



Tratamiento de aguas residuales en Colombia y sistemas bioelectroquímicos: usos y perspectivas

Wastewater treatment in Colombia and bioelectrochemical systems, uses and perspectives

Fabián Andrés Bustos Murillo ¹, Álvaro Ervey Pulido Aponte ² y Hernán Mauricio Rivera Escobar ³

Fecha de Recepción: 13 de mayo de 2022

Fecha de Aceptación: 18 de agosto de 2022

Cómo citar: Bustos-Murillo, F. A., Pulido-Aponte, A. E., Rivera Escobar, H. M. (2023). Tratamiento de aguas residuales en Colombia y sistemas bioelectroquímicos: usos y perspectivas. *Tecnura*, 27(76), 111-143. <https://doi.org/10.14483/22487638.19390>

Resumen

Contexto: En Colombia, la baja cobertura de plantas de tratamiento de aguas residuales conlleva a una compleja problemática ambiental, ya que estas aguas son usadas generalmente como sistemas de riego para cultivos y, en ocasiones, para el consumo humano en zonas rurales.

Objetivo: Informar acerca del saneamiento básico de las aguas residuales, los sistemas de tratamiento, el uso de microorganismos exoelectrogénicos en biorreactores, así como, los avances reportados frente al uso de los sistemas bioelectroquímicos y su posible implementación en Colombia.

Métodología: Se describe la capacidad y cobertura de los sistemas de tratamiento en las regiones del país; posteriormente, se presenta el fundamento teórico de los microorganismos que interactúan en los sistemas bioelectroquímicos; y se documenta el uso de esta tecnología para depurar contaminantes.

Resultados: El uso de bacterias exoelectroquímicas puede degradar carga orgánica contenida en las aguas residuales; los sistemas bioelectroquímicos aprovechan la capacidad de los microorganismos para transferir electrones a través de un circuito eléctrico por medio de voltaje, y obtener energía en forma de corriente eléctrica o combustibles con alto poder calorífico.

Conclusiones: La implementación de estos sistemas en Colombia requiere de inversión tecnológica, humana y de infraestructura en las principales plantas de tratamiento de aguas residuales, dada la complejidad y variabilidad de los fenómenos bioelectroquímicos asociados a la conversión de materia orgánica.

Palabras clave: sistema bioelectroquímicos (BES), celdas de combustible microbiano (MFC), celdas de electrólisis microbiana (MEC), plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), microorganismos eléctricamente activos.

¹Ingeniero químico, tecnólogo industrial. Estudiante de Ingeniería en Producción, Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá D. C., Colombia. Email: fabiana.bustosm@utadeo.edu.co

²Magíster en Ingeniería, ingeniero en Control. Investigador I - Universidad de La Sabana. Bogotá D. C., Colombia. Email: alvaro.pulido@unisabana.edu.co

³Doctor en Ciencias Biomédicas, magíster en Bioquímica, especialista en Bioquímica Clínica, licenciado en Química. Departamento de Estudios Interdisciplinarios-IDEAD, Universidad del Tolima. Ibagué, Colombia. Grupo de investigación básica y traslacional-GIBAT. Email: hmauriciore@ut.edu.co

Abstract

Context: In Colombia, the poor coverage in wastewater plants entails a complex environment issue, because water is generally used to irrigation of agricultural crops and sometimes for human consumption in rural areas.

Objective: To brief about wastewater basic sanitation, the treatment systems, the use of exoelectrogenic microorganisms, as well, the progress reported about the use of bioelectrochemical system and the possible implementation in Colombia.

Methodology: The capacity and coverage of treatment systems are described by region; subsequently, present the microorganisms theoretical principles that interact in bioelectrochemical system; and the uses of this technology to remove pollutants is documented, for purify pollutants.

Results: The use of exoelectrochemical bacteria can oxidize organic pollutants present in wastewater; the bioelectrochemical systems take advantage the capacity of microorganisms to transfer electrons through an electrical circuit by means as voltage, and obtain energy by electric current or compounds with high calorific power.

Conclusions: The Implementation of that systems in Colombia required technological, human and infrastructure investment in the main wastewater plants, according to the complex and variability of the bioelectrochemical phenomes associated with the conversion of organic matter.

Keywords: Biochemical Systems (BES), Microbial fuel cell (MFC), Microbial electrolysis cell (MEC), wastewater treatment, Electroactive microorganisms.

Tabla de contenidos

	Página
Introducción	113
Metodología	114
Capítulo I. El tratamiento de aguas residuales en Colombia	115
Capítulo II. Los sistemas bioelectroquímicos (BES)	118
Capítulo III. Aplicación de los BES en la depuración de aguas residuales	124
Conclusiones	128
Referencias	129
Anexo 1	140
Anexo 2	141
Anexo 3	143

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con los datos del Departamento Nacional de Planeación (DNP), de los $3,02 \times 10^{10}$ m³ de agua residual generados durante el año 2017 en Colombia, el 42,1 % recibió tratamiento en las principales ciudades del país, generando cerca de 100 010 toneladas de biosólidos (Beldoya *et al.*, 2013, Ibarra Prado *et al.*, 2018, Moreno *et al.*, 2017). Por otro lado, de los 1103 municipios, 492 cuentan con algún sistema de tratamiento de aguas residuales (STAR), distribuidos en sistemas primarios (13,9 %) y secundarios (58,9 %, representados por lagunas de oxidación, humedales naturales y artificiales, trampas de grasas o fosas sépticas) (Gómez Vallejo *et al.*, 2014). En consecuencia y sumado a la limitada inversión en infraestructura y cobertura en las plantas de tratamiento, de los 75,95 m³/s de agua residual descargada en ríos y afluentes, tan solo 26,6 m³/s fueron tratados y el caudal restante fue vertido a las fuentes hídricas sin tratamiento alguno, lo que resulta en complejos impactos ambientales y sanitarios, puesto que ocasionalmente terminan en riego de cultivos en zonas rurales y consumo humano (Elieser, 2014, García *et al.*, 2019, Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010).

El tratamiento de las aguas residuales tiene por finalidad remover la carga eutrófica, representada en materia orgánica, materia mineral, sólidos suspendidos, sólidos sedimentables, microorganismos patógenos, entre otros compuestos presentes en el agua (Bódaló *et al.*, 2002, Rojas, 2004). La remoción de estos contaminantes puede expresarse como un proceso productivo de operaciones fisicoquímicas o bioquímicas, que varían en términos de costo, tiempo, alcance y calidad del efluente, lo que permite clasificar el tratamiento convencional en preliminar, primario, secundario o biológico y terciario (Rodríguez Miranda *et al.*, 2015).

El tratamiento preliminar mediante cribado, desarenado y separación de grasas y aceites, se fundamenta en la remoción física de sólidos de diferente tamaño y sólidos de alta densidad, los cuales son removidos para evitar daños en los equipos en etapas posteriores al tratamiento (Torres, 2012); el tratamiento primario logra una desestabilización electrostática del material sedimentable, generalmente por coagulación y floculación; lo cual permite reducciones hasta del 35 % de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), el 50 % de sólidos suspendidos sedimentables (SS) y el 40 % de coliformes (Ibarra Prado *et al.*, 2018, Lorenzo-Acosta, 2006, Torres, 2012). Luego, el tratamiento secundario incluye tecnologías basadas en procesos bioquímicos, donde las aguas residuales son sometidas a reacciones metabólicas mediadas por microorganismos con la capacidad de reducir la materia orgánica disuelta que se encuentra presente en el caudal vertido, bajo una serie de condiciones controladas, de lo que se obtienen remociones de hasta el 80 % de DBO (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2013, Torres, 2012, Vargas *et al.*, 2020). No obstante, para el año 2010, tan solo el 45 % de los STAR contaba con algún tipo de tratamiento secundario cuya implementación incluía diferentes procesos bioquímicos aerobios o anaerobios, para la remoción biológica de contaminantes presentes, como lagunas

abiertas, sistemas de lodos activados acoplados a sedimentadores secundarios, filtros percoladores o reactores de flujo ascendente (UASB por su sigla en inglés) (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010, Vargas *et al.*, 2020).

Sin embargo, la puesta en marcha y operación continua de estas plantas requiere un alto consumo energético; tan solo el uso de lodos activados demanda en promedio $0,5 \text{ kW/m}^3$ para la oxidación de la materia orgánica presente en el agua residual; en consecuencia, se produce un aumento de la biomasa, el cual debe ser tratado para recuperar una fracción de la inversión realizada. Finalmente, son comercializados como biosólido, y transformados en gas metano, consumo que conlleva un costo de operación ineficiente en la depuración de estas aguas (Ali *et al.*, 2020, Buitrón y Pérez, 2011).

Recientemente, otros sistemas han despertado particular interés, como el caso de los bioelectroquímicos (BES), que se fundamentan en el uso de *Geobacter* o *Shewanella*, microorganismos que poseen la maquinaria molecular capaz de acoplar una serie de proteínas de membrana con actividad catalítica *redox* sobre sustratos orgánicos, lo que conduce a una transferencia a nivel extracelular de electrones (Kadier *et al.*, 2016, Shi *et al.*, 2007). Así, el microorganismo, su capacidad de transferencia de electrones y la presencia de aguas residuales como sustrato, conforman un sistema bioelectroquímico aparentemente eficiente, que aprovecharía las diferencias de potencial eléctrico para la degradación del material contaminante, como proyección de una alternativa sostenible en el aprovechamiento del potencial de óxido reducción (*redox*) de la misma carga contaminante en el agua residual (Cui *et al.*, 2020, Harnisch *et al.*, 2011).

El objetivo de este artículo es contextualizar sobre la gestión ambiental del país referente al saneamiento básico de las aguas residuales, sus sistemas de tratamiento, los microorganismos exoelectrogénicos en condiciones operativas en el interior de un biorreactor, y los avances reportados frente al uso de los BES y su posible implementación en Colombia. Para esto, se describe la capacidad y cobertura de los sistemas de tratamiento del país especificados por región. Luego, se presenta el fundamento bioquímico, microbiológico y electroquímico de los microorganismos que interactúan en un sistema BES. Finalmente, se documenta sobre los usos de la tecnología BES en la depuración de contaminantes, sus limitantes y ventajas como alternativa en el tratamiento de las aguas residuales en Colombia.

METODOLOGÍA

Se realiza una minería de datos de documentos académicos y técnicos que representan la base del conocimiento del tema propuesto. Esta búsqueda se efectúa desde las diversas bases de datos y repositorios institucionales. Luego de un análisis riguroso, clasificación y evaluación de esta información, se discute la temática abordada que conduce a una postura crítica del artículo, lo que definió la estructura del manuscrito y su posterior divulgación en la revista científica.

