluster de Rotavirus en la parte

inferior uniendo a dos de las partículas magnéticas. La figura 7B muestra una partículas viral de Rotavirus con las dimensiones de aproximadamente 65 nm respectivamente.

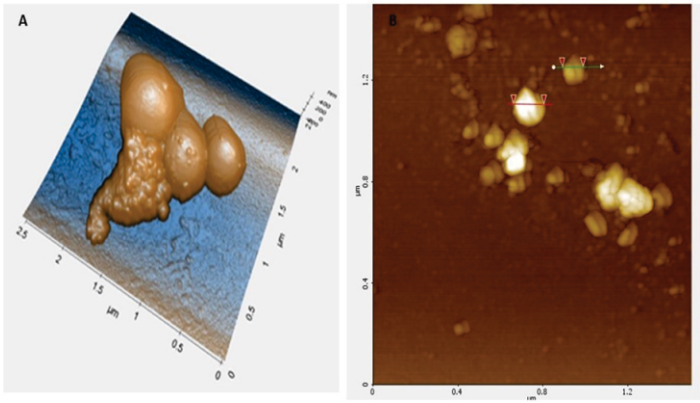



***Figura 7.*** *Imagen topográfica tomada con Microscopio de Fuerza Atómica de A) complejo partícula magnética-anticuerpo-virus B) Una partícula viral de Rotavirus.*

Con el fin de observar mejor la estructura viral, se procedió a romper la interacción antígeno-anticuerpo aplicando choque térmico, el cual facilitó la liberación de los viriones. La figura 8 muestra la tinción negativa de los viriones de Rotavirus y el virus de la Hepatitis A.

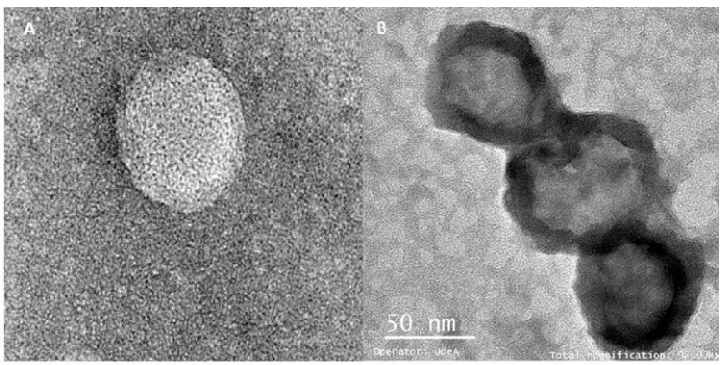



***Figura 8.*** *Imagen topográfica tomada con Microscopio de Fuerza Atómica de A) complejo partícula magnética-anticuerpo-virus B) Una partícula viral de Rotavirus.*

Puede observarse el virus de la Hepatitis A (VHA) con rasgos morfológicos como los enterovirus. Estos son virus de forma redondeada, no envueltos con un tamaño de aproximadamente 30 nm de diámetro [20]. En la figura 2B se aprecian Rotavirus de un tamaño aproximado de 50 a 65 nm de diámetro rodeada por una capa doble que confiere al virus aspecto de rueda, de ahí el nombre Rotavirus. La triple capa proteica hace que el virus tenga un diámetro total de unos 80 nm de diámetro.

Para confirmar la presencia de los virus se realizó extracción y amplificación del RNA genómico empleando RT-PCR, la cual es en la actualidad una de las técnicas más usadas para la detección viral. La figura 9A y 9B muestra el corrido electroforético que permitió identificar la presencia de RT y VHA empleando como control positivo un segmento de 211 pb, correspondiente a la proteína de la cápside VP6 y un segmento de 192 pb, correspondiente a la región entre VP1 y 2A presentes en sus cápsides virales, respectivamente. El hallazgo de estos dos virus coincide con lo reportado por Peláez D et al, quienes señalan una alta prevalencia de estos dos patógenos en muestras de agua cruda [7].

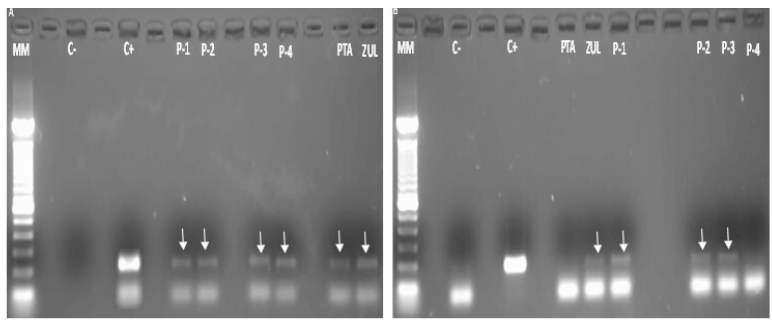



***Figura 9.*** *Electroforesis en gel de agarosa 1.8 % de A) Rotavirus B) Hepatitis A en aguas crudas proveniente de la fase de captación de cuatro plantas de tratamiento así como de su fuente hídrica de procedencia (PTA: Río Pamplonita, ZUL: Río Zulia)*

En las muestras de agua cruda no se evidenció la presencia de Adenovirus, Astrovirus y Enterovirus. De igual forma, en las muestras de agua potable sólo se encontró una tenue amplificación del Virus de la Hepatitis A (VHA), en las muestras de agua procedentes de la planta P-2 (Figura 10B).

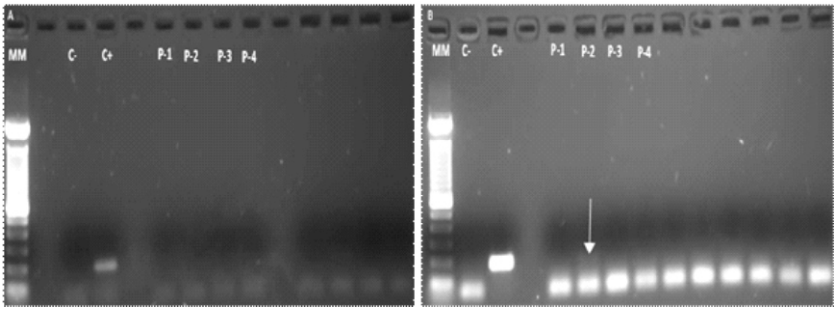



***Figura 10.*** *Electroforesis en gel de agarose 1.8 % de A) Rotavirus B) Hepatitis A en aguas potables proveniente de la fase de distribución de cuatro plantas de tratamiento ubicadas en el departamento N de S.*

## 6.4. Discusión

A través de los resultados obtenidos se pudo determinar la presencia de colifagos somáticos como indicadores de contaminación en las aguas crudas procedentes de todas las plantas de tratamiento. Los recuentos más altos se apreciaron al igual que el contenido bacteriano en las plantas PTAP-03 y PTAP-04, seguido de la PTAP-01. Esto fenómeno se atribuye a que el agua en la fuente de abastecimiento de estas dos plantas (Río Pamplonita y Río Zulia, respectivamente) presenta mayor carga orgánica, producto de la alta intervención humana y por las descargas de agua residual, domésticas y agrícolas vertidas en el transcurso de la fuente hídrica.

En el caso de las aguas procedentes de la planta PTAP-01 también se encontraron recuentos relativamente altos, lo cual se debe a que la fuente de abastecimiento (Río Pamplonita) recibe los residuos de la actividad antrópica y agroindustrial de la zona. En las muestras procedentes de la fase de distribución, los recuentos fueron significativamente más bajos con respecto al contenido encontrado en la fuente de captación. No obstante, la presencia de unidades formadoras de placas por bajo que sea, es un indicativo de potencial presencia no sólo de bacterias sino también contaminación de origen viral. La presencia de virus en esta etapa del proceso de potabilización indica que el proceso de potabilización no es 100 % efectivo en la eliminación de patógenos tanto de origen bacteriano como viral.

En las plantas de potabilización analizadas, el proceso de desinfección normalmente se hace empleando cloro. El poder biocida de este compuesto químico se basa en la capacidad para atravesar las paredes celulares de las bacterias y las capas protéicas de los virus. En un estudio realizado por Boudaud. et al. 2012, se evaluó la cinética de inactivación de concentraciones del bacteriófagos MS2 durante un tiempo de exposición al cloro y se demostró una reducción de 4,8 log, a 1,8 log partículas/ mL respectivamente. La reducción logarítmica inicial del bacteriófago en comparación con la final, se debe a la acción secuencial de cloro residual que primero afecta a la integridad de su cápside antes de degradar el ARN genómico [19]. Sin embargo, puede apreciarse que no se logra una inactivación viral total.

Debido a que la presencia de bacteriófagos en aguas de distribución puede correlacionarse con la presencia de virus entéricos, se procedió a realizar análisis fluoro-inmuno-magnético de los cinco (5) tipos de virus entéricos en muestras de aguas crudas y potables. Los resultados permitieron determinar la presencia de Rotavirus y Hepatitis A, lo cual coincide con lo reportado por Peláez D et al, quienes señalan una alta prevalencia de estos dos patógenos en muestras de agua cruda [7]. Este resultado se atribuye en parte al uso de anticuerpos monoclonales que facilitaron la concentración y separación selectiva de los virus a partir de las diferentes muestras de agua cruda. Los anticuerpos se unen a los patógenos a través de interacciones supramoleculares mediado principalmente por puentes de hidrógenos, uniones iónicas y fuerzas de van der Waals [20].

En el caso Rotavirus, este género se encuentra dividido en siete grupos serológicos que van desde el A al G, los cuales a su vez presentan varios subgrupos. El grupo A al C son patógenos para humanos, mientras que los restantes tienen más afinidad por animales. El grupo A es el más patógeno y frecuente en humanos [21]. En esta investigación, se emplearon anticuerpos monoclonales específicos para detectar el epítope VP6 en la cápside viral de Rotavirus del grupo A, confirmando su presencia en todas las fuentes de captación de las 4 plantas de potabilización analizadas y en las muestras de agua provenientes de los ríos Pamplonita y Zulia. Esto puede deberse a que Rotavirus, presenta una estructura morfológica basada en una triple capa protéica, lo que hace que sea catalogado como un virus altamente resistente a condiciones ambientales.

En contraste, el VHA fue detectado sólo en tres de las 4 plantas analizadas (P-1, P-2 y P-4) y en el agua proveniente del río Zulia, fuente hídrica que abastece de agua a la planta P-4. Este es un virus altamente contagioso que presenta dosis infectivas bajas y exhibe su tropismo por las células epiteliales del aparato digestivo, de donde se desplaza a través del torrente sanguíneo al hígado, órgano afectado responsable de producir la conocida "Hepatitis infecciosa" [22]. Estos hallazgos sin duda, generan un riesgo potencial para la salud pública de la población que emplea este tipo de aguas para recreación, riego e incluso consumo sin tratamientos adecuados de desinfección.

En aguas potables, sólo se encontró una tenue amplificación del RNA viral del virus de la Hepatitis A en las muestras de agua procedentes de la planta P-1. El VHA es altamente resistente a detergentes, solventes orgánicos, condiciones ácidas, desecación y temperaturas hasta de 60 °C, mientras que es sensible a la radiación UV y los tratamiento de cloración [23]. Esto justificaría la presencia de este virus en la planta P-1, la cual es de tipo convencional y emplea la cloración como técnica de desinfección del agua. Además, este hallazgo contrasta ligeramente con los resultados microbiológicos en las muestras de la misma procedencia (capítulo VI) lo que indicaría procesos de desinfección inadecuados.

En el 2011, la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció que el agua potable no debería contener más de una partícula viral de Rotavirus (1) en 90 $m^3$ [24]. En este sentido y ajustándose a esta normatividad, todas las plantas de tratamiento de agua analizadas estarían dentro del rango establecido.

## 6.5. Conclusiones

A través de este estudio, se pudo determinar que los colifagos pueden emplearse como indicadores de la eficiencia del proceso de potabilización y que su presencia puede correlacionarse con la persistencia no solo de bacterias, sino de virus. Este hallazgo pudo confirmarse a través de la técnica de separación fluoro-inmuno-magnética, que permitió la identificación del virus de la Hepatitis A y Rotavirus en muestras de agua cruda provenientes de cuatro plantas de tratamiento ubicadas en el Departamento N. de S; así como en sus fuentes hídricas de abastecimiento. Además, se pudo determinar que, aunque las plantas de potabilización cuentan con tecnología convencional, en su mayoría logran la remoción de patógenos virales, lo que permitiría concluir que el agua de la cual se sirve la población es apta para el consumo humano desde el punto de vista virológico.

## REFERENCIAS

[1] Ministerio de Salud (1998). Decreto 475 de 1998. Normas técnicas de calidad del agua potable. Colombia.

[2] Ministerio de la protección Social y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia. Resolución 2115 de 2007. Bogotá DC: Ministerio; 2007.

[3] D. Peláez., J.A. Rodríguez., E. Rocha., G. Rey. “Estandarización de un método de concentración y detección de virus entéricos en aguas de consumo”. Revista Biomédica, vol. 30, pp. 2/2010.

[4] C. Carreño. “Biotecnología Ambiental de Aguas y Aguas Residuales”. Segunda Edición. Ecoe Ediciones Ltda. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 517pISBN 978-958-771-344-2/2016.

[5] M.E.I. Elmahdy, G. Fongaro, M.E. Magri, M.M Petruccio, C.R.M Barardi. "Spatial distribution of enteric viruses and somatic coliphages in a Lagoon used as drinking water source and recreation in Southern Brazil". International Journal of Hygiene and Environmental Health, vol. 219, pp. 617-625/2016.

[6] A. Steyer., K. Torkar., I. Gutiérrez-Aguirre., M. Poljšak-Prijatelj. "High prevalence of enteric viruses in untreated individual drinking water sources and surface water in Slovenia". International Journal of Hygiene and Environmental Health, vol. 214, pp. 392-398/2011.

[7] D. Peláez., B.L. Guzmán., J. Rodríguez., F. Acero, G. Nava, G. "Presencia de virus entéricos en muestras de agua para el consumo humano en Colombia: desafíos de los sistemas de abastecimiento". Biomédica, vol. 36, pp. 169-178/2016.

[8] World Health Organization (WHO). 2014. "Rotavirus". Downloaded from www.who.int. Fecha de consulta 14-06-17.

[9] W. Ackermann. "Bacteriophage observations and evolution". Journal of Microbiology, vol. 154, pp. 245-251/2003.

[10] C. Campos., A. Guerrero., M. Cárdenas. "Removal of bacterial and viral fecal indicator organisms in a waste stabilization pond system in Chocontá, Cundinamarca (Colombia)". Water Science and Technology, vol. 45, pp. 61-66/2002.