Capítulo I. El tratamiento de aguas residuales en Colombia

El consumo de agua para uso doméstico en Colombia establecido por cada vivienda al mes varía en función de las condiciones ambientales; estos valores de demanda tienen un promedio de 10,60 m³/mes para climas fríos y hasta 15,44 m³/mes en climas cálidos (Santana *et al.*, 2015). Adicionalmente, el consumo de agua en la industria es de 2,73×10¹⁰ m³, distribuidos en los sectores agrícola (51,2 %), energía (28,4 %), pecuario (9,7 %), acuícola (4,5 %), minería (2,3 %), hidrocarburos (1,2 %), servicios (1,2 %), industria (0,9 %) y construcción (0,1 %) (Moreno *et al.*, 2017). La acumulación de estas descargas genera en los ríos y afluentes municipales una alta concentración de carga orgánica; por ejemplo, el río Bogotá con 165 525 ton/año de DBO y 375 743 ton/año de DQO; los arroyos del Caribe con 30 582 ton/año de DBO y 124 018 ton/año de DQO, y en el río Porce con 67 455 ton/año de DBO y 126 972 ton/año de DQO (Orjuela *et al.*, 2010). A esto se suma que, en Colombia, las ciudades no cuentan con una cobertura operativa que garantice el tratamiento del ciento por ciento de sus aguas; valores que tienden a incrementarse, al menos en parte, como consecuencia del aumento en la densidad demográfica, que para el año 2025, se estima en 53 millones de habitantes; cerca del 79 % concentrados en Bogotá, Medellín, Cali, Barranquilla, Cartagena y Bucaramanga (Pérez *et al.*, 2014, United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2020).

En la figura 1, se ilustra la cobertura de los STAR en las regiones de Colombia. Más del 60 % de los municipios de las regiones Caribe y Orinoquía presentan al menos un STAR, correspondientes al 23 % del total de municipios en Colombia. De otro lado, y aunque las regiones Andina y Pacífica concentran la mayor cantidad de municipios en el país (74,45 %), su cobertura es inferior al 40 % en la implementación de algún sistema de tratamiento. Además, del total de los municipios con presencia de un STAR, tan solo el 17,3 % incluye sistemas preliminares y/o primarios de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y el 82 % cuenta con algún tipo de tratamiento secundario en su mayoría no convencional, como lagunas de oxidación, humedales naturales y artificiales, trampas de grasas o fosas sépticas (DANE, 2020b, Gómez Vallejo *et al.*, 2014).

En términos de capacidad, la región Andina abarca la mayor cantidad de caudal de agua residual tratada (9,07 m³/s), que resulta insuficiente al considerar que el 56 % de la población colombiana habita en esta región, lo que a su vez representa un caudal tratado per cápita de 0,82 m³/mes; entre tanto, la región Pacífica muestra un escenario más alentador, con un caudal tratado de 6,74 m³/s y 2,58 m³/mes de agua residual tratada por habitante.

Por otro lado, y aunque las regiones Caribe e insular cuentan con una mayor cobertura en cuanto a sistemas de tratamiento, la cobertura muestra un caudal medio de agua tratada por habitante de 5,58 m³/mes para la región insular, y 1,55 m³/mes en la región Caribe. Sin embargo, esta proporción sigue siendo insuficiente, si se considera que solo el 20 % del consumo medio de agua domestica por habitante es objeto de algún tipo de tratamiento (DANE,

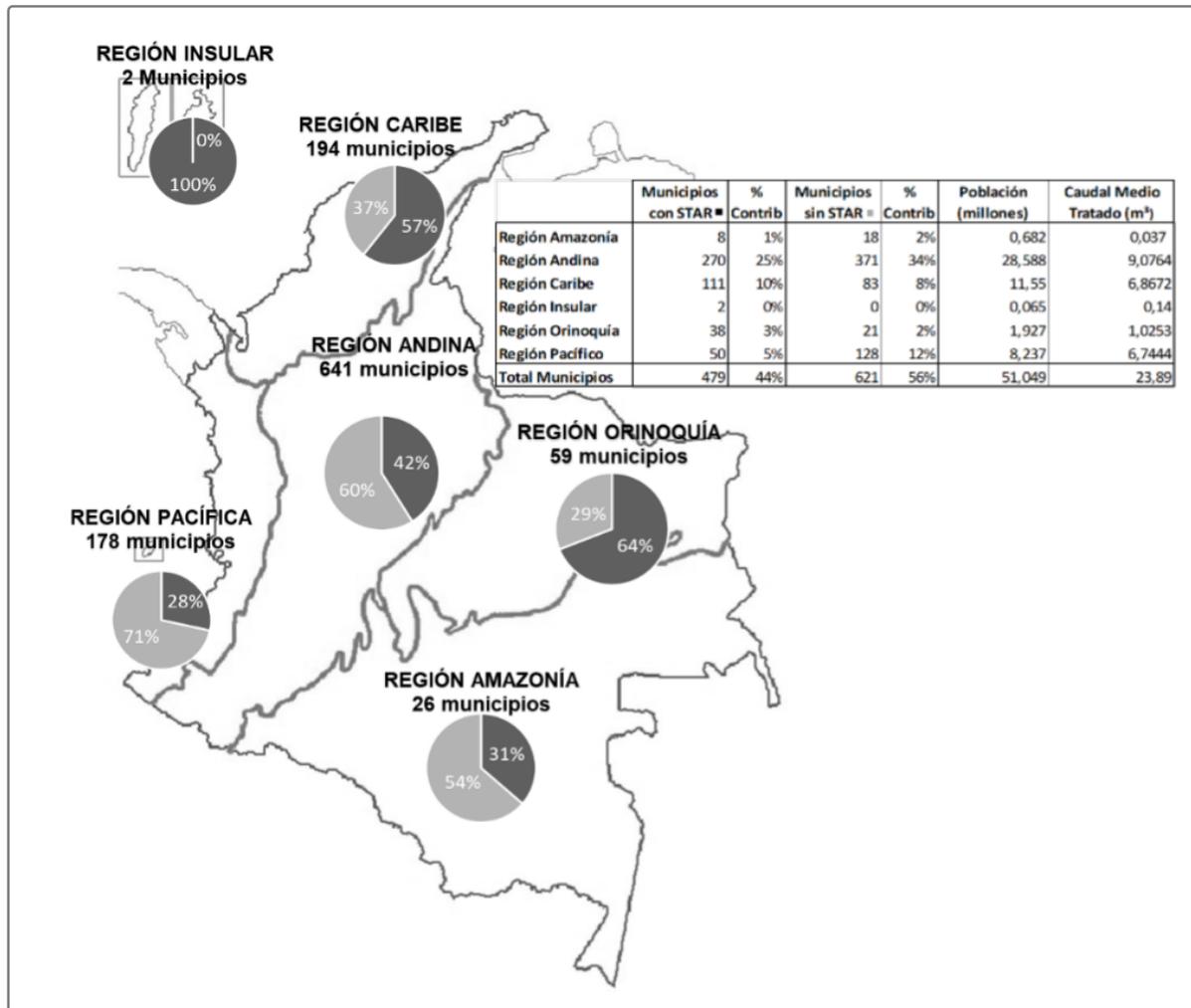


Figura 1. Representación de la cobertura y capacidad en m³ de los sistemas de tratamiento de aguas residuales (STAR) en Colombia distribuido por regiones

Nota: DANE, 2020b y Gómez Vallejo *et al.*, 2014.

2020a, Gómez Vallejo *et al.*, 2014).

Esta información sugiere una compleja problemática ambiental, puesto que estos afluentes terminan descargando 1 059 734 ton/año de DBO en dos de las más importantes cuencas hidrográficas, el Magdalena y el Cauca, zonas con la mayor cantidad de carga orgánica acumulada y con la más baja cobertura y capacidad en implementación de sistemas de tratamiento (Orjuela *et al.*, 2010). Estas cifras se asocian a una baja disponibilidad e inadecuada administración de recursos públicos para construir, operar y mantener las PTAR, así como la limitada inversión en investigación asociada a la exploración de nuevas tecnologías para el uso, aprovechamiento y manejo adecuado de las aguas residuales. En la tabla 1, se describen las características de los

principales sistemas de tratamiento de aguas residuales utilizados en Colombia.

En términos generales, la implementación de un STAR se enfoca en maximizar la eficiencia de remoción de contaminantes y su uso puede estar directamente relacionado con aspectos económicos, ambientales y meteorológicos de la zona donde se implementó el sistema de tratamiento (Rodríguez Miranda *et al.*, 2015). Colombia cuenta con algunas alternativas, como la sedimentación, lagunas de estabilización, humedales artificiales, reactores anaerobios, reactores aerobios o combinación de estos (Torres, 2012). En cuanto a la PTAR, y la selección de tecnologías a implementar, es necesario identificar y analizar los impactos ambientales, el alcance, las restricciones del proyecto y el estudio de las posibles operaciones unitarias que garanticen la eliminación de contaminantes con la mayor productividad y sostenibilidad (Rodríguez Miranda *et al.*, 2015).

Tabla 1. Tipos y características de los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales en Colombia

	Descripción	Tipo de tratamiento	Variables de operación	Equipos utilizados	Insumos utilizados	Carga contaminante removida	% efic.	Salidas	Ventajas	Desventajas
medales ificiales	Extensiones de agua que utiliza plantas acuáticas y terrestres.	Primario-Extensivo	TRH = 256 h 23 °C<T<24 °C pH = 7,0 – 9,9	Terrenos extensos. Canales de roca caliza. Grava de roca caliza e ígnea.	Vegetación depuradora. Microorganismos.	30 mg/L DBO5. 60 mg/L SST. 70mg/L Nitrógeno total	<60 <60 <77	No reporta.	Mejora su eficiencia al integrarse con otros STAR a bajo costo.	Sin tratamie previo, pu afectar integridad vegetación.
una de abilización	Cuerpos de agua donde predomina la presencia de algas y bacterias.	Primario o Secundario -Extensivo	TRH = 76,38 h 20 °C<T<28 °C pH= 7,0 - 8,8	Terrenos. Estanque anaerobio. Estanques facultativos.	NR	250 mg/L DQO. 180mg/L DBO5. 200 mg/L ST.	<45,5 <80 <25	Lodos. Olores (H2S).	Fácil instalación y operación.	Áreas exten con tiempos retención a y olores fuer
gulación- reculación imentación	Cambia la densidad de la carga orgánica.	Primario-Intensivo	TRH = 24 h	Cribado y desarenado. Sedimentador	FeCl3. Poliectrolito aniónico.	205,22 mg/L DBO5. 93,09 mg/L DQO. 157,53 mg/L SST.	<34,1 <37,3 <61,6	Lodos no aprovechables.	Alta eficiencia de remoción de DBO5 y SST.	Alta generac de lodos consumo reactivos.
ctores obios	Uso de lodos activados enriquecidos en oxígeno.	Secundario -Intensivo	TRH = 7,35 h	Reactor de lodos aerobios (144 m3). Sedimentador secundario.	Ruminaza. Aireadores. Filtro biológico.	1 900 mg/L DBO5. 1 900 mg/L SST.	<90 <90	50-100 mL/g de lodos aprovechables.	Fácil instalación y operación.	Consumo energía ocasionado el suministro oxígeno.
ctores aerobios	Uso de lodos activados sin presencia de oxígeno.	Secundario -Intensivo	TRH = 24 h pH = 7,3 – 8,15	Reactor UASB (15,2 m3)	Ruminaza. Filtro de gravilla.	140 mg/L DBO5. 98 mg/L SST.	<42,7 <90,4	Biogás.	Fácil instalación y operación.	Tiempo estabilizació del siste superior a días.

TRH= tiempo de retención hidráulica.

Fuente: Correa Restrepo *et al.*, 2012, Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. (s. f.), Luna-Pabello y Aburto-Castañeda, 2014, Méndez Novelo *et al.*, 2012, Pabón y Suárez, 2009.

En los anexos 1 al 3, se enuncian algunas características de los tratamientos que se llevan en siete PTAR de Colombia, el tipo de tecnología implementado, así como, la caracterización fisicoquímica del afluente y el efluente.

La planta de Cañaveralejo ubicada en la ciudad de Cali cuenta con la capacidad para tratar 7,6 m³/s de agua residual, realiza tratamiento preliminar y primario por medio de cribado, sedimentación y desinfección respectivamente, con lo cual se logra la remoción hasta del 47 % de DBO y 68 % de SS ([Corporación Autónoma del Valle del Cauca, 2017](#), [Emcali, 2022](#)). Esta planta se caracteriza por tratar la mayor cantidad de agua residual en comparación con otras del país; además, cuenta con un sistema de tratamiento de lodos para la venta de compost y la posterior generación de metano utilizado para el sostenimiento energético de la planta ([Emcali, 2022](#)).

Entre tanto, la PTAR El Salitre de Bogotá implementó la segunda fase de tratamiento secundario, capta en promedio 4 m³/s de agua residual, correspondiente al 34 % del total de agua descargada, con una proyección a 2023 para la construcción de la PTAR Canoas, con proyección de una cobertura de tratamiento del 70 % en la ciudad, con caudal medio proyectado de 14 m³/s ([Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, 2020a](#), [Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2013](#)).

Una característica importante para el tratamiento de aguas residuales primario en las PTAR El Salitre y Cañaveralejo es el uso de insumos químicos como cloruro férrico y polielectrolito aniónico en los sedimentadores, que facilitan la coagulación/floculación de los sólidos sedimentables y se obtienen eficiencias en depuración de carga orgánica cercanas al 51 % de DBO ([Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. \(s. f.\)](#), [Emcali, 2022](#)).

Medellín cuenta con dos PTAR que incorporan tratamiento secundario, Aguas Claras y San Fernando; las cuales tratan hasta 9 m³/s de las aguas residuales generadas en el área metropolitana de Medellín, alcanzando hasta el 80 % en remoción de DBO, DQO y SS ([EPM, 2020](#)).

Algunos STAR y PTAR no cuentan con algún control en la caracterización del caudal tratado; en conjunto, garantizan un tratamiento del 43,2 % de las aguas residuales captadas, representadas en un caudal de 28,95 m³/s ([Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2019](#)). Estos sistemas podrían incorporar nuevas aplicaciones biotecnológicas que mejoren la eficiencia y su capacidad.

Capítulo II. Los sistemas bioelectroquímicos (BES)

Durante el tratamiento secundario se hace recurrente el uso de microorganismos con la capacidad de degradar una amplia variedad de contaminantes, de acuerdo con la biodisponibilidad y el metabolismo de las cepas. Los procesos de digestión celular son utilizados para la obtención de energía a partir de la degradación de carga contaminante presente ([Parra Huertas, 2015](#), [Red Española de Compostaje, 2014](#)). El acondicionamiento de lodos facilita el rendimien-

to metabólico de los microorganismos, que está dado en tres etapas: a) hidrólisis de lípidos; b) polisacáridos y proteínas; c) acidogénesis, donde las bacterias generan alcoholes y ácidos orgánicos como el ácido butírico, propiónico y acético a partir de los monómeros hidrolizados. Los productos generados son oxidados en acetato e hidrógeno en la fase de acetogénesis, para finalmente ser transformados en metano mediante reacciones de metanogénesis; proceso durante el cual el 90 % de la energía disponible se convierte en gas metano, y el restante se destina al crecimiento celular (Parra Huertas, 2015, Red Española de Compostaje, 2014).

Las aguas residuales que son tratadas mediante sedimentación primaria contienen carga orgánica constituida por proteínas (12-30 %), carbohidratos (6-16 %) y lípidos (19-80 %); composición que puede variar según el tipo de agua residual descargada (Sophonsiri y Morgenroth, 2004). El uso de microorganismos exoelectrogénicos a escala industrial contribuye con el desarrollo de tecnologías que aprovechan su potencial biológico para mejorar el tratamiento secundario y producir energía, hidrógeno u otros productos con valor comercial en el mercado (Buitrón y Pérez, 2011, Kadier *et al.*, 2016).

La configuración básica del BES es similar al funcionamiento de una pila electrolítica (Gude, 2018, Hamelers *et al.*, 2010, Kadier *et al.*, 2020); como se ilustra en la figura 2, el ánodo recibe los electrones generados durante la oxidación de las bacterias exoelectrogénicas y el cátodo actúa como electrodo que recibe los electrones para la posterior reducción de compuesto (Harnisch *et al.*, 2011, Meena *et al.*, 2019, Romero Mejía *et al.*, 2012).

Los BES involucran procesos de respiración celular, y como resultado, ocurre una transferencia de electrones e hidrogeniones o protones desde la célula hacia el ánodo, que, al oxidarse, desplaza los electrones por el circuito eléctrico y los hidrogeniones mediante una membrana de electrolito polimérico, lo que se traduce en un flujo de electrones al cátodo (Kadier *et al.*, 2016, Kadier *et al.*, 2020, Palanisamy *et al.*, 2019); para finalmente generar una fracción de energía expresada en corriente, hidrógeno, CO₂, con un aumento proporcional de biomasa; o por defecto, gas metano (CH₄), ácidos grasos volátiles (acetato, propionato, butirato, formiato), con bajo crecimiento celular mediante la oxidación incompleta del piruvato en medio anaerobio (Romero Mejía *et al.*, 2012, Singh y Mahapatra, 2021, Velvizhi y Venkata Mohan, 2015).

El comportamiento metabólico de los microorganismos que componen los BES cuenta con componentes de naturaleza proteica responsables del proceso de respiración celular en la membrana, con su correspondiente transferencia de electrones, a través de esta. Las bacterias como *Shewanella* y *Geobacter* son microorganismos gram negativos, quimiorganótrofos, que realizan metabolismo a partir de la degradación de compuestos orgánicos, poseen membrana citoplasmática impermeable con la capacidad de respirar mediante fosforilación oxidativa o fosforilación a nivel de sustrato.

En cuanto a la transferencia intermembranal de electrones, es consecuencia de la presencia de proteínas con homología de la familia citocromo C en la membrana citoplasmática, proteínas con una estructura grupo hemo, que permite la reducción del ion férrico Fe⁺³ a ferroso Fe⁺²

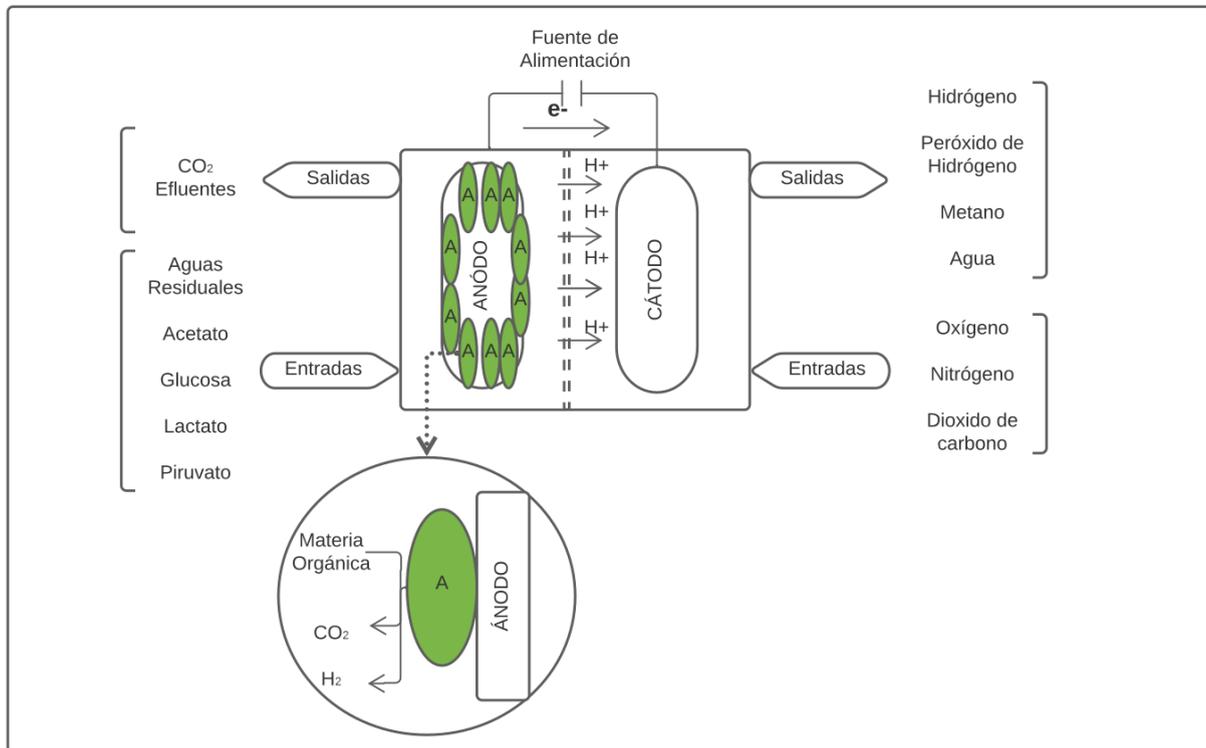


Figura 2. Representación de los BES en sus diferentes configuraciones

Fuente: [European Commission, 2013](#); [Hamelers et al., 2010](#); [Kadier et al., 2016](#).

(Figura 3) ([Rabaey et al., 2009](#), [Romero Mejía et al., 2012](#)).

El hierro (Fe) desempeña un rol importante como aceptor final de electrones mediante reacciones acopladas a un proceso de oxidorreducción (*redox*); en consecuencia, favorece una actividad electroquímica en el espacio intermembranal del microorganismo ([Shi et al., 2007](#)). Las bacterias exoelectrogénicas como *Geobacter* y *Shewanella* cuentan con una gran cantidad de citocromos C, 111 y 42, respectivamente, en comparación con su par más conocido, *Escherichia coli*, con tan solo 7, esenciales para mantener la respiración celular y acelerar la transferencia de electrones y, por ende, su capacidad metabólica para el sostenimiento de la célula o la síntesis de productos ([Shi et al., 2007](#)).

Estos microorganismos tendrían el potencial de oxidar la carga orgánica presente en las aguas residuales a través de rutas metabólicas como la glucólisis, lipólisis y desaminación, promoviendo la formación de piruvato y acetilo que finalmente se traduce en la reducción de moléculas energéticas como el NADH⁺ y FADH₂ ([Liu, 2016](#), [Rabaey et al., 2009](#), [Rodwell et al., 2016](#)). Estas moléculas que tienen una carga energética alta son conducidas hacia la membrana citoplasmática para realizar procesos de respiración celular a través de proteínas *redox* similares al citocromo C, ya mencionado, y realizar el transporte de la cadena de electrones y la fosfo-

rilación oxidativa hasta obtener adenosín trifosfato (ATP) (Shi *et al.*, 2007, Singh y Mahapatra, 2021). Estos procesos pueden generar en condiciones aerobias más de 108 moles de ATP por cada mol de lípido, 36 moles de ATP por mol de glucosa y al menos 4 moles de ATP por mol de aminoácido (Liu, 2016, Rodwell *et al.*, 2016). Entre tanto, la respiración anaerobia promueve el transporte rápido de electrones para la generación de CO₂, nitritos, nitratos y sulfatos, los cuales sirven como aceptores finales en el transporte de electrones en el cátodo (Kadier *et al.*, 2016, Kadier *et al.*, 2020).