[11] G. Aricapa., J.E. Pérez., D. Benavides., A. López. "Prevalencia de colifagos en el agua del acueducto de la Vereda La cabaña del Municipio de Manizales". Biosalud, vol. 14, pp. 28-37/2005.

[12] G.A. Gaviria., M. González., J.O. Castaño. "Técnica para aislamiento de bacteriófagos específicos para E. coli DH5α a partir de aguas residuales". Revista MVZ Córdoba, vol. 17, pp. 2852-2860/2012.

[13] R.A. Villamizar., O.O. Ortíz., E. Darghan. "Quick and easy methodology to determine somatic coliphages as indicators of fecal contamination in a water treatment plant located in northeastern Colombia". Revista Universidad y Salud, vol. 17, pp. 57-68/2015.

[14] K. Lee., H. Lee., S. Ha. "Comparative Analysis of Viral Concentration Methods for Detecting the HAV Genome Using Real-Time RT-PCR Amplification". Food and Environmental Virology, vol. 4, pp. 68-72/2012.

[15] J.H. Ha., C. Choi., S.D. Ha. "Evaluation of Immunomagnetic Separation Method for the Recovery of Hepatitis A Virus and GI.1 and GII.4 Norovirus Strains Seeded on Oyster and Mussel". Food and Environmental Virology, vol. 6, pp. 290-296/2014.

[16] E. Haramoto., M. Kitajima., H. Katayama, S. Ohgaki. "Real-time PCR detection of adenoviruses, polyomaviruses, and torque tenoviruses in river water in Japan". Water Research, vol. 44, pp. 1747-1752/2010.

[17] W. Yang., A.Z. Gu., S.Y. Zeng., D. Li., M. He., H.C. Shi. "Development of a combined immunomagnetic separation and quantitative reverse transcription-PCR assay for sensitive detection of infectious rotavirus in water samples". Journal of Microbiological Methods, vol. 84, 99. 447-453/2011.

[18] R. Villamizar., J. Osma., O. Ortíz. "New technique for direct fluoroimmunomagnetic detection of Rotavirus in water samples". Journal Water and Health, vol. 15, pp. 932-941/2017.

[19] N. Boudaud., C. Machinal., F. David., A. Bourdonnec., J. Jossent., F. Bakanga., F. Arnal., M.P. Jaffrezic., S. Oberti., C. Gantzer. "Removal of MS2, Qb and GA bacteriophages during drinking water treatment at pilot scale". Water Research, vol. 46, pp. 2651-2664/2012.

[20] D.J. Rowlands. "Human hepatitis A virus is united with a host of

relations". Proceedings of the National Academy of Sciences vol. 112, pp.15010-15011/2015.

[21] H. Zhang., S. Williams., M. Zborowski, J. Chalmers. "Binding Affinities/Avidities of Antibody–Antigen Interactions: Quantification and Scale-Up Implications". Biotechnology and BioEngenniering, vol. 95, pp. 5/2006.

[22] Mathew D., Gautum R. Rotavirus. Clinics in Laboratory Medicine, vol. 35, pp.363-91/2015.

[23] C.J. Woodall. "Waterborne Disease. What are the primary killers". Desalination, vol. 248, pp. 616-621/2009.

[24] OMS. Guidelines for Drinking Water Quality. 2011. Fourth Edition. Volume 1 GGG

# CAPÍTULO VII

## ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA (ACV) COMO HERRAMIENTA PARA EL ESTUDIO DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES GENERADOS EN UN PROCESO DE POTABILIZACIÓN DEL AGUA

# CAPÍTULO VII

# ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA (ACV) COMO HERRAMIENTA PARA EL ESTUDIO DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES GENERADOS EN UN PROCESO DE POTABILIZACIÓN DEL AGUA

## 7.1. Introducción

El cambio en las condiciones climáticas del planeta, como resultado de procesos antropogénicos, la actividad industrial y otros procesos tecnológicos, ocasionan efectos deletéreos a nivel de salud pública, así como en el medio ambiente. Daños tales como la destrucción de la capa de ozono, acidificación, toxicidad humana, eutrofización, entre otras, han promovido una iniciativa para evaluar cada proceso y/o bien o servicio, identificando y cuantificando los flujos de energía y emisiones producidas a través de su ciclo de vida, a fin de reducir y/o mitigar los efectos nocivos que se generan y afectan el ambiente a diario [1]. Este capítulo, hace especial énfasis en la metodología del "Análisis del Ciclo de Vida" (ACV), como aquella normalizada y aceptada mundialmente para el análisis de impactos ambientales.

La relevancia e importancia de este tema se basa, en que nuestro país debe invertir aproximadamente $4.000 millones de dólares para garantizar un servicio de calidad de agua potable, vital para la salud pública y la vida humana. Un estudio realizado a nivel nacional, mostró que existen 502 municipios que no poseen plantas de tratamiento de agua potable (PTAP). Como es de esperarse, la zona rural es la que se ve más afectada

comparada con la zona urbana (80% y 20 %, respectivamente) [2]. En las zonas que cuentan con PTAP, se aplican metodologías convencionales que siguen una secuencia de procesos más o menos estándar, basadas en tratamientos físico-químicos y en algunos casos biológicos, los cuales requieren de insumos y energía que garanticen la obtención de un producto apto para el consumo humano. No obstante, el uso excesivo de agentes químicos como coagulantes, floculantes, estabilizadores de pH, productos de desinfección; o el consumo de energía impactan no solo la salud del consumidor, sino que también generan impactos negativos al medio ambiente [3, 4].

La potabilización del agua, es un tratamiento que se realiza a fuentes de agua natural, usualmente superficial, cuyo proceso en cada etapa aporta sustancias nocivas al aire, agua y suelo [5]. Identificar dichas sustancias y los flujos de energía que impactan el medio ambiente, es una tarea de investigadores para obtener cada vez procesos más limpios [6, 7, 8].

## 7.2. Estado del arte del ACV en procesos de potabilización

El análisis del ciclo de vida (ACV) tiene su origen en el año de 1969, cuando se realizó un primer caso de estudio para la empresa Coca-Cola por el Midwest Research Institute. El objetivo fue disminuir el consumo de recursos por parte de esta empresa, primordialmente en el embotellado de la bebida [9]. Durante los años 60 y 70, grupos como Franklin Associates Ltda. y la MRI, realizaron diversos análisis de balances de entradas/salidas añadiendo cálculos de energía. La Agencia de Protección Ambiental (EPA) realizó diversos estudios para envases de bebidas en el mismo período de tiempo. Ya durante los años ochenta, se avanzó en la aplicación del ACV.

Se dividieron los impactos en “categorías de impactos” y los estudios de ACV empezaron a hacerse de uso público. En 1993, se formuló el Código de Prácticas para el ACV por parte de la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), lo cual dio inicio al desarrollo masivo de ACV en diversas áreas a nivel mundial y sirvió de base para que luego, la ISO en 1997, agrupara todos estos procedimientos, metodologías y terminologías en la norma ISO 14040 [10].

Esta normativa indica que se pueden evaluar las cargas ambientales durante el ciclo de vida de un producto y/o servicio, identificando y cuantificando el uso de materia y energía, con el fin de proponer alternativas que mitiguen los daños generados al ambiente. Así mismo, es una metodología utilizada como piedra angular en los países industrializados, aplicada a diferentes sectores industriales, mientras en países en vía de desarrollo, esta aplicación es aún insipiente y día a día, ha ido ganando más adeptos entre la comunidad industrial y científica [11].

A nivel internacional, se han reportado estudios relevantes de la aplicación de ACV en plantas de tratamiento de agua potable y de desalinización [12-15] y se ha aplicado a procesos de potabilización de agua superficial [16, 17]. En Lausanne, Suiza, se utilizó el ACV para comparar el impacto ambiental de los diferentes tratamientos de agua potable. Estos estudios proporcionaron información útil sobre: límites del sistema, metodología específica y datos de inventario; a fin de seleccionar la tecnología más respetuosa del medio ambiente para la producción de agua potable [18]. En Holanda, se aplicó el ACV para comparar los procesos de filtración entre el carbón activado versus procesos más avanzados como la nanofiltración [15].

Así mismo, otros estudios realizados en Durban Sudáfrica, compararon procesos convencionales con el uso de la ultrafiltración [19]. En Delft Holanda, se utilizó el ACV para comparar los procesos de filtración entre el carbón activado y la Osmosis Inversa [20]. También se han relacionado estudios de comparación de plantas de tratamiento de agua de río y agua de mar, con desalinización de tres procesos diferentes de potabilización realizado por [21] en Copenhague, Dinamarca. En Barcelona, se evaluó el impacto ambiental del ciclo urbano del agua en condiciones mediterráneas (ACV), evaluando diferentes etapas del proceso de potabilización durante su ciclo de vida; iniciando desde la abstracción y el tratamiento de aguas, distribución, recolección, hasta el tratamiento de aguas residuales [22]. Recientemente en la misma ciudad, se elaboró el ciclo de vida y las evaluaciones de riesgo para la salud humana, de la implementación de la técnica de nanofiltración del agua potable, como una alternativa a los procesos convencionales de tratamiento del agua [19]. En Quebec, Canadá se estudió mediante el Análisis del Ciclo de Vida; una planta que emplea nanofiltración y otra planta convencional, determinando así el método de menor impacto generado [12]. A nivel Latinoamericano, la literatura científica consultada, muestra que varios investigadores han realizado un gran esfuerzo por aplicar esta metodología en países como Brasil, Argentina, México y Colombia, siendo pioneros en el uso de la ACV el sector de la construcción [23]; sector agrícola [24], y otros sectores [25].

A nivel nacional, se encontró una primera aproximación de aplicación del ACV a plantas de potabilización de agua [11]. Esto ha permitido incursionar en la aplicación y cálculo de los impactos ambientales enfocado a los diferentes sectores económicos, destacándose que para su

implementación es fundamental involucrar a la triple hélice Universidad-Empresa-Estado.

### 7.3. Metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV)

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es "la recopilación y evaluación de las entradas, las salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema" [8]. Para desarrollar el ACV de un producto, la Organización Internacional para la Estandarización (ISO) ha creado las series ISO-14040, de carácter voluntario, en las que se dispone la información para llevar a cabo este tipo de estudio.

#### 7.3.1. Etapas del ACV

Para la aplicación de un ACV, se definen cuatro fases a seguir como se muestran en la figura 1.

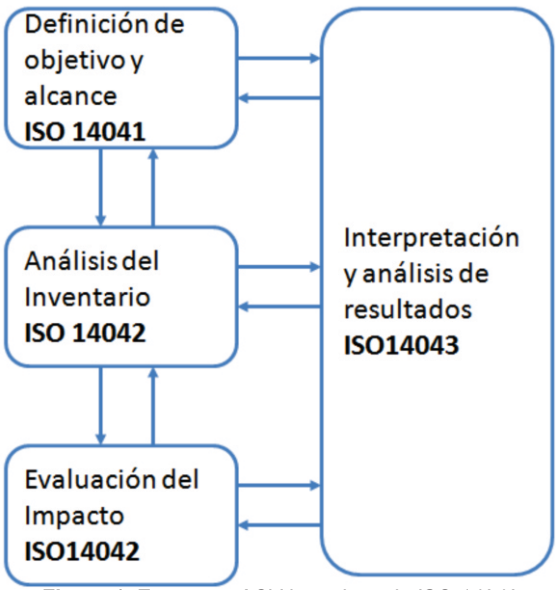



***Figura 1.*** *Estructura ACV basada en la ISO 14040*

### 7.3.1.1. Definición del objetivo y alcance

El alcance de un ACV, incluyendo los límites del sistema y el nivel de detalle, depende de la profundidad y amplitud de la temática seleccionada. Hay casos en los cuales el objetivo de un ACV se puede satisfacer desarrollando únicamente un análisis de inventario y una interpretación [26]. En esta fase se define el sistema a estudiar, los límites del estudio; los cuales se refieren a qué procesos van a ser analizados, y la unidad funcional, que en el caso de los procesos de potabilización de agua sería **"1 $m^3$"** de agua potable.

### 7.3.1.2. Análisis del Inventario

Implica la recopilación de los datos necesarios para cumplir los objetivos del estudio. En esta fase, la recolección de los datos se clasifica de dos formas: a) los datos primarios; que son aquellos obtenidos directamente de los operadores de la planta potabilizadora y directivos y b) los datos secundarios; correspondientes a los obtenidos generalmente de una base de datos. En este apartado se pueden emplear las categorías de impacto propuestas por [27] correspondientes al método CML 2001.

### 7.3.1.3. Evaluación del Impacto

El objetivo es proporcionar información adicional para ayudar a evaluar los resultados del inventario del ciclo de vida (ICV) a fin de comprender mejor su importancia ambiental. Por su enfoque, reconocimiento y aceptación a nivel internacional, el método de evaluación del impacto se adopta de ECOINVENT como CML metodología 2001, se utiliza definiendo su categoría de impacto [28]. Esta cuenta con siete categorías de impacto ambiental que son:

#### 7.3.1.3.1. Calentamiento Global (CG)

Unidad de medida Kg $CO_2$ eq. Se relaciona con las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera. El modelo de caracterización elaborado por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) seleccionaron factores de caracterización. Los factores se expresan como Potencial de Calentamiento Global, para un horizonte de tiempo de 100 años (GWP100), en kg de $CO_2$/kg de emisiones. El ámbito geográfico de este indicador es a escala global [28].

#### 7.3.1.3.2. Acidificación Potencial (AP)

Se mide en Kg $SO_2$ eq. Son las sustancias acidificantes que causan una amplia gama de impactos en el suelo, aguas subterráneas, aguas superficiales, organismos, ecosistemas y los materiales (edificios). AP es expresada como kg equivalentes de $SO_2$ / kg de emisiones [28].

#### 7.3.1.3.3. Eutrofización Potencial (EP)

Se mide en Kg $PO_4$ eq. Incluye todos los impactos debido a los niveles excesivos de macro nutrientes en el medio ambiente, causados por las emisiones de nutrientes al aire, agua y suelo. [28].

#### 7.3.1.3.4. Oxidación Fotoquímica (OF)

Se mide en Kg-etileno eq. Se basa en la formación de sustancias reactivas (principalmente ozono) que son perjudiciales para la salud humana y los ecosistemas y que también pueden dañar los cultivos. Este problema también se indica con "Smog de verano". La escala geográfica varía entre la escala local y continental [28].