Un factor de éxito para la implementación del BES, es la energía liberada a partir del potencial de la carga orgánica presente en el sistema, el cual depende del estado de oxidación del sustrato que será metabolizado por la biomasa y corresponde a la cantidad de electrones que pueden ser liberados por el microorganismo exoelectrogénico (potencial *redox*) (Rabaey *et al.*, 2009).

La cantidad de electrones es proporcional al número de moles de carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno del compuesto presente en la carga orgánica, así como, de su estado de oxidación. Se estima en promedio obtener 13,5 MJ por cada kilogramo de biomasa expresada en carga orgánica de DBO presente en el BES; sin embargo, la energía neta del sistema depende de la tecnología a aplicar, del sustrato a ingresar al BES y del producto esperado (energía expresada en corriente o en masa de los compuestos sintetizados en el cátodo) (Rabaey *et al.*, 2009, Singh y Mahapatra, 2021).

$$\text{Balance de electrones} = 4 + \frac{\text{Mol de H} - 2 \text{ Mol de O} - 3 \text{ Mol de N}_2}{\text{Mol de C}} \quad (1)$$

Con respecto a su actividad electroquímica, las reacciones en los BES pueden ser espontáneas y ocurren cuando el potencial de la reacción es mayor a cero, y suceden deliberadamente de acuerdo con la velocidad de reacción; y no espontáneas, cuando el potencial es menor a cero, estas no suceden en la naturaleza, a menos que se cuente con estímulo de corriente eléctrica. En cualquiera de los dos escenarios, se suele ingresar dos placas (electrodos) con capacidad oxidante (ánodo) y reductor (cátodo), interconectados a través de un circuito eléctrico que permite el flujo de electrones entre ambos electrodos, lo que genera una diferencia de potencial en el sistema que facilita a los electrones ingresar (electrólisis) o salir de la pila o dispositivo (Brown *et al.*, 2014).

Al respecto, para el montaje de una pila, es necesario que la reacción sea espontánea, con el fin de desplazar los electrones oxidados en el ánodo hacia el cátodo, el cual reduce el compuesto que se encuentra en solución y, como resultado, genera corriente eléctrica producto de la transferencia de electrones. Por otro lado, los procesos de electrólisis facilitan la formación de compuestos mediante reacciones no espontáneas, en donde la entrada de corriente eléctrica al sistema favorece la reacción. Para esto, se hace necesario que el diseño del sistema incluya una placa reductora y un cátodo inerte que no participe en la reacción, pero que permita el flujo

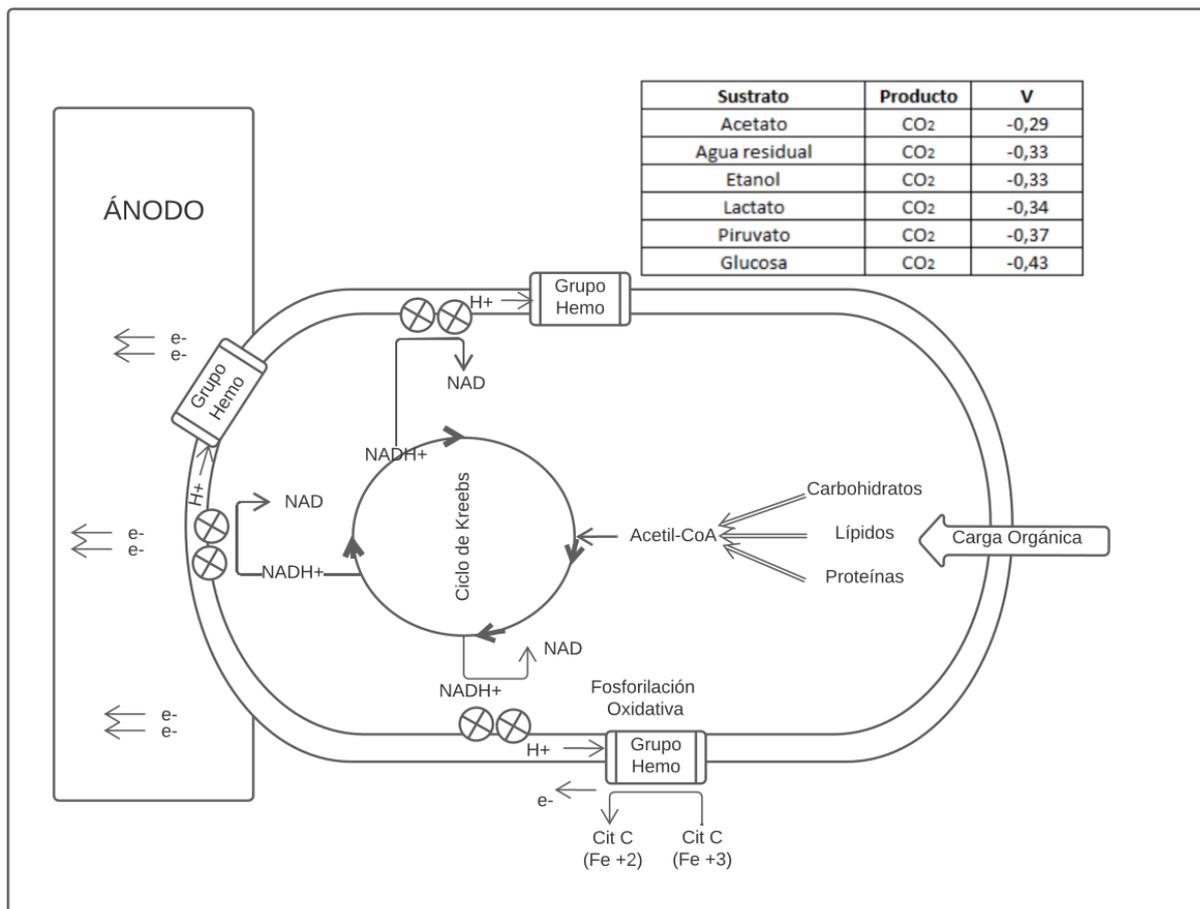


Figura 3. Esquema metabólico de los microorganismos exoelectrogénicos, para la generación de electrones hacia el ánodo

Fuente: Kadier *et al.*, 2020; Rabaey *et al.*, 2009; Romero Mejía *et al.*, 2012; Shi *et al.*, 2007

de electrones por el circuito eléctrico (De Kuyper, 2019, Laidler, 2018). Bajo este fundamento, se ha trabajado en dos tecnologías que abarcan los BES, las celdas de combustible microbianas (MFC) y las celdas de electrólisis microbiana (MEC). Las MFC recuperan energía eléctrica por la reacción espontánea causada por el metabolismo de los microorganismos exoelectrogénicos (European Commission, 2013, Rabaey *et al.*, 2009); mientras las MEC requieren de una alimentación o flujo de electrones para impulsar las reacciones no espontáneas dentro del sistema, lo que implica ajustar las condiciones del sustrato ingresado, temperatura, presión y pH en el que se encuentra el ánodo, junto con la diferencia de potencial del sistema (Kadier *et al.*, 2020, Rabaey *et al.*, 2009, Singh y Mahapatra, 2021).

La selección de la tecnología dependerá de la naturaleza química del material orgánico y su potencial degradación. Para implementar un MFC o MEC, es necesario mantener condiciones anaerobias en el cátodo, para que moléculas energéticas (NADH⁺ y FADH₂) se oxiden,

se reduzca el ion Fe^{+3} y se genere la posterior oxidación por enzimas similares al complejo III (Rabaey *et al.*, 2009). La solución en el cátodo debe permanecer en ausencia de oxígeno, así se facilita que el microorganismo transfiera los electrones desde el ánodo hacia el cátodo, ya sea para la generación de corriente eléctrica o la reducción de compuestos químicos, el cual varía de acuerdo con el potencial eléctrico aplicado al BES (Rabaey *et al.*, 2009, Velvizhi y Venkata Mohan, 2015).

En este punto, la elección del par de electrodos (ánodo y cátodo) dependerá de la espontaneidad de la reacción, basada en el cálculo del potencial eléctrico del sistema, dado por la diferencia entre los potenciales eléctricos de cada reacción independiente $E^0 = V_{red} - V_{oxd}$, determinados de acuerdo con el sustrato a ingresar al ánodo y cátodo según corresponda (figura 3) (Kadier *et al.*, 2020, Singh y Mahapatra, 2021).

Liu *et al.*, 2005, con el fin de analizar la actividad electroquímica de los microorganismos presentes en el reactor, diseñaron un modelo experimental para medir la proporción de hidrógeno que se genera de la oxidación del acetato en una celda de combustible microbiana (MEC). El reactor contaba con dos cámaras (cátodo y ánodo), acopladas entre sí por un tubo de 15 cm que contenía una membrana para el intercambio de protones (PEM NAFION 117); el ánodo constituía un electrodo de tela de carbón simple, que se alimentó con acetato y lodos activados inoculados previamente con agua residual doméstica en una celda de combustible; el cátodo contenía un papel de carbón con $0,5 \text{ mg/cm}^3$ de platino (Pt). Ambas cámaras fueron purgadas con nitrógeno molecular (N_2) y selladas para evitar la interferencia del oxígeno en el sistema. Como resultado, se obtuvo una recuperación de hidrógeno molecular (H_2) hasta del 90% a partir del acetato, cuando el voltaje de alimentación fue de 0,9 V; lo que sugiere actividad por parte de los microorganismos presentes en los lodos con capacidad de oxidar el acetato para su posterior transferencia de electrones, y transformación en el cátodo de los iones H^+ a H_2 .

Los microorganismos exoelectrogénicos cuentan con filamentos Pili, que en los sistemas BES han mostrado una capacidad de transferir los electrones resultantes de los procesos redox. Se ha identificado que estas fibras proteicas tienen una propiedad para transportar electrones directamente desde la membrana citoplasmática del microorganismo hacia el ánodo (Revelo *et al.*, 2013). Esto fue evidenciado en el diseño de un BES para remover colorantes azoicos presentes en aguas residuales; durante el ensayo, se operó el sistema con una entrada constante de voltaje o sistema abierto y con interrupciones de voltaje o sistema cerrado y las celdas microbianas pasaron por un microscopio SEM (Cui *et al.*, 2020). Se observaron unos filamentos similares a los Pili, cuando el sistema se encontraba abierto o disponible para generar un potencial eléctrico; sin embargo, en ausencia de voltaje, se observó una aglomeración de microorganismos, sugiriendo que esta actividad microbiana es requerida para asegurar la transferencia de electrones a través de las celdas.

Capítulo III. Aplicación de los BES en la depuración de aguas residuales

La evaluación de los BES en los diferentes sectores económicos ha sido poco explorada. La tabla 2 presenta algunas de las aplicaciones industriales de los BES, el tipo de sistema implementado, así como las condiciones de operación del sistema y la eficiencia resultante. La implementación de los BES en la depuración del agua residual requiere condiciones controladas que garanticen la estabilidad de los microorganismos durante el proceso; así como, el análisis de los factores que alteran el desempeño de los BES durante su operación, por ejemplo, la variación de la temperatura, el pH y la composición química particular del residuo blanco de oxidorreducción (Kadier *et al.*, 2020, Liu, 2016, Velvizhi y Venkata Mohan, 2015).

Al respecto, González del Campo *et al.*, 2013 determinaron el efecto de los cambios de temperatura sobre los microorganismos. La metodología incluyó una celda de combustible microbiana con un manto de lodos procedentes de una PTAR en el ánodo y aire comprimido en el cátodo. Para identificar el perfil de temperatura respecto a la tasa de remoción de carga orgánica, se varió la temperatura en un rango (20 °C-40 °C). Aunque no se reportó una caracterización del lodo activado, la mezcla de microorganismos registró una corriente eléctrica máxima de $2,4 \times 10^{-6}$ A, cuando el sistema alcanzó una temperatura de 40 °C, lo que sugiere una relación proporcional frente a la actividad celular en función de la temperatura del sistema. No obstante, para la incorporación de varios microorganismos, la actividad microbiana neta óptima del sistema puede variar en función de la capacidad térmica de las bacterias (Liu *et al.*, 2005, Liu, 2016).

Otro caso de estudio fue desarrollado en el Reino Unido, con una planta piloto MEC. El objetivo fue determinar la factibilidad en la producción diaria de 1 L de H₂ a partir del tratamiento de 100 L de agua residual durante las cuatro estaciones del año (European Commission, 2013). La operación de la planta dio como resultado 2,3 k/g DQO en un rango de temperatura de 2 °C-21 °C y recuperación de energía promedio del 70 % en forma de H₂ (European Commission, 2013).

Además del efecto de la temperatura, los microorganismos también presentan una alta sensibilidad a los cambios de pH, estos afectan la actividad celular al producir alteraciones en la membrana y limitar la absorción de nutrientes (Khanna y Das, 2013, Liu, 2016). Para evaluar el efecto del pH y encontrar una región estable, Khanna y Das, 2013 usaron almidón y sacarosa en botellas de suero para la producción de H₂, a diferentes niveles de pH. Como resultado, se reportó una producción de H₂, a un pH inicial de 5,0, y una producción inferior de H₂ con un pH inferior a 4,5, región en la cual el sistema produjo ácidos grasos volátiles como acetato, butirato y propionato.

Entre los compuestos orgánicos que son susceptibles de degradación mediada por procesos redox se encuentran los colorantes azoicos, como el amarillo de alizarina, un compuesto de uso común en los sectores farmacéutico, de alimentos y textil. Para esto, se trabajó un diseño expe-

Tabla 2. Comparativo de los sistemas bioelectroquímicos (BES), estudios de caso en diferentes sectores económicos para el tratamiento de aguas residuales

Modelo experimental	Sustrato	Tipo de electrodo	Voltaje aplicado	Operación		Cosustrato	Porcentaje de eficiencia (%)	Observaciones
				Preoperación	Sistema			
Sistema bioeléctrico (BES) con bacterias eléctricamente activas (AEB)	Amarillo de alzarina en solución buffer.	Cátodo=Grafito Ánodo=Ag/AgCl	-0,28 V	Inoculación de lodo anaerobio.	Celda de electrolisis microbiana (MEC).	Acetato	95%	La cámara está en operación discontinua de voltaje para analizar la actividad de EAB.
Reactor de electrolisis biocatalizado (ARB- BES)	Amarillo de alzarina en solución buffer.	Ánodo y cátodo= barra de grafito granular, llenado herméticamente de titanio.	0,7 V	El lodo anaeróbico es obtenido de un ARB piloto de Shaoxing.	Sistema de flujo ascendente integrado a MFC.	Acetato butirato	95%	Lodo inoculado con glucosa durante 90 días para facilitar la producción de ácidos grasos volátiles.
Celdas de combustible microbiano (MFC)	Piridina en solución buffer.	Ánodo de grafito. Cátodo de grafito recubierto en Pt.	0,2 V	El lodo anaerobio obtenido de la PTAR Liede de Guangzhou City.	MFC de cámara doble.	Glucosa	95%	El lodo anaeróbico es inoculado con 1000 mg/L de glucosa hasta alcanzar 650 mV.
Reactor Batch SBR integrado a MFC	Agua residual industria farmacéutica	Ánodo en malla de acero SAE316. Cátodo en grafito.	MFC1 = 0,4 V MFC1 = 0,2 V	Inóculo tomado del agua residual del sistema.	Reactor secuencial Batch x(SBR) integrado a BES.	Glucosa	83,3%	Proceso aerobio, debe conservar el agua residual a 4 °C.
Celdas de combustible integrado a celdas de electrolisis (MFC- MEC)	Agua residual residuos galvánicos	Ánodo MFC=Filtro de carbono. Cátodo MFC=Malla de acero inoxidable. Ánodo MEC=Filtro de carbono. Cátodo MEC=Tela de carbono recubierta de Pt.	-0,7 V	Inóculo de lodos a partir de otro MFC. Solución buffer de sulfato cúprico y sulfato de níquel en el cátodo.	Celda de combustible y electrolisis microbianas (MFC- MEC).	Acetato de sodio	En MFC 90% en Cu En MEC 90% en Ni	Tasa de remoción luego de 45 horas de tratamiento en MFC- MEC.
Celdas de combustible microbiano (MFC)	Agua residual compuesto halogenado	Ánodo y cátodo=barra de grafito granular.	-0,6 V	Inóculo de lodos con acetato de sodio.	MFC de cámara doble.	Acetato de sodio	En MEC 90%	Se compara la eficiencia en remoción de MFC y MEC.

fuentes: Cui *et al.*, 2014; Cui *et al.*, 2020; León-Fernández *et al.*, 2019; Luo *et al.*, 2009; Luo *et al.*, 2015; Yeruva *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2009.

rimental de BES que contaba con bacterias adheridas a sus electrodos (Cui *et al.*, 2014, Cui *et al.*, 2020). Para esto, Cui *et al.*, 2014 implementaron un reactor anaeróbico de cuatro compartimientos individuales, integrado a un sistema de bioelectrólisis con lodo anaeróbico proveniente de un reactor de aguas residuales, enriquecido previamente con glucosa y colorante azoico AYR, estimulado a diferentes voltajes y tiempos de retención hidráulica, sobre los que se midió por espectrofotometría los productos generados por la reducción de los colorantes (PPD) y (5-ASA). Se observó que, bajo estas condiciones experimentales, las diferencias de potencial eléctrico del orden de 0-0,5 V y con tiempo de retención hidráulica de 6 horas, lograron una tasa de remoción diferencial del AYR, con una eficiencia acumulada del 96 % y eficiencias parciales del 60 % para el primer compartimiento, 30 % en el segundo y menos del 10 % en los dos últimos compartimientos. No obstante, sumado a la falta de una caracterización fisicoquímica y biológica de los lodos utilizados, el diseño experimental no contó con los controles que permitieran afirmar que la depuración era causada por los microorganismos eléctricamente activos.

Además de lo ya mencionado, Cui *et al.*, 2020 desarrollaron una metodología alterna que mejoró parcialmente el BES en la reducción de AYR. Para esto, se instalaron siete reactores en paralelo, con electrodos de grafito conectados en serie a un electrodo de referencia de Ag/AgCl para el control del voltaje, manteniendo condiciones anaerobias por flujo de N₂ y alimentado con una solución de amarillo de alizarina a diferentes concentraciones (Hou *et al.*, 2016, Lovley y Phillips, 1988). Transcurridas 24 horas de funcionamiento de la celda microbiana, una concentración inicial de 70 ppm de AYR mostró una reducción entre el 95 %-98 %. La caracterización por secuenciación de última generación (NGS) de las bacterias usadas en este estudio reveló la presencia de siete cepas diferentes, una coincidió con *Geobacter* (Cui *et al.*, 2020, Liu *et al.*, 2017), pero se desconoce la capacidad de reducción del colorante presente directamente en aguas residuales con condiciones altamente oxidantes que puede afectar la supervivencia, proliferación y actividad metabólica de este tipo de microorganismos (Liu, 2016, Tortora *et al.*, 2006).

Por otro lado, los herbicidas de uso frecuente tienen compuestos como el ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D), molécula que cuenta con anillos aromáticos y compuestos halogenados como el cloro. El 2,4-D también ha sido un campo de estudio para los BES por la dificultad en su depuración en sistemas de tratamiento convencionales, debido al uso de metales pesados como catalizadores. León-Fernández *et al.*, 2019 evaluaron el rendimiento de una MEC y una MFC para deshalogenar el 2,4-D. Ambos sistemas fueron elaborados con dos celdas separadas por una membrana de intercambio iónico, en la que se alimentó el ánodo con lodo activado al 50 % del volumen previamente inoculado y acetato de sodio en solución buffer; el cátodo fue alimentado con 300 ppm de 2,4-D. Los resultados mostraron una remoción aproximada de 16,66 % de 2,4-D en MFC y 90 % en MEC; sugiriendo una deshalogenación del compuesto organoclorado, posiblemente asociado al aumento de cloruros Cl⁻ en el cátodo y oxidación del acetato de sodio en el ánodo.

En otro estudio, se realizó una mejora de un reactor biológico secuencial (SBR) aerobio-anóxico mediante la integración un BES (Velvizhi y Venkata Mohan, 2011, Velvizhi y Venkata Mohan, 2015, Yeruva *et al.*, 2016). Las celdas del BES contenían un ánodo de malla de acero inoxidable completamente sumergido al sistema, el cátodo de grafito no catalizado, sumergido parcialmente y expuesto a condiciones atmosféricas (Yeruva *et al.*, 2016); se midieron los parámetros de DQO, sólidos disueltos totales, pH, nitratos y sulfatos. Se observó una reducción de 25 000 mg/L de DQO cuando el sistema integrado SBR-BRS operó bajo condiciones anaerobias. El sistema mostró una eficiencia de remoción superior al 83,33 % en SS, nitratos y sulfatos, sugiriendo que estos BES son compatibles con sistemas de tratamiento previamente acoplados para aumentar la tasa de remoción de contaminantes.

En cuanto a la depuración de algunos compuestos farmacéuticos como la piridina. Luo *et al.*, 2009 diseñaron una celda microbiana con grafito (G-MFC) con dos cámaras separadas por una membrana. Al ánodo, se ingresaron concentraciones controladas de glucosa y piridina, con posterior inoculación de un lodo proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales enriquecido con glucosa como cosustrato, hasta alcanzar una salida de voltaje de 680 mV (Luo *et al.*, 2009, Zhang *et al.*, 2009), se reportó una disminución de piridina 12 horas después de iniciar el sistema, para diferentes relaciones glucosa-piridina (Zhang *et al.*, 2009). Aunque el sistema tiene la capacidad de reducir la piridina sin la intervención del cosustrato, este resultado sugiere una interacción importante entre la concentración de la glucosa y el voltaje de la celda microbiana para la generación de energía.