### 7.3.1.3.5. Destrucción de la Capa de Ozono (DCO)

Se mide en Kg CFC-11 eq. El modelo de caracterización es desarrollado por la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y define el potencial de agotamiento de la capa de ozono así (kg CFC-11 kg de emisiones / equivalente). El ámbito geográfico de este indicador es a escala global. El lapso de tiempo es infinito [28].

### 7.3.1.3.6. Toxicidad Humana (TH)

Se mide en Kg 1,4-DCB eq. Esta categoría se refiere a los efectos de sustancias tóxicas en el medio ambiente humano. Riesgos para la salud a la exposición en el entorno de trabajo no están incluidos. Los potenciales de toxicidad humana se expresan como 1,4-diclorobenceno equivalentes/kg de emisiones. El ámbito geográfico de este indicador determina el destino de una sustancia y puede variar entre la escala local y global [28].

### 7.3.1.4. Interpretación y análisis de resultados

Esta es la última etapa de un análisis de ciclo de vida y consiste en resumir y discutir los resultados como base para las conclusiones, recomendaciones y toma de decisiones de acuerdo con el objetivo y alcance definidos.

## REFERENCIAS

1. Unite Nation. “Millennium development goals (Mdgs)”. New York, 2012. Acceso en 04-06-2015. On line web en: https://www.un.org/millenniumgoals/bkgd.shtml
2. M.T. Ronderos. “La infancia, el agua y el saneamiento básico en los planes de desarrollo departamentales y municipales: la planeación local, una oportunidad para que los niños, las niñas y los adolescentes del país

tengan un medio ambiente adecuado para su desarrollo". Publisher Procuraduría General de la Nación. ISBN 9589784607, 9789589784600. pp. 162 páginas, 2006.

3. A. Ahmadi, L. Tiruta-Barna. "A Process Modelling-Life Cycle Assessment - MultiObjective Optimization tool for the eco-design of conventional treatment processes of potable water". Journal of Cleaner Production, vol. 100, pp.116–125/2015.
4. G. Ribera, F. Clarens, X. Martínez-Lladó, I. Jubany, V. Martí, M. Rovira. "Life cycle and human health risk assessments as tools for decision making in the design and implementation of nanofiltration in drinking water treatment plants". Science of the Total Environment, vol. 466, pp. 377-386/2014.
5. S. Khan, M. Shahnaz, N. Jehan, S. Rehman, M.T. Shai, I. Din. "Drinking water quality and human health risk in Charsadda district, Pakistan". Journal of Cleaner Production, vol. 60, pp. 93–101/ 2013.
6. L.A. Kulay, R.S. Viñas, I. Hespanhol. "Avaliação de desempenho ambiental de sistemas para fornecimento de água quente para uso doméstico". Revista Ambiente & Água, vol. 10(2), pp. 386-401/2015.
7. M. El-Sayed, N.P. Van der Steen, K. Abu-zeid, K. Vairavomoorthy. "Towards sustainability in urban water: a life cycle analysis of the urban water system of Alexandria City, Egypt". Journal of Cleaner Production, vol. 18, pp. 1100–1106/2010.
8. ISO, International Organisation for Standardisation. "ISO 14040: Environmental Management – Life Cycle Assessment Principles and Framework. ISO", Geneva, Switzerland, 2006.
9. J.R. Chacón. "Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV) Con una bibliografía selecta". Revista de la Escuela Colombiana

de Ingeniería N° 72. ISSN 0121-5132. Pp. 37-70/2008.

10.O.O. Ortíz, F. Castells, G. Sonnemann. “Sustainability assessment within the residential building sector: a practical life cycle method applied in a developed and a developing country”. VDM Publishing ISBN: 9788469307236. pp. 220/2010

11.O.O. Ortiz, R.A. Villamizar, R.G. García-Cáceres. “Life cycle assessment of four potable water treatment plants in northeastern Colombia”. Revista Ambiente e Agua, vol.11, pp. 268-278/2016.

12.A. Bonton, C. Bouchard, B. Barbeau, S. Jedrzejak. “Comparative life cycle assessment of water treatment plants”. Desalination, vol. 284, pp. 42–54/2013.

13.Z. Jin Zhou, V.W.C. Chang, A.G. Fane. “Life Cycle Assessment for desalination: A review on methodology feasibility and reliability”. Water Research, vol. 61(15), pp. 210–223/2014.

14. M. Meneses, J.C. Pasqualino, F. Castells. “Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications”. Chemosphere, vol. 81, pp. 266-272/2010.

15.H.D.M. Sombekke, D.K. Voorhoeve, P. Hiemstra. “Environmental impact assessment of groundwater treatment with nanofiltration”. Desalination, vol. 113, pp. 293-29/1997.

16.J.C. Pasquealino, M. Meneses, F. Castells. “Life Cycle Assessment of Urban Wastewater Reclamation and Reuse Alternatives”. Journal of Industrial Ecology, vol. 15, pp. 49-63/2011.

17.G. Ribera, F. Clarens, X. Martínez-Lladó, I. Jubany, V. Martí, M. Rovira. “Life cycle and human health risk assessments as tools for decision making in the design and implementation of nanofiltration in drinking water treatment plants”. Science of The Total Environment, vol. 466, pp.

377–386/2014.

18.F. Vince, E. Aoustin, P. Breant, F. Marechal. “LCA tool for the environmental evaluation of potable water production”. Desalination, vol. 220, pp. 37–56/2008.

19.E. Friedrich. “Life-cycle assessment as an environmental management tool in the production of potable water”. Water Science Technology, vol. 46, pp. 29-36/2012.

20.P.K. Mohapatra, M. A. Siebel, H. J. Gijzen, J. P. Van der Hoek, C. A. Groot. “Improving eco-efficiency of Amsterdam water supply: A LCA approach”. Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA, vol. 51, pp. 217-227/2002.

21.B. Godskesen, M. Hauschild, M. Rygaard, K. Zambrano, H.J. Albrechtsen. “Life-cycle and freshwater withdrawal impact assessment of water supply technologies”. Water Research, vol. 47, pp. 2363-74/2013.

22.M.J. Amores, M. Meneses, J. Pasqualino, A. Antón, F. Castells. “Environmental assessment of urban water cycle on Mediterranean conditions by LCA approach”. Journal of Cleaner Production, vol. 43, pp. 84–92/2013.

23.O.O. Ortíz, F. Castells, G. Sonnemann. “Sustainability in the construction industry: A review of recent developments based on LCA”. Construction and Building Materials, vol. 23, pp. 28–39/2009.

24.O.O. Ortíz, R.A. Villamizar, J.M. Rangel. “Applying life cycle management of colombian cocoa production”. Food Science and Technology, vol. 34, pp. 62-68/2014.

25.O.O. Ortíz, F. Castells, G. Sonnemann. “Life cycle assessment of two dwellings: One in Spain, a developed country, and one in Colombia, a country under development”. Science of The Total Environment, vol. 408,

pp. 2435–2443/2010.

26.A. Antón. “Análisis de Ciclo de Vida Aplicado a Horticultura Protegida. Cuaderno de Estudios Agroalimentarios”. Pp. 211-226. ISSN 2173-7568. 2012.

27.J.B. Guinée, M. Gorrée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleinjn, L. Van Oers, S.A. Wegener, S. Suh, H.A. Udo de Haes, H. de Bruign, R. Van Duin, M.A.J. Huijbregts. “Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards”. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL). 2002.

28.R. Frischknecht, N. Jungbluth, H.J. Althaus, R. Hischier, G. Doka, C.H. Bauer, R. Dones, T. Nemecek, S. Hellweg, S. Humbert, M. Margni, T. Koellner, Y. Loerincik. “Implementation of life cycle impact assessment methods. Data v2.0”. Ecoinvent report No.3. 2007. On line https://www.un.org/millenniumgoals/bkgd.shtml

# CAPÍTULO VIII

## ANÁLISIS DEL IMPACTO AMBIENTAL DE CUATRO PLANTAS POTABILIZADORAS DE AGUA UBICADAS EN EL DEPARTAMENTO NORTE DE SANTANDER



# CAPITULO VIII

# ANÁLISIS DEL IMPACTO AMBIENTAL DE CUATRO PLANTAS POTABILIZADORAS DE AGUA UBICADAS EN EL DEPARTAMENTO NORTE DE SANTANDER

## 8.1. Introducción

La revolución industrial trajo consigo una serie de avances en todos los campos del desarrollo humano, elevando en ciertos aspectos la calidad de vida. No obstante, los adelantos que se generan a diario usualmente emplean combustibles fósiles como fuente para producción de energía, la cual libera al ambiente emisiones y sustancias nocivas al agua y al suelo. Estos contaminantes modifican los sistemas de flujo energéticos naturales, causando efectos tales como; el calentamiento global y la contaminación de los recursos hídricos, afectando considerablemente la salud de la población.

La preocupación mundial en torno a esta temática, ha incentivado la investigación en tecnologías limpias y la identificación de procesos que puedan ser perjudiciales para el ambiente [1,9]. Por tanto, en el presente estudio se busca analizar el ciclo de vida de plantas potabilizadoras ubicadas en el departamento N de S, con el fin de aportar información veraz referente a los impactos ambientales que genera este proceso en la zona donde operan las respectivas plantas. A su vez, esta información servirá de base para la formulación de alternativas tecnológicas más limpias, que generen procesos de potabilización más sostenibles.

## 8.2. Metodología: Aplicación ACV

### 8.2.1. Objetivo y Alcance del estudio

Este estudio, se enfocó exclusivamente en el proceso de potabilización, con los datos más recientes de producción que las empresas involucradas (enmarcadas en su política de confidencialidad), estuvieron en la disposición de facilitar para la investigación. Para la toma de datos se realizó muestreo por bloques, dividiendo el sistema en segmentos de estudio (RPS-Qualitas) [10]. Se analizaron las etapas de desarenado, coagulación, floculación, filtración, desinfección e impulsión a la red distribución y/o almacenamiento de las plantas de potabilización PTAP-01, PTAP-02, PTAP-03 y PTAP-04.

### 8.2.2. Selección Unidad Funcional

La unidad funcional del estudio seleccionada fue un metro cúbico de agua potable (1 $m^3$). Esta selección estuvo soportada por otros estudios reportados por Meneses et al, y Ribera et al [5,6]. Para la presente investigación se excluyó la red de distribución del agua y la caracterización de los lodos (Figura 1).

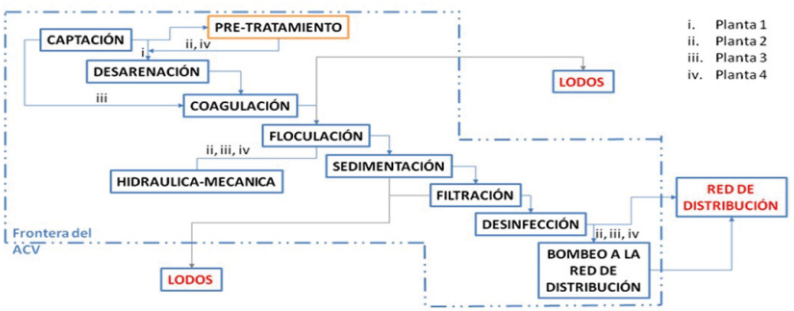



***Figura 1.*** *Representación esquemática de las diferentes etapas llevadas a cabo en el proceso de potabilización de agua de las plantas de tratamiento objeto de estudio.*

### 8.2.3. Análisis del Inventario

Para la realización de esta fase se recopiló información sobre los procesos de potabilización en cada una de las plantas que se les aplicó el análisis de ciclo de vida. Se contó con dos tipos de fuentes: primarias y secundarias.

#### 8.2.3.1. Fuentes primarias

Fue la información suministrada por las empresas involucradas en la aplicación del ACV a sus plantas de tratamiento. Estos datos correspondieron a seis meses de funcionamiento desde el primero (1) de enero del 2016 al treinta (30) de Junio del mismo año. La tabla 1 muestra las entradas de insumos químicos y flujos de energía en cada planta a la que se le aplicó el ACV.

***Tabla 1.*** *Datos de inventario de la PTAP-01*

| ***Procesos*** | ***Entradas*** | ***Cantidad/UF*** |
|---|---|---|
| *Desinfección con Cloro* | Cloro gaseoso | 0.001644 Kg/$m^3$ |
| *Coagulación* | Coagulante Clarifloc | 0.016530 Kg/$m^3$ |
| *Mantenimiento en la Filtración* | Consumo de Energía | 0.00257 KWh/$m^3$ |

*Fuente: Propia*

***Tabla 2.*** *Datos de inventario PTAP-02*

| ***Procesos*** | ***Entradas*** | ***Cantidad/UF*** |
|---|---|---|
| *Desinfección con Cloro* | Cloro gaseoso | 0.00184 Kg/$m^3$ |
| *Coagulación* | Coagulante AK 23 | 0.00683 Kg/$m^3$ |
| *Coagulación Floculación* | Polímero Super Floc | 0.00009 Kg/$m^3$ |
| *Floculación y Red de distribución* | Floculadores mecánicos y Bombas de impulsión | 0.01372 KWh/$m^3$ |

*Fuente: Propia*

***Tabla 3.*** *Datos de inventario de la PTAP-03*

| ***Procesos*** | ***Entradas*** | ***Cantidad/UF*** |
|---|---|---|
| *Desinfección con Cloro* | Cloro gaseoso | 0.001405 Kg/m$^3$ |
| *Coagulación* | Coagulante AK 23 | 0.00409 Kg/m$^3$ |
| *Coagulación Floculación* | Polímero Super Floc | 0.000098 Kg/m$^3$ |
| *Floculación y Red de distribución* | Floculadores mecánicos y Bombas de impulsión | 0.6197 KWh/m$^3$ |

***Fuente: Propia***

***Tabla 4.*** *Datos de inventario de la PTAP-04*

| ***Procesos*** | ***Entradas*** | ***Cantidad/UF*** |
|---|---|---|
| *Desinfección con Cloro* | Cloro gaseoso | 0.002607 Kg/m$^3$ |
| *Coagulación* | Sulfato de Aluminio | 0.044470 Kg/m$^3$ |
| *Coagulación Floculación* | Polímero | 0.000179 Kg/m$^3$ |
| *Estabilización de pH y pre-trataimento* | Cal Hidratada | 0.0000849 Kg/m$^3$ |
| *Floculación y Red de distribución* | Floculadores mecánicos y Bombas de impulsión | 1.30513 KWh/m$^3$ |

***Fuente: Propia***

### 8.2.3.2. Fuente secundaria de información

Los datos recolectados fueron llevados a la base de datos Ecoinvent [11]. Los insumos como el cloro gaseoso, el coagulante, y consumo energético entre otros, se referenciaron en esta base de datos (Ecoinvent versión 2.2) y en casos específicos como el coagulante, se referenciaron sustancias presentes en la base de datos con características contaminantes y de huella ambientales similares sugeridas por autores de estudios anteriores [5] donde se obtuvieron resultados. Como resultado se generó una matriz de inventario (Tabla 5) para el posterior procesamiento de datos.