Finalmente, en las aguas residuales generadas por procesos de galvanoplastia se encuentran altas concentraciones de metales pesados, y los métodos de tratamiento implican la inclusión de solventes metálicos con prolongados tiempos de retención en el sistema, resultando costosos e ineficientes en su depuración (Luo *et al.*, 2015, Meena *et al.*, 2019, Tejada Tovar *et al.*, 2021). Luo *et al.*, 2015 diseñaron una celda de combustible y una celda de electrolisis microbiana (MFC-MEC) para extraer los metales de cobre (Cu) y níquel (Ni). El MFC tenía dos cámaras, en el ánodo se ingresó agua residual con acetato de sodio; en el cátodo ingresó una solución de sulfato de níquel y sulfato cúprico. Los efluentes del cátodo de MFC ingresaron a un reactor MEC para aumentar la eficiencia de remoción de iones metálicos. Luego de 45 h de operación del reactor, se observó una remoción del 90 % de cobre en el MFC y un 90 % de níquel en el MEC por precipitación del compuesto. La metodología presentada por los autores contó con condiciones controladas de temperatura, composición electrolítica y pH en BES, y se observó una remoción de cobre y níquel, sugiriendo un posible método para la depuración de metales pesados en posteriores estudios que contengan este tipo de metales en las aguas residuales.

Otros trabajos en esta área se han enfocado en la evaluación de la dinámica poblacional bacteriana; como la cooperación y la competencia, y sus posibles implicaciones frente a la eficiencia en la generación de productos de interés humano (Liu, 2016). Particularmente, para los BES, el potencial en la capacidad de oxidación electroquímica es el resultado de complejas di-

námicas intrapoblacionales de las cepas inoculadas; por esta razón, en la práctica, se requiere de configuraciones en los reactores que aseguren la generación de cosustratos como los ácidos grasos volátiles, los cuales facilitan su metabolismo (Gude, 2018, Koch *et al.*, 2019).

Frente a los sistemas convencionales de tratamiento de agua residuales, los BES sugieren una alternativa novedosa y sostenible con potencial capacidad de degradar compuestos orgánicos. Tanto MFC como MEC promueven el aprovechamiento de energía en la degradación de compuestos (Kadier *et al.*, 2016, Khanna y Das, 2013, Meena *et al.*, 2019), operando a condiciones específicas de temperatura y pH, que afectan las interacciones poblacionales microbianas (European Commission, 2013). Al respecto, en la última década, algunos países desarrollados como Estados Unidos, Reino Unido y Australia, presentan avances significativos frente a los usos y aplicaciones preliminares de los BES, lo que ha permitido su implementación a escala industrial desde el uso de aguas residuales provenientes de la industria de alimentos dada su riqueza en biomoléculas (European Commission, 2013). Particularmente, para el diseño de las MFC, cuya finalidad es generar una corriente eléctrica como resultado de la actividad metabólica de los organismos ya mencionados, se han implementado procesos que aprovechan el agua residual doméstica bajo condiciones de temperatura, pH y voltajes de entrada/salida del proceso.

CONCLUSIONES

En la región Andina colombiana, de los 10,60 m³/mes de agua vertida, solo 0,82 m³/mes reciben algún tipo de tratamiento para su depuración, que alcanza a nivel nacional un máximo de 2,58 m³/mes per cápita, lo que evidencia la limitada cobertura en el tratamiento de aguas residuales tratadas por habitante (DANE, 2020a, Gómez Vallejo *et al.*, 2014).

Acorde con los informes de gestión y planeación estimados para el periodo 2020-2030, el panorama de inversión económica en Colombia, respecto al tratamiento de las aguas residuales es creciente (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, 2020b, EPM, 2020, Fundación Pachamama y Corporación del Valle del Cauca, 2011, Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico, 2018). Por otro lado, el Gobierno nacional promueve acciones encaminadas a la creación de sistemas de producción de energía a partir de fuentes renovables, al observar políticas públicas que incentivan el uso de nuevas tecnologías enfocadas a la producción de energía por degradación espontánea de los contaminantes presentes en las aguas residuales (Giral Ramírez *et al.*, 2017). Sin embargo, la inversión en investigación, desarrollo o implementación de tecnologías como los BES continúa inexplorada; más aún, por la absoluta dependencia de los BES a etapas previas del tratamiento primario y sus diversas implicaciones técnicas e ingenieriles de alto nivel que incluye, el uso de celdas electrolíticas, la adecuación de la red eléctrica del reactor, la adecuación de la subestación eléctrica para almacenar corriente, sin desconocer los respectivos sistemas de control y parámetros de diseño requeridos para

asegurar las condiciones operativas.

Pese a que la evidencia experimental ha descrito una actividad celular de los microorganismos exoelectrogénicos; los controles asociados a la inoculación y caracterización de las cepas, el tiempo de exposición y la composición de los compuestos presentes en las aguas residuales, que asegure la eficiencia o supervivencia de la población microbiana, es objeto de investigación y desarrollo. Así, los diseños experimentales implementados a la fecha no cuentan con los controles que aseguren qué cepas están presentes en estos BES, así como, la asociación funcional y eficiencia en la depuración mediada por los microorganismos eléctricamente activos; por lo anterior, se requiere avanzar en la caracterización de parámetros fisicoquímicos y biológicos de los lodos utilizados y de las condiciones de operación ante la implementación de un BES.

En general el diseño de las celdas de combustible microbianas (MFC) y las celdas de electrólisis microbiana (MEC) y sus diferentes combinaciones resultan eficaces para depurar o mejorar sistemas de tratamiento. Por un lado, los MFC han desarrollado soluciones efectivas para la obtención de corriente eléctrica en el proceso a partir de la oxidación de materia orgánica, este proceso aprovecha principalmente las aguas residuales de uso doméstico, con la facilidad de acoplarse a sistemas de tratamiento secundario convencionales para incrementar su eficacia. Entre tanto, los MEC se destacan en estudios experimentales de reactores con la capacidad de remover compuestos orgánicos de estructuras complejas, que, en la actualidad, son degradados mediante costosos métodos convencionales asociados al uso de reactivos químicos o tiempos prolongados de tratamiento. Estos sistemas podrían funcionar en diferentes zonas geográficas, dado el amplio rango en la temperatura de operación de las cepas inoculadas ([European Commission, 2013](#), [Liu et al., 2005](#)). Sin embargo, es necesario incluir investigaciones a escala piloto en donde se evalúe el alcance de un MFC respecto a la capacidad de abastecimiento de energía per cápita.

Sumado a lo anterior, los diseños experimentales relacionados son en condiciones ideales de operación; esto presenta un reto importante en la implementación de BES, ya que se debe garantizar el control de estas variables para aprovechar su máximo potencial de los microorganismos en BES ([Kadier et al., 2020](#)); condiciones que no son fácilmente alcanzables cuando se incluyen aguas residuales sustrato combustible para su degradación. Ante esto, se requieren considerables esfuerzos en investigación y desarrollo tecnológico en sistemas piloto, enfocados a determinar la eficacia real del sistema al ser expuesto a las aguas residuales y su interacción con otras cargas contaminantes, en especial atención para determinar el potencial eléctrico (E^0) del reactor cuando existen incontables compuestos sin caracterización química.

REFERENCIAS

- Aguas Mocoa S. A. E. S. P. (2021). *Equipo Técnico de Aguas Mocoa visita PTAR de Tuluá y Caicedonia, Valle del Cauca, en el marco del Plan Maestro de Alcantarillado*. <https://www.aguasmocoa.gov.co/2021/02/10/equipo-tecnico-del-plan-maestro-de-alcantarillado-visita-ptar-de-tuluá-y-caicedonia-valle-del-cauca/> ↑Ver página
- Ali, I., Naz, I., Peng, C., Abd-Elsalam, K. A., Khan, Z. M., Islam, T., ... Sehar, S. (2020). Sources, classifications, constituents, and available treatment technologies for various types of wastewater: An overview. En K.A. Abd-Elsalam y M. Zahid (eds.), *Aquananotechnology: Applications of nanomaterials for water purification* (pp. 11-46). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821141-0.00019-7>. ↑Ver página 114
- Bedoya, K., Acevedo, J., Peláez, C. y Agudelo, S. del P. (2013). Caracterización de biosólidos generados en la planta de tratamiento de agua residual San Fernando, Itagüí (Antioquia, Colombia). *Revista de Salud Pública*, 15(5), 778-790. https://www.scielo.org/article/ssm/content/raw/?resource_ssm_path=/media/assets/rsap/v15n5/v15n5a13.pdf. ↑Ver página 113
- Bódalo, A., Gómez, E. y Fuensanta, M. (2002). *Química en Murcia 2002: 50 aniversario de los Colegios de Químicos en España*. Editum. https://books.google.com.co/books?id=19we0uKpM_AC&dq=sistemas+de+tratamiento+intensivos+y+extensivos&hl=es&source=gbs_navlinks_s. ↑Ver página 113
- Brown, T., LeMay, E., Murphuy, C., Bursten, B. y Woodward, P. (2014). *Química: la ciencia central*. (Vol. 12). Pearson Education. ↑Ver página 121
- Buitrón, G. y Pérez, J. (2011). Producción de electricidad en celdas de combustible microbianas utilizando agua residual: efecto de la distancia entre electrodos. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 14(1), 5-11. <https://www.medigraphic.com/cgi-bin/new/resumenI.cgi?IDREVISTA=98&IDARTICULO=31582&IDPUBLICACION=3417>. ↑Ver página 114, 119
- Bustamante, C., Naranjo, J. y Ahumada, J. (2014). Determinación de la calidad ecológica del río Tuluá Valle del Cauca. *Revista Mutis*, 4(2), 35-43. <https://doi.org/10.21789/22561498.955>. ↑Ver página
- Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico. (2014). *Por el cual se decide la solicitud de incorporación del costo de tratamiento de aguas residuales (CTR) en el costo medio de*

operación de alcantarillado (CMO) solicitada por la empresa Centroaguas S. A. E. S. P. del municipio de Tuluá, Valle del Cauca. https://cra.gov.co/documents/DTO_Res_CRA_No._691_de_2014.pdf. ↑Ver página 128

Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico. (2018). *Resolución CRA 826. Por la cual se resuelve la solicitud presentada por Empresas Públicas de Medellín E.S.P., respecto de la aprobación de la incorporación del costo de tratamiento de aguas residuales en el costo operativo particular de alcantarillado CPal, con ocasión de la entrada en operación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Aguas Claras.* <https://www.cra.gov.co/transparencia/normatividad/normatividad-entidad-autoridad/resolucion-cra-826-2018>. ↑Ver página 128

Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia, y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2018). *Actualización Pomca Río Aburrá: Plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica.* <https://www.corantioquia.gov.co/planes-de-ordenacion-y-manejo-de-la-cuenca-hidrografica-pomca/> ↑Ver página

Corporación Autónoma del Valle del Cauca. (2017). *Evaluación regional del agua del Valle del Cauca.* https://www.cvc.gov.co/sites/default/files/2018-10/EVALUACION_REGIONAL_AGUA_Ajustes2018_2.pdf. ↑Ver página 118

Correa Restrepo, G., Cuervo Fuentes, H., Mejía Ruíz, R. y Aguirre, N. (2012). Monitoreo del sistema de lagunas de estabilización del municipio de Santa Fé de Antioquia, Colombia. *Producción Más Limpia*, 7(2), 36-51. <http://repository.lasallista.edu.co:8080/ojs/index.php/pl/article/view/263>. ↑Ver página 117

Cui, D., Cui, M. H., Liang, B., Liu, W. Z., Tang, Z. E. y Wang, A. J. (2020). Mutual effect between electrochemically active bacteria (EAB) and azo dye in bio-electrochemical system (BES). *Chemosphere*, 239, 124787. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124787>. ↑Ver página 114, 123, 125, 126

Cui, D., Guo, Y.-Q., Lee, H.-S., Wu, W.-M., Liang, B., Wang, A.-J. y Cheng, H.-Y. (2014). Enhanced decolorization of azo dye in a small pilot-scale anaerobic baffled reactor coupled with biocatalyzed electrolysis system (ABR-BES): A design suitable for scaling-up. *Bioresource Technology*, 163. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.165>. ↑Ver página 125, 126

De Kuyper, J. C. V. (2019). Baterías de litio. En *Principios y aplicaciones de la energía fotovoltaica y de las baterías* (pp. 103-122). Ediciones UC. <https://doi.org/10.2307/j.ctvkjb50j.12>. ↑Ver página 122

Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE). (2020a). Cuenta ambiental y económica de flujos del agua. *Boletín Técnico*, 1-13. <https://www.dane.gov>.

- [co/files/investigaciones/pib/ambientales/cuentas_ambientales/cuenta-del-agua/Boletin-tecnico-cuenta-ambiental-y-economica-del-agua-2018p.pdf](#). ↑Ver página 115, 128
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística(DANE). (2020b). *Serie departamental de población por área, para el periodo 2018-2050*. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>. ↑Ver página 115, 116
- Elieser, E. G. (2014). Daños a la salud por mala disposición de residuales sólidos y líquidos en Dili, Timor Leste. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 52(2), 270-277. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1561-30032014000200011&nrm=iso. ↑Ver página 113
- Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. (s. f.). *Plegable técnico PTAR El Salitre*. https://www.acueducto.com.co/guatoc/Archivos/PLEGABLE_TECNICO_PTAR_SALITRE.pdf. ↑Ver página 117, 118
- Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. (2020a). *PTAR Canoas*. https://www.acueducto.com.co/wps/portal/EAB2/Home/ambiente/saneamiento/rio-bogota/ptar-canoas/!ut/p/z0/fYxBCoMwEAC_4iXnXT2EXqWItAdBbEFzkVWCpI1ZTWLp85v2AT3OMAw06EE5epmFomFHNvGg5\CjBM-YnLJq6ukhsy-JWV829kF0OV1D_g3Qwj31XjaiZXdTvCP3GPpJ1fwwZF0cdBB7hIG\9YIK2TSVIL. ↑Ver página 118
- Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. (2020b). *Informe mensual de actividades*. Diciembre. https://www.acueducto.com.co/wps/wcm/connect/EAB2/dc990997-22e2-4bce-99e0-cc1bc96c5847/INFORME+FINAL+DICIEMBRE+2020.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=ROOTWORKSPACE.Z18_K862HG82NOTF70QEKDBLFL3000-dc990997-22e2-4bce-99e0-cc1bc96c5847-nu3r5a9. ↑Ver página 128
- Empresa Ibaguereña de Acueducto y Alcantarillado (IBAL). (2017). *PTAR El Tejar*. <https://www.ibal.gov.co/el-tejar>. ↑Ver página
- Empresas Municipales de Cali. (2022). *Documento de evaluación integral a prestadores. Capítulo técnico operativo servicios de acueducto y alcantarillado*. <https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/5.%20Capitulo%205%20-%20T%C3%A9cnico%20Acueducto%20y%20Alcantarillado.pdf> ↑Ver página 118
- Empresas Públicas de Medellín (EPM). (2020). *Informe de sostenibilidad 2019*. <https://www.grupo-epm.com/site/Portals/22/Informesdesostenibilidad/Informedesostenibilidad2019.pdf?ver=2020-03-24-102613-407>. ↑Ver página 118, 128

- Empresas Públicas de Medellín (EPM). (s. f.). *Preguntas frecuentes - Planta de tratamiento de aguas residuales de Bello*. <https://www.grupo-epm.com/site/portals/22/Preguntasfrecuentes.pdf> ↑Ver página
- European Commission. (2013). Bioelectrochemical systems: Wastewater treatment, bioenergy and valuable chemicals delivered by bacteria. *Science for Environment Policy*, 5. ↑Ver página 120, 122, 124, 128, 129
- Fundación Pachamama y Corporación del Valle del Cauca. (2011). *Plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica del río Cali*. https://www.cvc.gov.co/sites/default/files/Planes_y_Programas/Planes_de_Ordenacion_y_Manejo_de_Cuencas_Hidrografica/Cali/POMCHRioCali2011.pdf. ↑Ver página 128
- García, M., Vargas, N., Bernal, F., Vega, C., Duque, N., Arboleda, P., Roa, S., Jaramillo, O., Ceballos, J., Montoya, J., Contreras, C., Vesga, A., Peñalosa, M. del P., Onofre, C., Uribe, D., Guzmán, A., Rodríguez, C., Parada, G., González, J., ... Castañeda, C. (2019). *Estudio nacional del agua*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, y Embajada de Suiza en Colombia. http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023858/ENA_2018.pdf ↑Ver página 113
- Giral Ramírez, W. M., Celedón Flórez, H. J., Galvis Restrepo, E. y Zona Ortiz, A. T. (2017). Redes inteligentes en el sistema eléctrico colombiano: Revisión de tema. *Tecnura*, 21(53), 119-137. <https://doi.org/10.14483/22487638.12396>. ↑Ver página 128
- Gómez Vallejo, J. C., González, G. P., Castaño, B. G., Castañeda, P. M., Galán, P. A., Casanova, S. L., Jiménez, M. A., Pineda, A., Puerto, C. F., Amézquita, G. A. y Castillo, D. M. (2014). *Informe técnico sobre sistemas de tratamiento de aguas residuales en Colombia*. Superintendencia Delegada para Acueducto, Alcantarillado y Aseo (Superservicios). <https://studylib.es/doc/8045806/informe-técnico-sobre-sistemas-de-tratamiento-de-aguas>. ↑Ver página 113, 115, 116, 128
- González del Campo, A., Lobato, J., Cañizares, P., Rodrigo, M. A. y Fernández Morales, F. J. (2013). Short-term effects of temperature and COD in a microbial fuel cell. *Applied Energy*, 101, 213-217. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.02.064>. ↑Ver página 124
- Gude, V. G. (2018). Integrating bioelectrochemical systems for sustainable wastewater treatment. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20(5), 911-924 <https://doi.org/10.1007/s10098-018-1536-0>. ↑Ver página 119, 128
- Hamelers, H. V. M., Ter Heijne, A., Sleutels, T. H. J. A., Jeremiasse, A. W., Strik, D. P. B. T. B. y Buisman, C. J. N. (2010). New applications and performance of bioelectrochemical

- systems. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85, 1673-1685. <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2357-1>. ↑Ver página 119, 120
- Harnisch, F., Aulenta, F. y Schröder, U. (2011). Microbial fuel cells and bioelectrochemical systems: Industrial and environmental biotechnologies based on extracellular electron transfer. En Moo-Young (ed.), *Comprehensive biotechnology* (pp. 643-659). Elsevier. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00462-1>. ↑Ver página 114, 119
- Hou, Y. N., Liu, H., Han, J. L., Cai, W. W., Zhou, J., Wang, A. J. y Cheng, H. Y. (2016). Electroactive biofilm serving as the green synthesizer and stabilizer for in situ fabricating 3D nanopalladium network: An efficient electrocatalyst. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 4(10), 5392-5397. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.6b00647>. ↑Ver página 126
- Ibarra Prado, G., Laguna, A. y Rojano Sierra, J. A. (2018). *Análisis de la inclusión del cambio climático y el crecimiento verde en la regulación general*. <https://www.cra.gov.co/prensa/analisis-inclusion-del-cambio-climatico-crecimiento-verde-regulacion-general>. ↑Ver página 113
- Kadier, A., Simayi, Y., Abdeshahian, P., Azman, N. F., Chandrasekhar, K. y Kalil, M. S. (2016). A comprehensive review of microbial electrolysis cells (MEC) reactor designs and configurations for sustainable hydrogen gas production. *Alexandria Engineering Journal*, 55(1), 427-443. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2015.10.008>. ↑Ver página 114, 119, 120, 121, 128
- Kadier, A., Jain, P., Lai, B., Kalil, M. S., Kondaveeti, S., Alabbosh, K. F. S., Abu-Reesh, I. M. y Mohanakrishna, G. (2020). Biorefinery perspectives of microbial electrolysis cells (MECs) for hydrogen and valuable chemicals production through wastewater treatment. *Biofuel Research Journal*, 7(1). <https://doi.org/10.18331/BRJ2020.7.1.5>. ↑Ver página 119, 121, 122, 123, 124, 129
- Khanna, N. y Das, D. (2013). Biohydrogen production by dark fermentation. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, 2(4), 401-421. <https://doi.org/10.1002/wene.15>. ↑Ver página 124, 128
- Koch, C., Aulenta, F., Schröder, U. y Harnisch, F. (2019). Microbial electrochemical technologies: Industrial and environmental biotechnologies based on interactions of microorganisms with electrodes. En M. Moo-Young (ed.), *Comprehensive Biotechnology* (pp. 545-563). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09699-8>. ↑Ver página 128
- Laidler, K. J. (2018). Historia de la electrólisis. *Educación Química*, 1(3), 128-132. <https://doi.org/10.22201/fq.18708404e.1990.3.66993>. ↑Ver página 122

- León-Fernández, L. F., Villaseñor, J., Rodríguez, L., Cañizares, P., Rodrigo, M. A. y Fernández-Morales, F. J. (2019). Dehalogenation of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid by means of bioelectrochemical systems. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 854. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2019.113564>. ↑Ver página 125, 126
- Liu, H., Grot, S. y Logan, B. E. (2005). Electrochemically assisted microbial production of hydrogen from acetate. *Environmental Science & Technology*, 39(11), 4317-4320. <https://doi.org/10.1021/es050244p>. ↑Ver página 123, 124, 129
- Liu, S. (2016). *Bioprocess Engineering: Kinetics, sustainability, and reactor design*. (2.^a ed.). Elsevier Inc. ↑Ver página 120, 121, 124, 126, 127
- Liu, Y. N., Zhang, F., Li, J., Li, D. B., Liu, D. F., Li, W. W. y Yu, H. Q. (2017). Exclusive extracellular bioreduction of methyl orange by azo reductase-free geobacter sulfurreducens. *Environmental Science and Technology*, 51(15), 8616-8623. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02122>. ↑Ver página 126
- Llanos, E. (2000). *Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Cañaveralejo PTAR-C*. <https://silo.tips/download/planta-de-tratamiento-de-aguas-residuales-de-caaveralejo-ptar-c-santiago-de-cali> ↑Ver página
- Lorenzo-Acosta, Y. (2006). Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación-floculación. *ICIDCA: Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, XL(2), 10.17. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120664002>. ↑Ver página 113
- Lovley, D. R. y Phillips, E. J. P. (1988). Novel mode of microbial energy metabolism: Organic carbon oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron or manganese. *Applied and Environmental Microbiology*, 54(6), 1472-1480. <https://doi.org/10.1128/aem.54.6.1472-1480.1988>. ↑Ver página 126
- Luna-Pabello, V. M. y Aburto-Castañeda, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *TIP: Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 17(1), 32-55. [https://doi.org/10.1016/S1405-888X\(14\)70318-3](https://doi.org/10.1016/S1405-888X(14)70318-3). ↑Ver página 117
- Luo, H., Liu, G., Zhang, R. y Jin, S. (2009). Phenol degradation in microbial fuel cells. *Chemical Engineering Journal*, 147(2-3), 259-264. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.07.011>. ↑Ver página 125, 127
- Luo, H., Qin, B., Liu, G., Zhang, R., Tang, Y. y Hou, Y. (2015). Selective recovery of Cu²⁺ and Ni²⁺ from wastewater using bioelectrochemical system. *Frontiers of Environmental Scien-*