***Tabla 5.*** *Inventario desde fuente secundaria para la potabilización.*

| **ID INVENTORY:** | **1** | **2** | **3** | **4** | **5** | **6** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **NAME:** | Aluminium hydroxide, at plant / RER | Acrylonitrile from Sohio process, at plant / RER | Electricity mix / BR | Chlorine, gaseous, mercury cell, at plant / RER | Quicklime, milled, packed, at plant / CH | Aluminium sulphate, powder, at plant / RER |
| **FUNCTIONAL UNIT:** | kg | kg | kWh | kg | kg | kg |
| **MATERIAL / PROCESS:** | Aluminium hydroxide, at plant / RER | Acrylonitrile from Sohio process, at plant / RER | Electricity mix / BR | Chlorine, gaseous, mercury cell, at plant / RER | Quicklime, milled, packed, at plant / CH | Aluminium sulphate, powder, at plant / RER |
| **ECOINVENT V2.2 (2010) REFERENCE :** | 243 | 6614 | 6692 | 268 | 476 | 245 |
| **FAMILY:** | Inorganics | Organics | Production mix | Inorganics | Additives | Inorganics |

***Fuente: BD ecoinvent***

### 8.2.4. Evaluación de impacto ambiental

En 2001, un grupo de científicos bajo la dirección de la LMC (Centro de Ciencias Ambientales de la Universidad Leiden) [12] propuso un conjunto de categorías de impacto y los métodos de caracterización para la evaluación de impacto denominada CML2001. Un "enfoque orientado al problema" y un "enfoque de daño" fueron diferenciadas. Desde el enfoque de daños se adopta el Eco-indicador 99 y el método de EPS [13]. Las categorías fueron nombradas de la siguiente manera:

#### 8.2.4.1. El agotamiento de recursos abióticos (FAA)

Se determina para cada extracción de minerales y combustibles fósiles (kg equivalentes de antimonio/kg de extracción) sobre la base de reservas de concentración y tasa de acumulación. El ámbito geográfico de este indicador es a escala global [11].

#### 8.2.4.2. El cambio climático

Está relacionado con las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera. Los factores se expresan como Potencial de Calentamiento Global para el horizonte de tiempo 100 años (GWP100), en kg de $CO_2$/kg de emisiones. El ámbito geográfico de este indicador es a escala global. Se agregaron algunos factores de caracterización del método 100 GWP IPCC 2001: El metano, bromodifluoro, Halon 1201, metano, dichlorofluoro, HCFC-21, y el metano, iodotrifluoro [11].

#### 8.2.4.3. El agotamiento del ozono estratosférico

El modelo de caracterización fue desarrollado por la Organización Meteorológica Mundial (OMM), y define el potencial de agotamiento de la

capa de ozono en kg CFC-11 de emisiones/equivalente). El ámbito geográfico de este indicador es a escala global. El lapso de tiempo es infinito [11].

### 8.2.4.4. Toxicidad Humana (HT)

Esta categoría se refiere a los efectos de sustancias tóxicas en el medio ambiente humano. Los factores de caracterización, se calculan con USOS-CLP, que describe el destino, la exposición y los efectos de las sustancias tóxicas para un horizonte de tiempo infinito. Para cada tóxico de HTP se expresan como 1,4-diclorobenceno equivalentes/kg de emisiones. El ámbito geográfico de este indicador determina el destino de una sustancia y puede variar entre la escala local y global [11].

### 8.2.4.5. Oxidación Fotoquímica (OF)

También denominada "Smog de verano". El smog de invierno se encuentra fuera del alcance de esta categoría. Se calcula con el modelo de trayectoria de la CEPE (incluidos el destino), y se expresa en kg equivalentes de etileno/kg de emisiones. La escala geográfica varía entre la escala local y continental [11].

### 8.2.4.6. Acidificación (AP)

Se calculan con las lluvias adaptadas de modelo 10, que describe el destino y la deposición de sustancias acidificantes. AP es expresado como kg equivalentes de SO2 / kg de emisiones. El lapso de tiempo es la eternidad y la escala geográfica varía entre la escala local y escala continental [11].

### 8.2.4.7. Eutrofización (EP)

La eutrofización o nitrificación, incluye todos los impactos debido a los niveles excesivos de macro-nutrientes en el medio ambiente, causados por las emisiones de nutrientes al aire, agua y suelo. La nitrificación potencial (NP) se basa en el procedimiento estequiométrico de Heijungs (1992), y se expresa como kg PO4 equivalentes / kg de emisiones. El destino y la exposición no está incluido, el período de tiempo es la eternidad, y la escala geográfica varía entre la escala local y continental [11].

### 8.2.5. Normalización de datos

El factor de normalización para una categoría de impacto dado se obtiene multiplicando los factores de caracterización por sus respectivas emisiones. La suma de estos productos en cada categoría de impacto da el factor de normalización. Para ir a los resultados caracterizados a los resultados normalizados, se tienen que dividir los factores de caracterización por el factor de normalización calculado.

### 8.2.6. Cuantificación de los indicadores ambientes mediante el uso del LCA manager

En esta etapa se emplea el LCA manager es una herramienta práctica de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) [13] basado en la metodología (ISO 14040/44:2006) [14] para soportar la eco-innovación de las empresas. El uso del LCA manager se dividió en 6 etapas de cálculo que se describen a continuación:

1. Caracterización: entrada de datos
2. Inventario: obtención del inventario
3. Indicadores: selección indicadores

4. Impactos: obtención matrices impacto

5. Resultados: obtención resultados

6. Gráficos: definición gráficos a mostrar

Estos componentes fueron estandarizados por la base de datos Ecoinvent versión 2.2 [12].

### 8.2.7. Interpretación y análisis de resultados

Esta última etapa contiene la información obtenida con respecto al análisis de ciclo de vida de manera gráfica y numérica, con especial énfasis en las plantas con mayor impacto y los procesos en los cuales se presentan dichos eventos.

## 8.3. Resultados

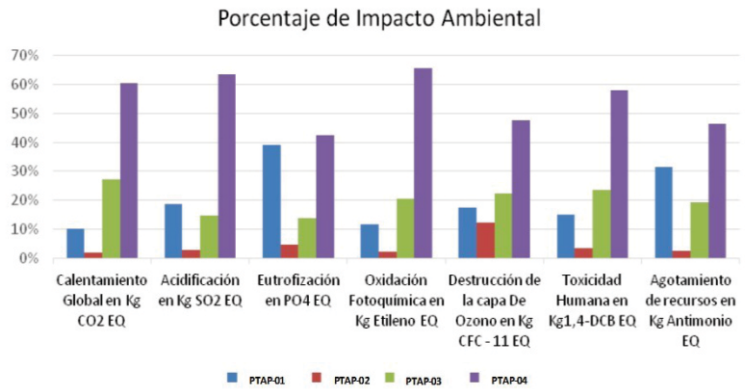
Los datos del inventario de las fuentes primarias y secundarias, fueron introducidos en el software LCA manager v1.3, con integración de la metodología CML 2001 para la presentación de impactos según los indicadores ambientales soportados en el software [13]. La cuantificación agrupada en indicadores ambientales, se presentan en la Tabla 6.

***Tabla 6.*** *Cuantificación de impactos en Kg Equivalentes de contaminante de las plantas de potabilización.*

| INDICADOR AMBIENTAL | PTAP-01 | PTAP-02 | PTAP-03 | PTAP-04 |
|---|---|---|---|---|
| CALENTAMIENTO GLOBAL EN DE Kg $CO_2$ EQ | 5,27E-02 | 9,78E-03 | 1,39E-01 | 3,08E-01 |
| ACIDIFICACIÓN EN Kg DE SO2 EQ | 2,41E-04 | 3,94E-05 | 1,88E-04 | 8,11E-04 |
| EUTROFIZACIÓN EN kg DE PO4 EQ | 1,43E-04 | 1,73E-05 | 5,05E-05 | 1,55E-04 |
| OXIDACIÓN FOTOQUÍMICA EN Kg DE ETILENO EQ | 8,57E-06 | 1,71E-06 | 1,49E-05 | 4,77E-05 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| **DESTRUCCIÓN DE LA CAPA DE OZONO EN Kg DE CFC - 11 EQ** | 8,20E-09 | 5,85E-09 | 1,06E-08 | 2,24E-08 |
| **TOXICIDAD HUMANA EN Kg DE 1,4-DCB EQ** | 1,07E-02 | 2,47E-03 | 1,68E-02 | 4,11E-02 |
| **AGOTAMIENTO DE RECURSOS EN Kg DE ANTIMONIO EQ** | 6,53E-04 | 5,60E-05 | 4,01E-04 | 9,58E-04 |

Los resultados obtenidos son similares a los reportados por Pasqualino 2013 [5] y Ribera 2014 [6], quienes realizaron el ACV de plantas de potabilización con métodos convencionales de tratamiento y a su vez, los compararon con procesos más tecnificados como la nanofiltración. Los insumos (sulfato de aluminio, cloro gaseoso) y flujos de energía reportados por estos investigadores fueron similares a los empleados en las plantas objeto de esta investigación. El valor contaminante obtenido en calentamiento global de la PTAP-04, fue tres veces superior al máximo calculado en los estudios de Pasqualino y Ribera [5,6]. Los indicadores restantes, no superaron los valores máximos de los estudios anteriores y algunos se comportaron de manera similar, sopesando que las variables que los diferencia, es la ubicación. La gráfica 1 muestran los resultados de los porcentajes de contaminantes producidos en cada una de las plantas estudiadas.




***Gráfica 1.*** *Cuantificación de impactos en Kg Equivalentes de contaminante de las plantas de potabilización.*

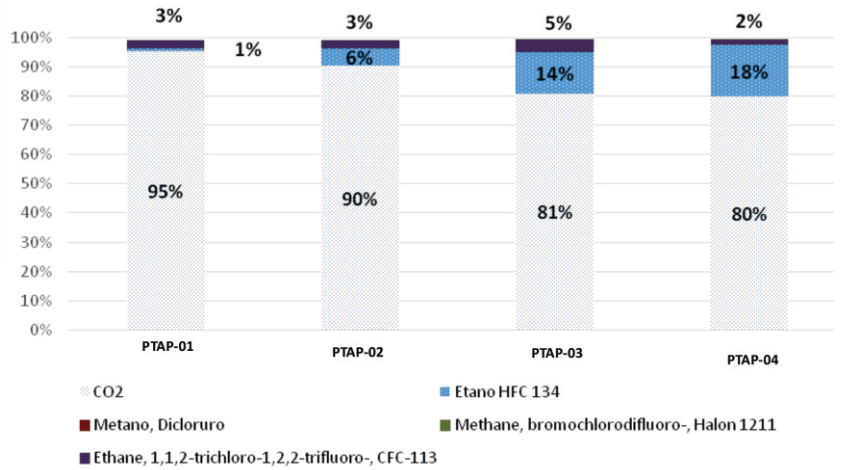
Se puede evidenciar un elevado impacto ambiental en todos los indicadores ambientales de la PTAP-04. Esto es el resultado del uso extendido de energía en varias etapas del proceso. Los impactos causados por las plantas restantes son también provocados por los factores antes mencionados, pero en proporciones menores. La planta con menor afectación al medio ambiente es la PTAP-02, ya que el uso de insumos y la utilización de energía es menor comparado con las plantas restantes.

A continuación, se muestra el análisis de la influencia que tuvieron los insumos con respecto a cada indicador ambiental y las sustancias que inciden en cada indicador ambiental.

### 8.3.1. Calentamiento Global (CG)

La gráfica 2, muestra la distribución de sustancias y elementos contaminantes que se presentan en el proceso de potabilización de las

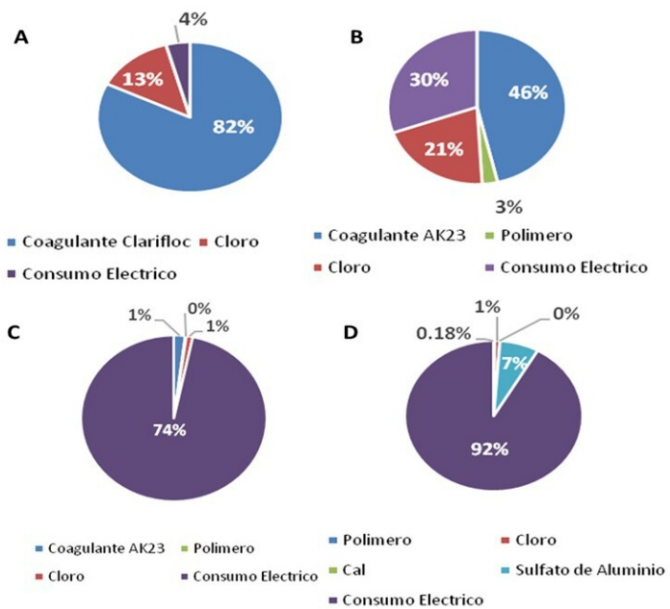
cuatro plantas analizadas que inciden directamente sobre el calentamiento global.




***Gráfica 2.*** *Porcentaje de sustancias contaminantes que influyen en el Calentamiento Global*

Se puede observar que el $CO_2$, es la emisión más importante que impacta la atmósfera, debido a la quema de combustibles fósiles empleados en la producción de energía y fabricación de insumos químicos derivados del petróleo. El etano HFC, también tiene un porcentaje importante en el calentamiento global. La gráfica 3 muestra los impactos puntuales de cada proceso. La PTAP-01 y la PTAP-02 impactan en un 82 y 46% respectivamente, al calentamiento global. Esto se atribuye a la utilización coagulante empleado en la etapa de floculación. Seguidamente el cloro gaseoso comprende el 13 y 21% de las emisiones, resultado del proceso de desinfección que elimina microorganismos patógenos del agua. El consumo eléctrico aporta el 4% y 30% del $CO_2$ liberado, en procesos como el retro lavado de filtros en PTAP-01 y la floculación y bombeo en la PTAP-02. Esta última cuenta con un insumo extra que es un polímero,

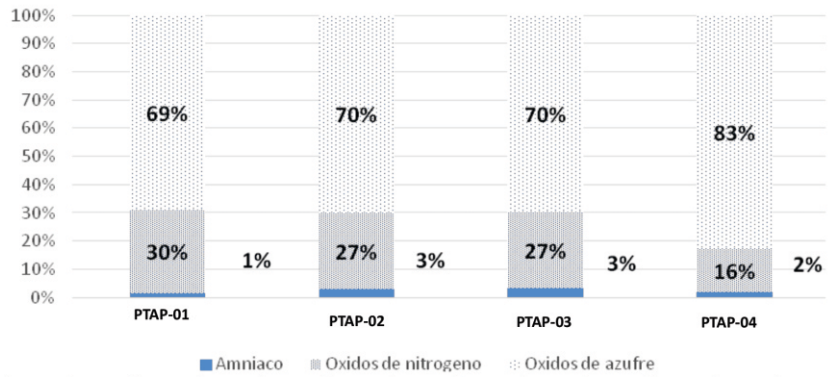
coadyuvante de coagulación que tiene el 3% de las emisiones. La PTAP-03, posee un sistema de extracción de agua por succión para abastecer el proceso de potabilización, sistema que demanda una gran cantidad de energía, liberando el 74% de $CO_2$ del total generado en la planta. También, es crítico el consumo eléctrico en la PTAP-04, por la utilización de compresores para el sistema neumático de compuertas, en moto-reductores de la floculación, en la bomba eléctrica para impulsión y el sistema de monitoreo produciendo todo esto el 92% de las emisiones de $CO_2$. La PTAP-03 y la PTAP-04 presentan afectaciones menores en el empleo de sus sustancias coagulantes como el AK23 con un 1% y el sulfato de aluminio con el 7% respectivamente.




***Gráfica 3.*** *Impacto en cada una de las entradas del sistema de potabilización en el eco-indicador de Calentamiento Global A) PTAP-01 B) PTAP-02 C) PTAP-03 D) PTAP-04.*

### 8.3.2. Acidificación (AP)

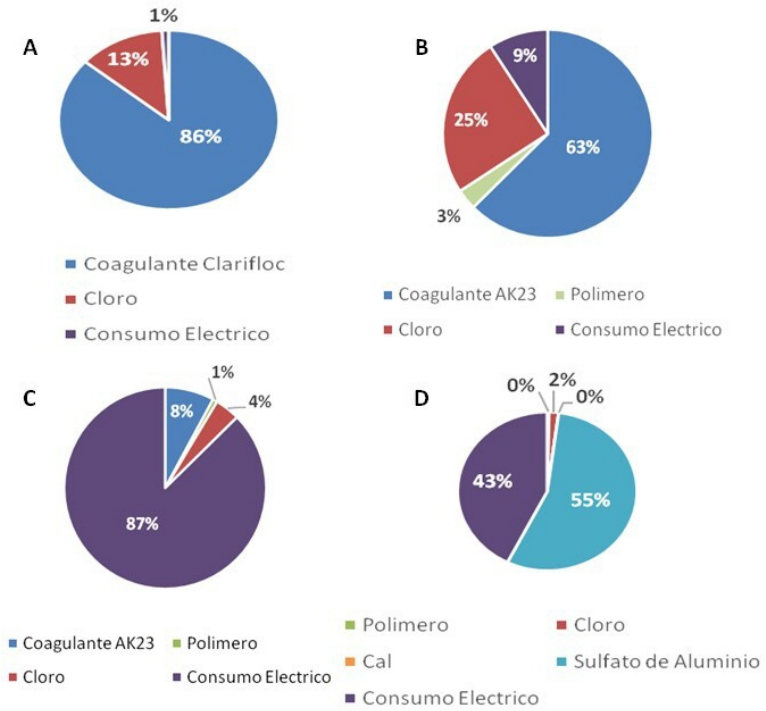
La gráfica 4 ilustra los elementos acidificantes liberados a la atmósfera producto del proceso de potabilización. En su mayoría están compuestos por óxidos de azufre y óxidos de nitrógeno los cuales se liberan, se mezclan con el vapor de agua de del entorno y se precipitan como lluvia acida afectando el suelo y espejos de agua.




***Gráfica 4.*** *Porcentaje de sustancias contaminantes que influyen en la acidificación.*

El 86% de óxidos de azufre y óxidos de nitrógeno son liberados por la utilización del coagulante Clarifloc en la PTAP-01 en los procesos de la coagulación, este mismo proceso, pero en la PTAP-02 el factor de acidificación tiene valores de 63% como lo muestra la gráfica 5 derivados de las cantidades de coagulante empleadas. El cloro presente en la desinfección aporta en la PTAP-01 y PTAP-02 es del 13 y 25% respectivamente, en la acidificación del ambiente; mientras que el consumo eléctrico aporta entre el 1% y 9%. El polímero usado en la PTAP-02 como coadyuvante libera el 3% de las sustancias acidificantes. La PTAP-03 con el

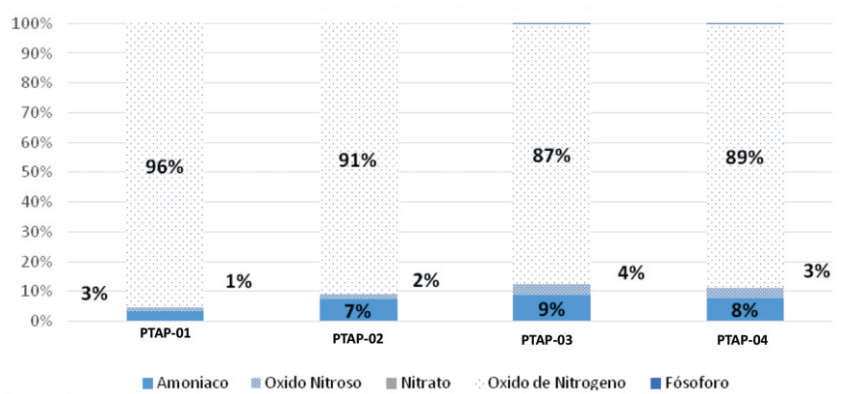
consumo eléctrico que requiere, libera 87% de óxidos de nitrógeno y óxidos de azufre, mientras que el coagulante aportó el 8% y el cloro y el polímero el porcentaje restante. En la PTAP-04, esta distribución de porcentajes cambia, ya que es el sulfato de aluminio con 55% el que causa mayor impacto. El consumo energético con un importante 43% de contaminante por poco completa el porcentaje total de acidificación, solo un 2% lo genera la planta con la aplicación del cloro y polímero.




***Gráfica 5.*** *Detalle ambiental de los insumos que influyen en la acidificación en las plantas A) PTAP-01 B) PTAP-02 C) PTAP-03 D) PTAP-04*

### 8.3.3. Eutrofización (EP)

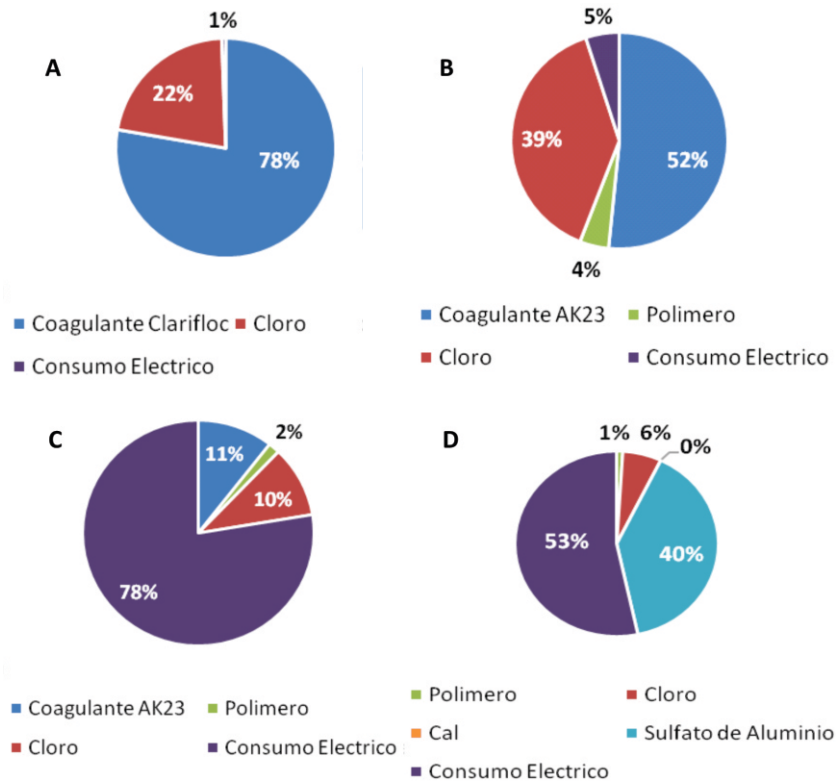
La liberación de óxido de nitrógeno impacta más en la PTAP-01 y PTAP-02. En las plantas con mayor consumo eléctrico (PTAP-03 y PTAP-04), los valores tienen una distribución distinta, indicando que los insumos constituyen la fuente principal de óxidos de nitrógeno. Este elemento es absorbido por los cuerpos de agua y el suelo incrementado los nutrientes, provocando la modificación de ecosistemas por la proliferación de organismos. La gráfica 6 muestra que los óxidos de nitrógeno, compuestos que, en mayor porcentaje, están impactando en el ambiente como resultado de la potabilización en las cuatro plantas estudiadas




***Gráfica 6.*** *Porcentaje de sustancias contaminantes que influyen en la eutrofización*

La liberación de óxidos generados por la PTAP-01 y PTAP-02, representan el 78% y 52%, respectivamente (gráfica 7). El proceso de coagulación, y por consiguiente al uso del coagulante, son los que aportan más al proceso de eutrofización de estas plantas. La cloración con 22% en la PTAP-01, y 39% en la PTAP-02 siguen en la escala contaminante de las plantas. El consumo energético con el 1%, completa el porcentaje de contaminación en la PTAP-

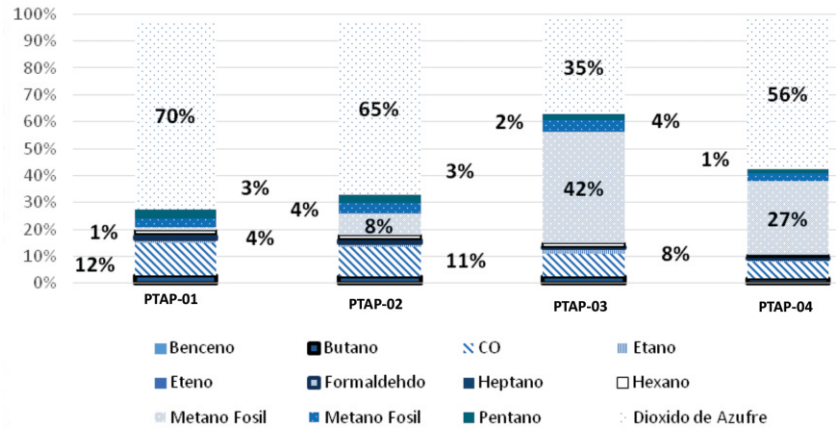
01. En la PTAP-02, el consumo eléctrico con 5% y el 4% aportado por el polímero finalizan la contaminación eutrofizante. La PTAP-03, presenta un consumo eléctrico elevado, que genera un 78% de emisiones de óxidos de nitrógeno. Este flujo de energía también ocasiona en la PTAP-04 el mayor porcentaje de eutrofización con el 53% de las emisiones. Los coagulantes AK23 con 11%, el sulfato de aluminio con 40%, el cloro gaseoso en la PTAP-03 aportan el 10%, mientras que la PTAP-04 el 6% como se observa en la gráfica 7.




***Gráfica 7.*** *Detalle ambiental de los insumos que influyen en la eutrofización en las plantas A) PTAP-01 B) PTAP-02 C) PTAP-03 D) PTAP-04*

### 8.3.4. Oxidación fotoquímica (OF)

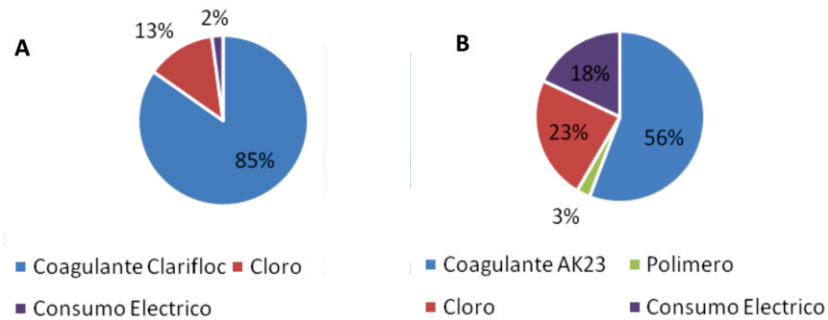
Los gases contaminantes de la oxidación fotoquímica como el dióxido de azufre y el metano, proceden de combustibles fósiles como el petróleo y el carbón, empleados en la producción de energía requerida en varias etapas del proceso de potabilización. Esta contaminación, genera una densa neblina artificial en las ciudades, en las primeras horas de la mañana conocida como smog fotoquímico que causa problemas respiratorios e irritación en los ojos. La distribución de sustancias contaminantes como lo muestra la gráfica 8, se puede agrupar en dióxidos de azufre para las PTAP-01,02, 03 y 04. El metano fósil liberado es liberado en mayor proporción en la PTAP-03.



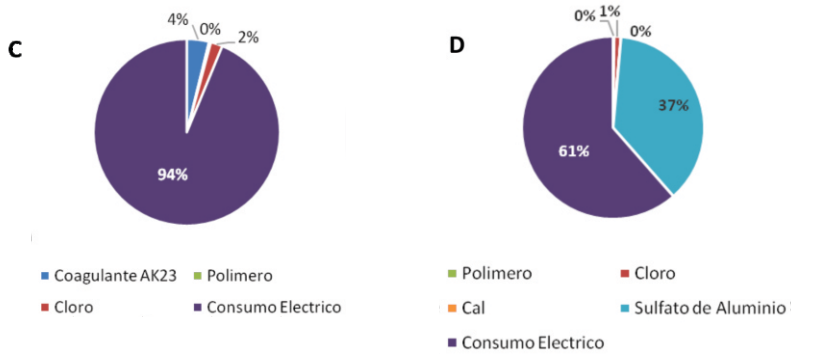

***Gráfica 8.*** *Sustancias contaminantes que influyen en la Oxidación Fotoquímica.*

La gráfica 9 muestra claramente que el mayor impacto en la producción de agua potable en la PTAP-01 y PTAP-02 con un 85 y 56% de contaminación, es la dosificación del coagulante, contaminando en su mayoría con la liberación de dióxido de azufre a la atmosfera. Éste coagulante es usado en

el proceso de coagulación-floculación. El porcentaje contaminante de las PTAP-01 y PTAP-02, disminuye en el proceso de cloración en un 13% para la PTAP-01 y un 23% en la PTAP-02. El consumo energético aporta 2 % y 18% de la oxidación fotoquímica de las plantas, respectivamente. Adicionalmente el polímero empleado en la PTAP-02, completa el porcentaje restante de la oxidación fotoquímica con 3% de emisiones de dióxidos de azufre. En la PTAP-03 y PTAP-04, el 94 y 61% de contaminación con sustancias oxidantes, corresponde al consumo eléctrico, el cual impacta en su mayoría con metano fósil en la PTAP-03, mientras que en la PTAP-04, el dióxido de azufre es la sustancia de mayor presencia en el impacto. La coagulación-floculación con la adición del AK23 en la PTAP-03, reporta el 4% de aporte a la oxidación fotoquímica y la cloración el 2% restante. La PTAP-04, adiciona sulfato de aluminio y tiene un porcentaje de 37% en la oxidación fotoquímica.



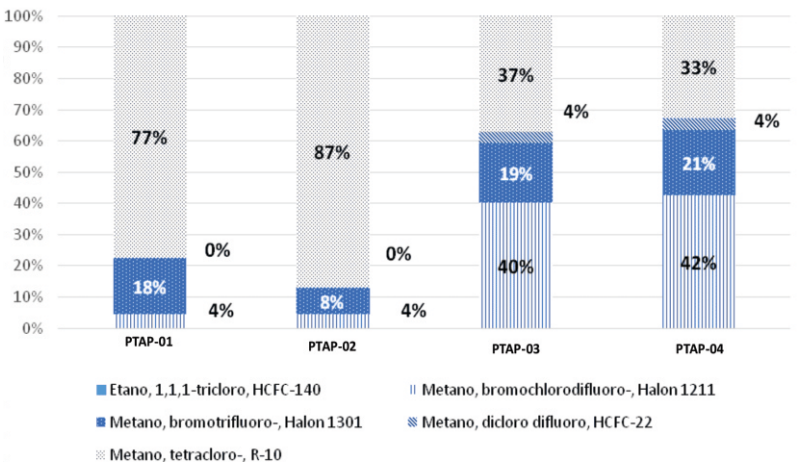

***Grafica 9.*** *Detalle ambiental de los insumos que influyen en la Oxidación Fotoquímica en las plantas A) PTAP-01 B) PTAP-02*




***Grafica 9.*** *Detalle ambiental de los insumos que influyen en la Oxidación Fotoquímica en las plantas C) PTAP-03 D) PTAP-04*

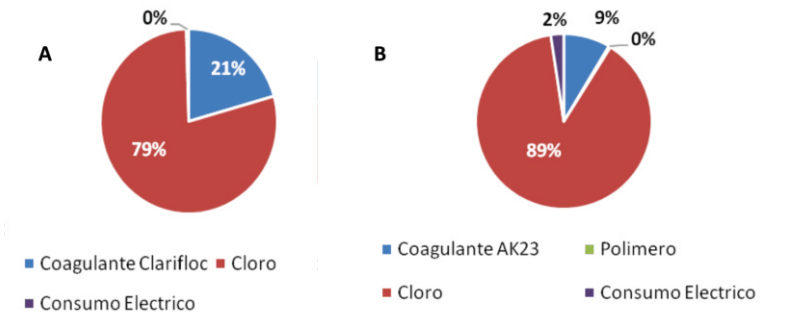
### 8.3.5. Destrucción de la capa de Ozono (DCO)

La gráfica 10 muestra un grupo de tres compuestos que se presentan en mayor proporción en la producción de agua potable. La PTAP-1 y la PTAP-02, poseen una distribución similar de estos compuestos, siendo el metano bromotrifluoro la principal emisión que daña la capa de ozono. De igual manera la PTAP-03 y PTAP-04, presentan que el metano bromoclorodifloruro como el principal contaminante que incide en el indicador ambiental de destrucción de la capa de ozono.

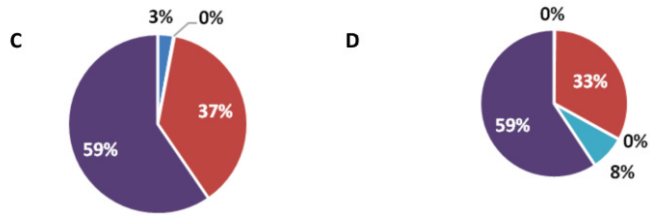



***Grafica 10.*** *Sustancias contaminantes que influyen en la destrucción de la capa de Ozono.*

En la gráfica 11, se observa un cambio en el patrón contaminante que venían presentando los insumos empleados en la potabilización, debido a que es el cloro gaseoso es el insumo con un mayor porcentaje de impacto en la PTAP-01 y la PTAP-02, con el 79 y 89%, respectivamente. En la escala contaminante sigue el coagulante clariflog empleado en la PTAP-01 y AK23 en la PTAP-02, resultando de ellos el 21 y 9% de impacto a la capa de ozono. El porcentaje total de contaminantes es completado en la PTAP-01 con el consumo eléctrico. En la PTAP-02 se cierra con el consumo energético que es del 2% y el empleo del polímero. En la PTAP-03 y PTAP-04 con 59% cada una, en afectación de la capa de ozono por utilización de energía eléctrica. Además de 37 y 33% de afectación respectivamente, por la aplicación de cloro gaseoso en la desinfección. Cerrando el impacto en la capa de ozono en la PTAP-03 y PTAP-04 la aplicación del coagulante AK23 y el sulfato de aluminio con porcentajes de 3 y 8%. El polímero y la cal con registran porcentajes de impacto.



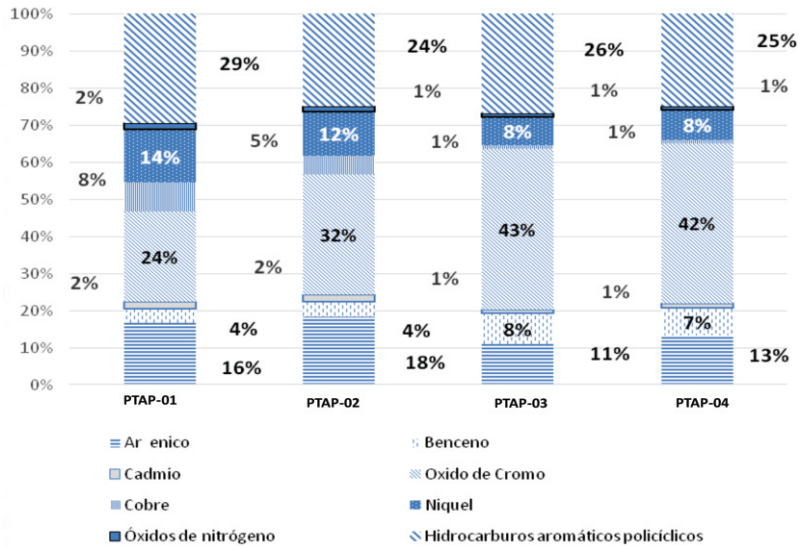

***Grafica 11.*** *Detalle ambiental de los insumos que influyen en la destrucción de la capa de ozono en las plantas A) PTAP-01 B) PTAP-02*




***Grafica 11.*** *Detalle ambiental de los insumos que influyen en la destrucción de la capa de ozono en las plantas C) PTAP-03 D) PTAP-04*

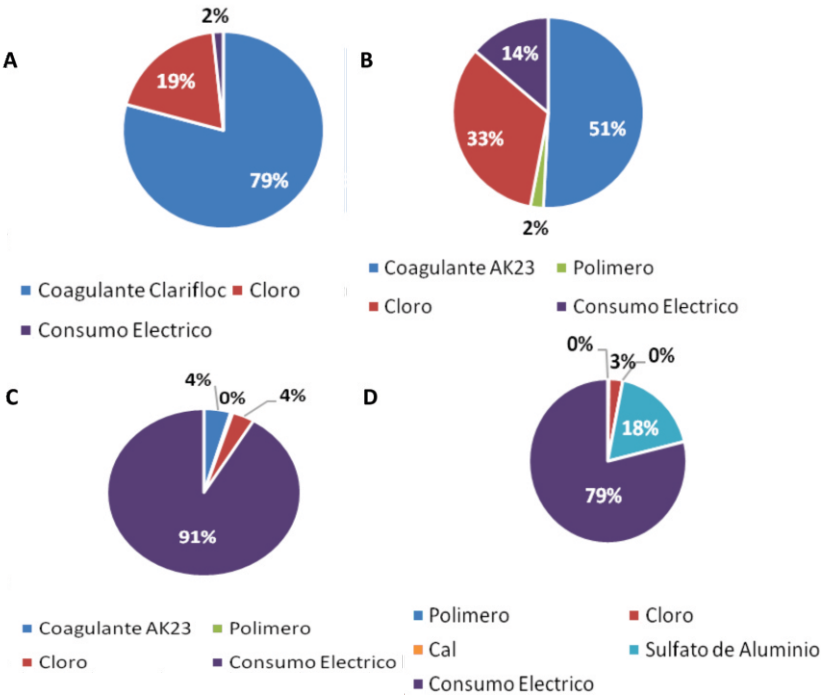
### 8.3.6. Toxicidad Humana (TH)

Las emisiones de óxido de cromo se muestren en la gráfica 12. Son el producto de la quema de combustibles fósiles en este caso el carbón como principal emisor contaminante. El óxido de cromo, esta categorizado como elemento potencialmente cancerígeno. En la PTAP-01, predomina la emisión de hidrocarburos aromáticos policíclicos liberados en los procesos químicos de la elaboración de insumos para la potabilización. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos también poseen propiedades cancerígenas y mutagénicas.




***Grafica 12.*** *Sustancias contaminantes que influyen en la Toxicidad para los seres humanos*

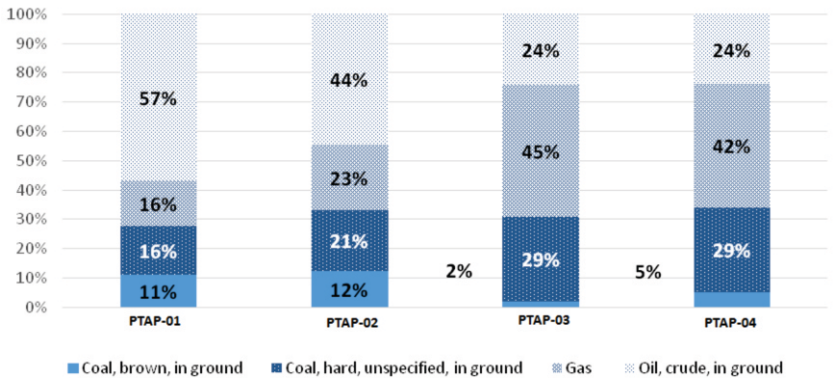
En la gráfica 13, se aprecia que la toxicidad humana en la PTAP-1 y PTAP-02 está dada por la cantidad de coagulante empleado en la potabilización con un 79% y un 51%, respectivamente. El cloro presenta un menor porcentaje de impacto que se reporta con 19% y 33% en cada una de las plantas mencionadas. El consumo eléctrico obtiene 2% y 14%, respectivamente. En la PTAP-02, el polímero usado en la floculación completa el impacto de la planta con un 2% de afectación. Las características contaminantes se modifican en la PTAP-03 y la PTAP-04, donde el consumo eléctrico obtuvo un porcentaje de 91% y 79% respectivamente, seguido del 4% y 18% que poseen los coagulantes empleados en las plantas mencionadas. De esta manera el impacto menor es la contaminación aportada por el cloro gaseoso con 4% y 3%.




***Gráfica 13.*** *Detalle ambiental de los insumos que influyen en la toxicidad para los seres humanos en las plantas A) PTAP-01 B) PTAP-02 C) PTAP-03 D) PTAP-04*

### 8.3.7. Agotamiento de los recursos no renovables (AFA)

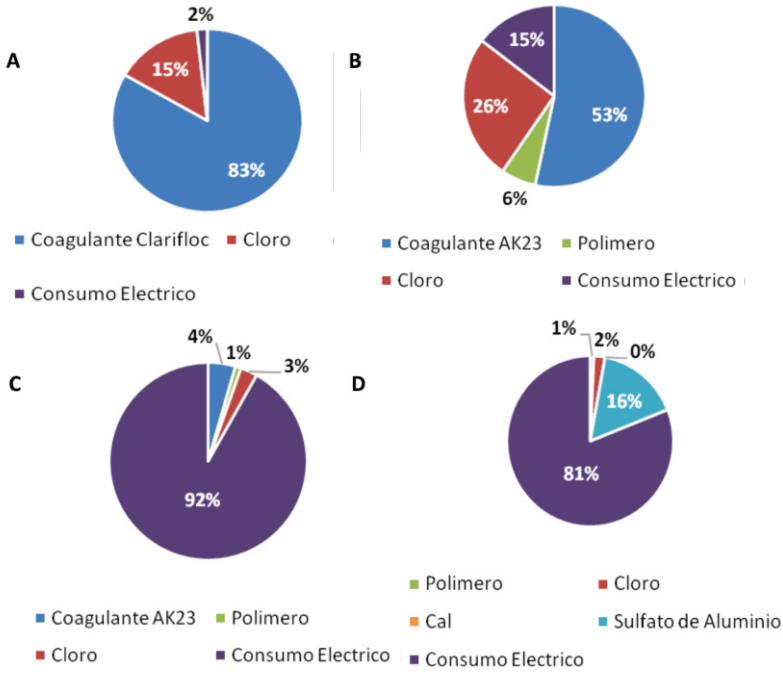
Los recursos no renovables afectados en el proceso de potabilización de agua de las plantas en estudio lo muestran la gráfica 14. En orden de importancia fueron se encontró petróleo crudo, gas natural y carbón bituminoso. En su mayoría afectados por la combustión de los mismos para la producción de energía.




***Gráfica 14.*** *Sustancias contaminantes que influyen en el agotamiento de los recursos no renovables.*

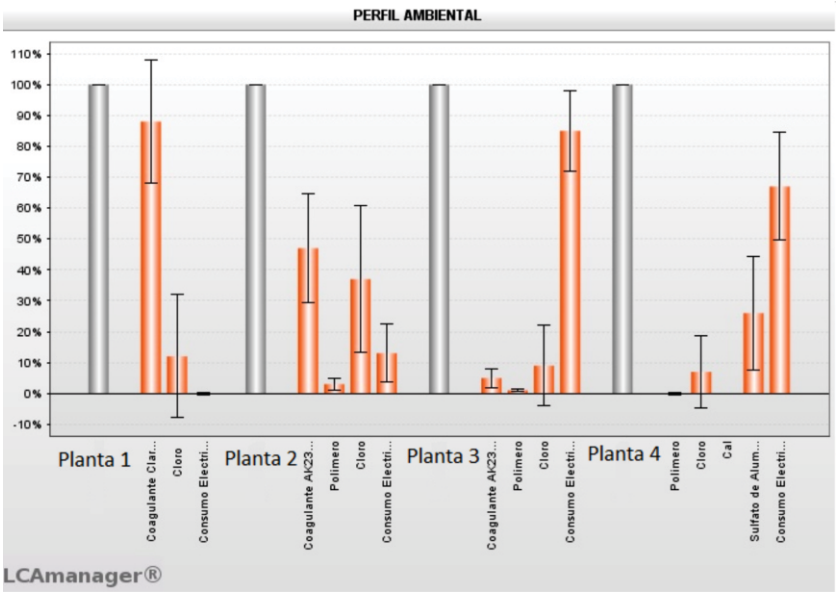
En la PTAP-01, el coagulante Calrifloc y en la PTAP-02, el AK23 presentan porcentajes de 83 y 53% de agotamiento de recursos no renovables. Le sigue el cloro gaseoso con el 15% y 26% de impacto ambiental. La PTAP-01, por no presentar un consumo energético considerable, impacta en 2% el indicador de agotamiento de recursos abióticos. La PTAP-02, por otra parte, tiene un porcentaje de 15% en el consumo eléctrico y 6% en la utilización del polímero. En la PTAP-03 y la PTAP-04, interviene el consumo energético como el proceso que afecta en mayor grado el agotamiento de los recursos abióticos. Los porcentajes de dicho impacto son 92% para la PTAP-03, y 81% en la PTAP-04. El químico empleado en la coagulación de

la PTAP-03, tiene un 4% en el impacto, el cloro gaseoso con 4%, este último junto con el polímero cierran los porcentajes de impacto de la PTAP-04. La PTAP-04, con la dosificación del sulfato de aluminio adquiere el 16%, y el cloro gaseoso y el polímero, totalizan los impactos con 3% de efecto sobre el agotamiento de recursos abióticos (Gráfica 15).




***Gráfica 15.*** *Detalle ambiental de los insumos que influyen en el agotamiento de los recursos no renovables en las plantas A) PTAP-01 B) PTAP-02 C) PTAP-03 D) PTAP-04Gráfica . Porcentajes de impacto en cada una de las entradas del sistema de potabilización, en el ecoindicador del Agotamiento de Recursos Abióticos.*

El cálculo realizado directamente en el LCA-manager y su interpretación está dada por porcentaje contaminante en el perfil, en cada proceso de las plantas de potabilización estudiadas (Gráfica 16).




***Gráfica 16.*** *Perfil ambiental de las plantas estudiadas calculado con LCA-manager*

El perfil ambiental permite apreciar los elementos contaminantes del proceso de potabilización en cada planta, cada impacto es calculado individualmente para cada planta de tratamiento, puede visualizar que poseen proporciones similares. Según la gráfica 16, el coagulante en la PTAP-01, presenta el mayor porcentaje contaminante debido a la cantidad de insumo empleado, seguido del cloro gaseoso que genera impacto en su producción. Este comportamiento contaminante es similar en la PTAP-02, aunque en proporciones distintas en el uso del cloro gaseoso, que adquiere 37% relevancia. El coadyuvante de floculación (el polímero) es el insumo de menor impacto en las plantas donde se dosifican (PTAP-01,02 y 04).

La problemática de impacto ambiental, generada a partir del consumo de energía se evidencia en tres de las cuatro plantas, y se acentúa dramáticamente en la PTAP-03 y PTAP-04, donde sobrepasan el 60% del nivel contaminante. Estos porcentajes son producto en gran medida, de la necesidad de movilizar grandes volúmenes de agua, por la ubicación desfavorable que tienen las plantas con respecto a la población que deben abastecer. Al igual que en todas las plantas, se manifiestan impactos en las demás variables de análisis, pero de momento esta problemática es la que requiere la atención inmediata para minimizar el impacto ambiental que se está causando. Esto indica, que en cada planta existen procesos y flujos de energía que, de manera indirecta, contribuyen en el impacto del medio ambiente, y es necesaria la intervención de las empresas comprometidas con la sostenibilidad de la prestación del servicio de agua potable, las cuales deben buscar alternativas que mitiguen eliminen o reduzcan el impacto.

## 8.4. Discusión

En resumen, el coagulante en la planta PTAP-01 presenta el mayor porcentaje contaminante debido a la cantidad de insumos empleados, seguido del cloro gaseoso, que genera impacto en su producción. La problemática de impacto ambiental, generada a partir del consumo de energía se evidencia en tres de las cuatro plantas que se les aplicó el ACV, y se acentúa dramáticamente en las plantas PTAP-03 y P TAP-04 donde sobrepasan el 60% del nivel contaminante. En cada planta existen procesos y flujos de energía que de manera indirecta contribuyen en el impacto del medio ambiente, y es necesaria la intervención de las empresas comprometidas con la prestación del servicio de agua potable,

las cuales deben buscar alternativas que mitiguen eliminen o reduzcan el impacto.

### 8.5. Toma de decisiones para minimizar impactos ambientales

Cada planta analizada presenta impactos inherentes a su proceso, cantidad de agua tratada, condiciones de la fuente de abastecimiento y condiciones topográficas. Por tanto, el manejo del impacto y las recomendaciones deben ser específicas para cada planta de tratamiento. Esto no elimina la alternativa de que se pueden ajustar e implementar procesos que en algunas plantas tienen una mayor eficiencia y un reducido impacto ambiental.

#### 8.5.1. PTAP-01

Una vez se identificó que el coagulante fue el agente que más impacto ambiental generó dentro del proceso de potabilización de esta planta, se puede plantear alternativas tales como; la revisión minuciosa de la eficiencia de la dosis empleada para la potabilización o la aplicación de un coadyuvante que disminuya el uso del Clarifloc puede conducir a la reducción de los impactos generados. La preservación de la fuente de hídrica que abastece la planta de tratamiento es un factor importante a tener en cuenta, ya que el deterioro de la misma aporta características desfavorables al agua que debe ser tratada, como la turbidez, el color y material suspendido. Estos parámetros influyen directamente en las cantidades de coagulante que se necesitan para clarificar el agua. En el mejor de los escenarios, estudiar la viabilidad de agregar un proceso de pre-tratamiento, que mejore las propiedades fisicoquímicas del agua que ingresa a la planta, y de este modo reducir la cantidad de coagulante

empleado. En cuanto a la aplicación de cloro gaseoso hay métodos como la osmosis inversa y la nanofiltración que retiran la totalidad de patógenos dejando la aplicación de cloro solo para la dosis residual necesaria que estipula la resolución 2115 2007. No obstante, se reconoce que estas técnicas son altamente costosas y requieren energía para soportar el proceso de filtrado por dichas membranas.

### 8.5.2. PTAP-02

Esta planta presenta los valores más bajos de impacto en la serie de plantas estudiadas la presente investigación. Sin embargo, el coagulante participa en la mitad del impacto generado al medio ambiente. La reducción en la utilización de este agente contaminante está sujeta a análisis de las dosis empleadas en el proceso de potabilización. Relegando las posibles medidas que se pueden adoptar para solucionar la problemática del coagulante a:

- Pruebas pilotos donde se compruebe la eficiencia del mismo, frente a otras sustancias de posible aplicación con menor impacto ambiental.
- Disminuir el uso del coagulante, con la introducción de otros coadyuvantes de floculación que tenga mejores resultados que el polímero empleado.
- Estudiar los posibles efectos del aumento de la dosis del polímero, con la certidumbre de disminuir la cantidad de coagulante necesario para llevar a cabo el proceso.

### 8.5.3. PTAP-03 y 04

En estas plantas es crítico el consumo eléctrico ya que comprende aproximadamente el 85 y 68% del impacto, respectivamente. Esto se debe

a la necesidad específica de que la PTAP-03, conduzca el agua a grandes distancias desde la captación, y desde la planta hasta la red de distribución. En la PTAP-04; los impactos se deben principalmente a los procesos como la floculación, a la conducción del agua a tanques que se encuentran a alturas superiores a los 200 metros, desde la cota donde se encuentra la planta. Lo anterior sugiere la implementación de energías denominadas limpias o de menor impacto ambiental. Métodos alternativos tales como la utilización de bombas o energía a partir del gas natural, beneficiándose de la disponibilidad con la que cuenta el departamento de N de S sería un escenario ideal. La instalación de parques eólicos y electricidad fotovoltáica serían tecnologías energéticas que disminuirían el impacto a la vez que nos situaría en un contexto regional de avanzada conciencia ambiental.

## 8.6. Conclusiones

Los impactos ambientales generados durante el proceso de potabilización de 4 plantas de tratamiento ubicadas en el departamento N de S, fueron debidos principalmente al consumo energético requerido para la impulsión del recurso hídrico a grandes distancias y la agitación que se lleva a cabo en algunas plantas para el proceso de floculación. La energía utilizada, es generada en la mayoría de los casos a partir de combustibles fósiles, los cuales son incinerados, liberando la mayoría de contaminantes que se calcularon en el estudio. Quiere decir lo anterior que los impactos ambientales en los indicadores analizados son indirectos, ya que no se presentan directamente en las plantas potabilizadoras.

Las variaciones en los resultados obtenidos, se deben en gran medida a las diferentes condiciones en las cuales se desarrolla el proceso de

potabilización. Una de las variables más importantes, es la fuente hídrica de la cual se abastece cada una de las plantas y a la calidad físico-química del agua en la fuente de captación o bocatoma, lo que hace que varíen las cantidades y tipos de insumos necesarios para el tratamiento del agua.

## REFERENCIAS

[1] A. Bonton, C. Bouchard, B. Barbeau, S. Jedrzejak. “Comparative life cycle assessment of water treatment plants”. Desalination, vol 284, pp. 42-54/2012.

[2] W.V. Jin Zhou, W.C. Chang, G.F. Anthony. “Life Cycle Assessment for desalination: A review on methodology feasibility and reliability”. Water Research, vol61,, pp. 210-223/2014.

[3] M. Meneses, J. Pasqualino, Castells F. “Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications”. Chemosphere vol 81, (2), pp. 266-272/2010.

[4] H.D.M.Sombekke, D.K. Voorhoeve, P. Hiemstra. “Environmental impact assessment of groundwater treatment with nanofiltration”. Desalination, vol 113 (2-3), pp. 293-296/1997.

[5] M. Meneses, M.J. Amores, J. Pasqualino, A. Anton, F. Castells. "Environmental assessment of urban water cycle on Mediterranean conditions by LCA approach." Journal of Cleaner Production, vol 43, pp. 84-28/2013

[6] G. Ribera, F. Clarens, X. Martínez-Lladó, I. Jubany, V. Martí, M. Rovira. “Life cycle and human health risk assessments as tools for decision making in the design and implementation of nanofiltration in drinking water treatment plants”. Science of the Total Environment, vol 466-467, pp. 377-386/2014.

[7] F. Vince, E. Aoustin, P. Bréant, F. Marechal. “LCA tool for the environmental evaluation of potable water production”. Desalination, vol. 220 (1-3), pp. 37-56/2008

[8] E. Friedrich. “Life-cycle assessment as an environmental management tool in the production of potable water”. Water Science and Technology, vol 46(9), pp. 29-36/2002.

[9] P. K. Mohapatra, M. A. Siebel, H. J. Gijzen, J. P. Van del Hoek, C.A. Groot. “Improving eco-efficiency of Amsterdam water supply: A LCA approach”. Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua, vol, 51(4), pp. 217–227/2002.

[10] RPS-QUALITAS “Métodos de Muestreo” Consultoría de Calidad y Laboratorio S.L. En línea: http://www.rpsqualitas.es/documentacion/dowloads/ensayos/metodos_de_muestreo.pdf.

[11] R. Frischknecht, N. Jungbluth. “Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods Data v2.0. ecoinvent”. esu-services.ch > download > publicLCI > 03_LCIA-Implementation. Fecha de acceso 08-02-2017

[12] Universidad de Leiden. Software y datos. “Que es el CML 2001” http://cml.leiden.edu/software/software-cmla-html#how-to-get-cmlca.

[13] Manual de Usuario LCA-manager versión 1.3, simple efficient solutions. En línea: http://www.simpple.com/wp-content/uploads/2013/12/Manual_LCAm.pdf. Fecha de acceso 11/11/2016

[14] NORMA TÉCNICA NTC-ISO COLOMBIANA 14040 Gestión Ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia. En línea: http://www.fedebiocombustibles.com/files/NTC-ISO%2014040.

# LISTADO DE ABREVIATURAS

AA: Absorción atómica

ACV: Análisis del ciclo de vida

Ac: Anticuerpo

AES: Espectrometría de Emisión Atómica

AFM: Microscopía de Fuerza Atómica

AFS: Espectrometría de Fluorescencia

Ag: Antígeno

ADN: Acido desoxirribonucléico

AM: Aeorbios mesófilos

AP: Acidificación Potencial

AR: Agua residual

ARN: Acido ribonucléico

ARN-F: Fagos ARN específicos

ARnD: Aguas residuales no domésticas

As: Arsénico

APHA: Asociación americana de salud pública (American Public Health Association)

BGMK: Línea celular de riñon de mono, búfalo verde

Cd: Cadmio

CVAAS: Espectrometría de Absorción Atómica de Vapor frío

CaCO-2: Línea celular de cáncer de colon

CRL: Cloro residual libre

CT: Coliformes Totales

CF: Coliformes Fecales

CG: Calentamiento global

DCO: Destrucción de la capa de ozono

DIAN: Dirección de Impuestos y Aduanas Nacionales

EAS: Espectrometría atómica de absorción

EF: Eutrofización potencial

EPA: Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos

EPM: Empresas Públicas de Medellín

FAAS: Espectrometría de Absorción Atómica de Llama

FHA: Agotamiento de los factores abióticos

GIAAS: Espectroscopia de absorción atómica del horno de grafito

HCL: Lámpara de cátodo hueco

HGAAS: Espectroscopía de Absorción Atómica de generación de hidruro

Hg: Mercurio

IMS: Separación inmuno-magnética

INS: Instituto Nacional de Salud

IRCA: Índice del riesgo de la calidad del agua

ISO: Organización Internacional para la Estandarización

IUPAC: Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (International Union of Pure and Apply Chemistry).

N de S: Norte de Santander

NMP: Número más probable

OCDE: Organización para la cooperación y desarrollo económico

OF: Oxidación Fotoquímica

OMS: Organización mundial de la salud

Pb: Plomo

PCR: Reacción en cadena de la polimerasa

PLC/PRF/5: Línea celular carcinoma hepático

PMA: Propidio monoácido

PTAP: Planta tratamiento agua potable

PTAR: Planta tratamiento agua residual

PTA: Pamplonita

P/V: Relación peso: volumen

qPCR: Reacción en cadena de la polimerasa cuantitativa

RAS: Reglamento técnico del sector del agua potable

RPM: Revoluciones por minuto

SETAC: Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (Society of Environmental Toxicology and Chemistry).

Sars-Cov-2: Coronavirus tipo 2

SPC: Medio de conteo estándar (Standard plata count)

TEM: Microscopio de transmisión electrónica

TH: Toxicidad humana

Tn: Tonelada

TSA: Agar tripticasa de soya

TTC: Cloruro de trifenil tetrazolio

UF: Unidad funcional

UFC: Unidades formadoras de colonia

UFP: Unidades formadoras de placa

UFT: Ultrafiltración tangencial

UNICEF: Fondo de las naciones unidas para la infancia

UPME: Unidad de Planeación Minero Energético

VHA: Virus de la Hepatitis A

ZUL: Zulia

# APROPIACIÓN SOCIAL DEL CONOCIMIENTO

Universidad y Salud

Universidad y Salud
SECCIÓN ARTÍCULOS ORIGINALES

## Metodología rápida y sencilla para la determinación de colifagos somáticos como indicadores de contaminación fecal en una planta de tratamiento de agua localizada al noreste colombiano

Quick and easy methodology to determine somatic coliphages as indicators of fecal contamination in a water treatment plant located in northeastern Colombia

**Raquel Amanda Villamizar-G.[1], Oscar O. Ortíz-R.[2], Enrique Aquiles-Darghan[3]**

1 PhD. Nanociencia y nanotecnología. Profesora Auxiliar del Departamento de Microbiología, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de Pamplona. Pamplona, Colombia. e-mail: Raquel.villamizar@unipamplona.edu.co
2 PhD. en Ingeniería de procesos y ambiental. Profesor Asociado del Departamento de Ingeniería Industrial, Facultad de Ingenierías & Arquitectura - Universidad de Pamplona. Pamplona, Colombia. e-mail: oscarortiz@unipamplona.edu.co
3 PhD. en Estadística. Profesor Auxiliar del Departamento de Agronomía, Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de Colombia. Santa Fé de Bogotá, Colombia. e-mail: e_darghan@hotmail.com

Fecha de recepción: Agosto 04 - 2014 Fecha de aceptación: Mayo 26 - 2015

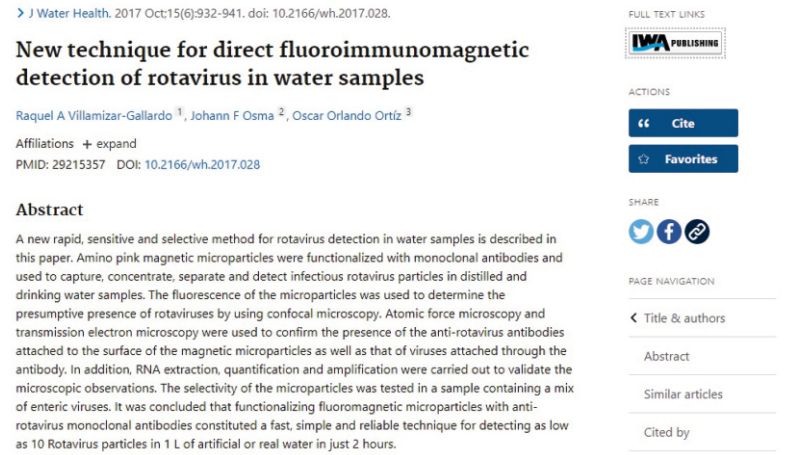
*Villamizar RA, Ortíz OO, Aquiles E. Metodología rápida y sencilla para la determinación de colifagos somáticos como indicadores de contaminación fecal en una planta de tratamiento de agua localizada al noreste colombiano. Rev Univ.salud. 2015;17(1): 57-68*

### Resumen

**Introducción:** En el presente artículo se propone una metodología rápida y sencilla para determinar colifagos sómaticos en las diferentes etapas del tratamiento de agua de una planta del Nordeste Colombiano, con el fin de verificar la calidad del proceso de potabilización. **Materiales y métodos:** Se empleó la técnica de filtración por membrana para obtener el contenido fágico y posteriormente a través de la metodología de capa simple usando agar tripticasa de soya modificado, se cuantificó la presencia de los virus. **Resultados:** El 88% de las muestras de agua analizadas resultaron ser positivas en alguna de las etapas del proceso de potabilización. La presencia de fagos aumentó en época de lluvias con recuentos máximos de 1310 UFP/100mL en la etapa de captación del agua y de 2,5 UFP/100mL en la etapa de cloración. La prueba no-parampetrica Chi cuadrado de homogeneidad en distribución corroboró estadísticamente la igualdad en distribución de las muestras positivas encontradas en cada una de las etapas de potabilización (p>5%) pues el muestreo fue fijado por indicador. **Conclusión:** La metodología empleada permitió en tan solo 12 horas determinar la presencia de colifagos somáticos en las diferentes etapas de tratamiento de agua de la planta objeto de estudio. Además, se comprobó la elevada resistencia de estas nanomáquinas naturales a los procesos de desinfección, que mostraron persistencia en etapas de almacenamiento y distribución, especialmente en época de lluvias.

**Palabras clave:** Agua, potabilización, bacterias, coliformes, colifagos. (Fuente: DeCS, Bireme).

Artículo Científico
Link de acceso: v17n1a06.pdf (scielo.org.co)



J Water Health. 2017 Oct;15(6):932-941. doi: 10.2166/wh.2017.028.

## New technique for direct fluoroimmunomagnetic detection of rotavirus in water samples

Raquel A Villamizar-Gallardo [1], Johann F Osma [2], Oscar Orlando Ortíz [3]

Affiliations + expand

PMID: 29215357 DOI: 10.2166/wh.2017.028

### Abstract

A new rapid, sensitive and selective method for rotavirus detection in water samples is described in this paper. Amino pink magnetic microparticles were functionalized with monoclonal antibodies and used to capture, concentrate, separate and detect infectious rotavirus particles in distilled and drinking water samples. The fluorescence of the microparticles was used to determine the presumptive presence of rotaviruses by using confocal microscopy. Atomic force microscopy and transmission electron microscopy were used to confirm the presence of the anti-rotavirus antibodies attached to the surface of the magnetic microparticles as well as that of viruses attached through the antibody. In addition, RNA extraction, quantification and amplification were carried out to validate the microscopic observations. The selectivity of the microparticles was tested in a sample containing a mix of enteric viruses. It was concluded that functionalizing fluoromagnetic microparticles with anti-rotavirus monoclonal antibodies constituted a fast, simple and reliable technique for detecting as low as 10 Rotavirus particles in 1 L of artificial or real water in just 2 hours.

FULL TEXT LINKS

IWA PUBLISHING

ACTIONS

Cite

Favorites

SHARE

PAGE NAVIGATION

Title & authors

Abstract

Similar articles

Cited by

Artículo Científico

Link de acceso: New technique for direct fluoroimmunomagnetic detection of rotavirus in water samples | Journal of Water and Health | IWA Publishing (iwaponline.com)

Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science
ISSN 1980-993X – doi:10.4136/1980-993X
www.ambi-agua.net
E-mail: ambi.agua@gmail.com

# Life cycle assessment of four potable water treatment plants in northeastern Colombia

doi:10.4136/ambi-agua.1759

Received: 18 Sep. 2015; Accepted: 29 Mar. 2016

**Oscar Orlando Ortiz Rodriguez[1*]; Raquel Amanda Villamizar-Gallardo[2]; Rafael Guillermo García[3]**

[1]Universidad de Pamplona, Facultad de Ingenierías y Arquitectura, Pamplona, Norte de Santander, Colombia
Departamento de Ingeniería Industrial
[2]Universidad de Pamplona, Facultad de Ciencias Básicas, Pamplona, Norte de Santander, Colombia
Departamento de Microbiología
[3]Universitaria Agustiniana (Uniagustiniana), Bogotá, D.C, Colombia
Departamento de Vicerectoría de investigaciones
[*]Corresponding author: e-mail: oscarortiz@unipamplona.edu.co, raquel.villamizar@gmail.com, rafael.garcia@uniagustiniana.edu.co

## ABSTRACT

There is currently great concern about the processes that directly or indirectly contribute to the potential for global warming, such as stratospheric ozone depletion or acidification. In this context, and provided that treated water is a basic public utility in urban centers around the world as well as in some rural areas, its impact on the environment is of great interest. Therefore, this study applied the environmental methodology of Life Cycle Assessment (LCA) to evaluate the environmental loads of four potable water treatment plants (PWTPs) located in northeastern Colombia following the international guidelines delineated in ISO 14040. The different stages of the drinking water process were thoroughly assessed, from the catchment point through pumping to the distribution network. The functional unit was defined as 1 $m^3$ of drinking water produced at the plant. The data were analyzed through the database Ecoinvent v.3.01, and modeled and processed in the software LCA-Data Manager. The results showed that in plants PLA-CA and PLA-PO, the flocculation process has the highest environmental load, which is mostly attributable to the coagulant agent, with a range between 47-73% of the total impact. In plants PLA-TON and PLA-BOS, electricity consumption was identified as the greatest impact source, with percentages ranging from 67 to 85%. Treatment processes and techniques, bioclimatic conditions and culturally driven consumption behavior varied from region to region. Furthermore, changes in treatment processes and techniques are likely to affect the environment during all stages of a plant's operational cycle.

**Keywords**: climate change, environmental impact, treated water.

Artículo Científico
Link de acceso: Life cycle assessment of four potable water treatment plants in northeastern Colombia | Ortíz Rodriguez | Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science (ambi-agua.net)

Journal NANO Science and Technology www.journalnano.org

# Heavy metals in raw and drinking water

## Assesment about the punctual presence of heavy metals in raw and drinking water in a population of Norte de Santander Colombia

Raquel Villamizar





Artículo de Divulgación
Link de acceso: Heavy metals in raw and drinking water | Raquel Amanda Villamizar Gallardo - Academia.edu

Bistua:Revista de la Facultad de Ciencias Básicas.2017.15(1):41-50

# COMPARACIÓN DE DOS TÉCNICAS DE CONCENTRACIÓN VIRAL A PARTIR DE AGUAS CRUDAS DEL DEPARTAMENTO NORTE DE SANTANDER

**Raquel A. Villamizar[1]., Oscar O. Ortíz[2]**

[1]Departamento de Microbiología. Facultad de Ciencias Básicas. Universidad de Pamplona.
[2]Departamento de Ingeniería Industrial. Facultad de Ingenierías y Arquitectura. Universidad de Pamplona.

**Resumen**

Los métodos de detección de virus entéricos a nivel de laboratorio presentan cierto nivel de complejidad, debido a que estos entes se encuentran muy diluidos en aguas. Esto genera la necesidad de encontrar métodos eficientes que permitan concentrarlos de forma rápida, selectiva, sensible, eliminando interferencias presentes en la matriz y con la certeza de tener partículas virales infecciosas. En este estudio se comparó la ultrafiltración tangencial (UFT) y la separación inmunomagnética (IMS) como técnicas de concentración viral, empleando Rotavirus como modelo. El grado de eficiencia de las mismas fue confirmado empleando la reacción en cadena de la polimerasa acoplada a una reverso-transcriptasa (RT-PCR) la cual facilitó la identificación de Rotavirus a partir de aguas crudas en cuatro plantas de potabilización del departamento Norte de Santander, incluyendo sus fuentes de abastecimiento. La UFT se llevó a cabo en un equipo dotado entre otros componentes de membranas millipore de 0.8, 0.45 and 0.22 µm. Para la IMS se emplearon micropartículas de 2.0 µm funcionalizadas con anticuerpos monoclonales anti-Rotavirus. Los resultados permitieron determinar que tanto la IMS como la UFT concentraron eficientemente Rotavirus a partir de agua crudas. No obstante, la IMS exhibió mayor sensibilidad a la hora de comparar la cantidad de RNA viral extraído a partir de cada muestra analizada. Además, está técnica sólo requirió 2 horas para obtener el concentrado viral en comparación de 24 horas empleadas por la UFT. Por tanto, se recomienda emplear para la concentración de virus patógenos presentes en aguas crudas la técnica de separación inmunomagnética.

**Palabras clave:** Concentración, virus, agua cruda, filtración, partículas magnéticas

**Abstract**

Analytical methods for detecting enteric virus at the laboratory present a certain level of complexity, because viruses are commonly highly diluted in water. This generates the need to find efficient methods that allow them to concentrate in a fast, selective, sensitive way, eliminating background interferences present in the matrix. In this



Artículo de Divulgación
Link de acceso: COMPARACIÓN DE DOS TÉCNICAS DE CONCENTRACIÓN VIRAL A PARTIR DE AGUAS CRUDAS DEL DEPARTAMENTO NORTE DE SANTANDER | Villamizar | BISTUA REVISTA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS BASICAS (unipamplona.edu.co)




Cartilla Educativa
Link de acceso:
www.unipamplona.edu.co/unipamplona/portalIG/home_206/recursos/general/17122015/cartilla.pdf

# DIVULGACIÓN PÚBLICA DE LA CIENCIA

# EVENTOS CIENTÍFICOS INTERNACIONALES




**V Congresso Brasileiro em Gestao do Ciclo de Vida, Brasil.**




**Estancia Investigación Universidad Técnica de Dinamarca, Copenhague, Dinamarca.**




**Water Microbiology, Chicago, USA.**

# EVENTOS CIENTÍFICOS NACIONALES




**II Congresos Colombia de Electroquímica 2do. Simposio en Nanociencia y Nanotecnología, Bucaramanga, Santander. Colombia.**




**Nanoforum Colombia, 2015. Cartagena de Indias, Colombia.**




**VII Simposio Nacional de Virología**
**III Congreso Latinoamericano de Virología**




**Socialización resultados plantas de tratamiento objeto de estudio.**
**Pamplona, Norte de Santander, Colombia.**