- ce and Engineering*, 9(3), 522-527. <https://doi.org/10.1007/s11783-014-0633-5>. ↑Ver página 125, 127
- Meena, R. A. A., Yukesh Kannah, R., Sindhu, J., Ragavi, J., Kumar, G., Gunasekaran, M. y Rajesh Banu, J. (2019). Trends and resource recovery in biological wastewater treatment system. *Bioresource Technology Reports*, 7. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100235>. ↑Ver página 119, 127, 128
- Méndez Novelo, R. I., Chan, E. A., Vázquez, E. R., Castillo, E. R. y Espadas, A. E. (2012). Digestión anaerobia de efluentes de fosas sépticas. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, XIII(3), 339–349. <http://www.scielo.org.mx/pdf/iit/v13n3/v13n3a8.pdf>. ↑Ver página 117
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). *Política nacional para la gestión integral del recurso hídrico*. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/10/Politica-nacional-Gestion-integral-de-recurso-Hidrico-web.pdf>. ↑Ver página 113, 114
- Moreno, J., Vargas, F., Osorio, G., Mesa, J., Lizarazo, A. y Romero, G. (2017). estudio paralelo proyecto piloto. análisis de impacto normativo: ahorro en el uso de agua potable. <https://www.cra.gov.co/analisis-impacto-normativo-ahorro-uso-agua-potable-consumo-suntuario>. ↑Ver página 113, 115
- Orjuela, L., Saldarriaga, G., García, M. y Wilches, H. (2010). Calidad de agua superficial en Colombia. En *Estudio nacional del agua* (pp. 230-280). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam). <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/021888/CAP6.pdf>. ↑Ver página 115, 116
- Osorio, M., Sierra, J. E. y Gómez, L. F. (2011). *Plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica del río Cali*. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) - Fundación Pachamama. https://www.cvc.gov.co/sites/default/files/Planes_y_Programas/Planes_de_Ordenacion_y_Manejo_de_Cuencas_Hidrografica/Cali/POMCHRioCali2011.pdf
↑Ver página
- Pabón, S. L. y Suárez, J. (2009). Arranque y operación a escala real de un sistema de tratamiento de lodos activos para aguas residuales de matadero. *Revista Ingeniería e Investigación*, 29(2), 53-58. <http://www.scielo.org.co/img/revistas/iei/v29n2/v29n2a08.pdf>. ↑Ver página 117
- Palanisamy, G., Jung, H. Y., Sadhasivam, T., Kurkuri, M. D., Kim, S. C., & Roh, S. H. (2019, June 1). A comprehensive review on microbial fuel cell technologies: Processes, utilization, and advanced developments in electrodes and membranes. *Journal of Cleaner Production*, 221, 598-621. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.172>. ↑Ver página 119

- Parra Huertas, R. A. (2015). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. *Producción + Limpia*, 10(2). <https://doi.org/10.22507/pml.v10n2a13>. ↑Ver página 118, 119
- Pérez, J., Aguilera, M., Otero, A., Sánchez, A. y Acosta, K. (2014). *Economía de las grandes ciudades en Colombia: seis estudios de caso*. Banco de la República. https://books.google.com.co/books?id=yHrxBwAAQBAJ&dq=informe+crecimiento+poblacional+ciudades+Colombia&lr=&hl=es&source=gbs_navlinks_s. ↑Ver página 115
- Rabaey, K., Angenent, L., Schroder, U. y Keller, J. (eds.). (2009). *Bioelectrochemical systems: from extracellular electron transfer to biotechnological application*. IWA Publishing. https://books.google.com.co/books?id=2z_vfgvFAJ0C&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false. ↑Ver página 120, 121, 122, 123
- Red Española de Compostaje. (2014). *Aspectos biológicos de la digestión anaeróbica*. (Vol. 2). https://www.google.com.co/books/edition/Aspectos_biol%C3%B3gicos_de_la_digesti%C3%B3n_an/7b3-CAAQBAJ?hl=es&gbpv=1&dq=Aspectos+biol%C3%B3gicos+de+la+digesti%C3%B3n+anaer%C3%B3bica&printsec=frontcover. ↑Ver página 118, 119
- Revelo, D. M., Hurtado, N. H. y Ruiz, J. O. (2013). Celdas de combustible microbianas (CCMs): un reto para la remoción de materia orgánica y la generación de energía eléctrica. *Información Tecnológica*, 24(6), 17-28. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642013000600004>. ↑Ver página 123
- Rodríguez Miranda, J. P., García Ubaque, C. A. y Pardo Pinzón, J. (2015). Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. *Tecnura*, 19(46), 149-164. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.tecnura.2015.4.a12>. ↑Ver página 113, 117
- Rodwell, V. W., Bender, D. A., Botham, K. M., Kennelly, P. J. y Weil, A. P. (2016). *Harper. Bioquímica ilustrada*. McGraw-Hill Education. ↑Ver página 120, 121
- Rojas, J. A. (2004). *Tratamiento de aguas residuales teoría y principios de diseño*. Escuela Colombiana de Ingeniería. https://catalogo.escuelaing.edu.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=12263&query_desc=kw%2Cwrdl%3A%20Tratamiento%20de%20aguas%20residuales%20teor%C3%ADa%20y%20principios%20de%20dise%C3%B1o ↑Ver página 113
- Romero Mejía, A. A., Vásquez, J. A. y Lugo González, A. (2012). Bacterias, fuente de energía para el futuro. *Tecnura*, 16(32), 117. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.tecnura.2012.2.a10>. ↑Ver página 119, 120, 122

- Santana, M. del C., Bonilla Tovar, J. F. y Castillo Sotomayor, C. A. (2015). *Rango de consumo básico*. https://www.cra.gov.co/sites/default/files/marco-legal/2017-11/Documento_de_Trabajo_y_Participacion_Ciudadana_750.pdf. ↑Ver página 115
- Shi, L., Squier, T. C., Zachara, J. M. y Fredrickson, J. K. (2007). Respiration of metal (hydr)oxides by *Shewanella* and *Geobacter*: A key role for multihem c-type cytochromes. *Molecular Microbiology*, 65(1). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2958.2007.05783.x>. ↑Ver página 114, 120, 121, 122
- Singh, L. y Mahapatra, D. M. (2021). *Delivering low-carbon biofuels with bioproduct recovery*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/c2019-0-04257-4>. ↑Ver página 119, 121, 122, 123
- Sophonsiri, C. y Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters. *Chemosphere*, 55(5), 691-703. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.032>. ↑Ver página 119
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2013). *Informe técnico sobre sistemas de tratamiento de aguas residuales*. https://issuu.com/luisespinoso7/docs/informe_tecnico_sobre_sistemas_de. ↑Ver página 113, 118
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2016). *Evaluación integral de prestadores Empresas Públicas de Medellín E. S. P.* <https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/2015evaluacionintegraldeprestadoresempresaspublicasdemedelline.s.p.pdf> ↑Ver página
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2019). *Estudio sectorial de los servicios públicos domiciliarios de acueducto y alcantarillado*. https://www.superservicios.gov.co/sites/default/archivos/Publicaciones/Publicaciones/2020/Ene/informe_sectorial_aa_2018-20-12-2019.pdf. ↑Ver página 118
- Tejada Tovar, C. N., Villabona Ortiz, A. y Contreras Amaya, R. (2021). Electrocoagulation as an alternative for the removal of chromium (VI) in solution. *Tecnura*, 25(68), 28-42. <https://doi.org/10.14483/22487638.17088>. ↑Ver página 127
- Torres, P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. *Revista EIA*, (18), 115–129. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-12372012000200010. ↑Ver página 113, 117
- Tortora, G. J., Funke, B. R. y Case, C. L. (2006). *Introducción a la microbiología*. (9.ª ed.). Médica Panamericana. ↑Ver página 126

- United Nations Department of Economic and Social Affairs. (2020). *World population prospects 2019*. (vol. 2). https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_Volume-II-Demographic-Profiles.pdf. ↑Ver página 115
- Vargas, A., Calderón, J., Velásquez, D., Castro, M. y Núñez, D. (2020). Análisis de los principales sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales domésticas en Colombia. *Ingeniare: Revista Chilena de Ingeniería*, 28(2), 315-322. https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0718-33052020000200315&script=sci_arttext&tlng=n. ↑Ver página 113, 114
- Velvizhi, G. y Venkata Mohan, S. (2011). Biocatalyst behavior under self-induced electrogenic microenvironment in comparison with anaerobic treatment: Evaluation with pharmaceutical wastewater for multi-pollutant removal. *Bioresource Technology*, 102(23), 10784-10793. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.08.061> ↑Ver página 127
- Velvizhi, G. y Venkata Mohan, S. (2015). Bioelectrogenic role of anoxic microbial anode in the treatment of chemical wastewater: Microbial dynamics with bioelectro-characterization. *Water Research*, 70, 52-63. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.11.002>. ↑Ver página 119, 123, 124, 127
- Yeruva, D. K., Velvizhi, G. y Mohan, S. V. (2016). Coupling of aerobic/anoxic and bioelectrogenic processes for treatment of pharmaceutical wastewater associated with bioelectricity generation. *Renewable Energy*, 98. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.04.006>. ↑Ver página 125, 127
- Zhang, C., Li, M., Liu, G., Luo, H. y Zhang, R. (2009). Pyridine degradation in the microbial fuel cells. *Journal of Hazardous Materials*, 172(1), 465-471. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.027>. ↑Ver página 125, 127

ANEXO 1

Tabla 3. Caracterización fisicoquímica de los afluentes de las principales plantas de tratamiento de aguas residuales.

Nombre de la PTAR	Ubicación	Año	m ³ /día (miles)	Población beneficiada (millones)	Caracterización fisicoquímica					
					pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	N (mg/L)	P (mg/L)
Aguas Claras EPM Medellín -Bello, Antioquia	Avenida 30-31, sector Navarra, municipio de Bello	2018	432	2,2	7,4	251	145	153	62,8	2,7
Cañaveralajo	Calle 73 N.º 2E-97, Cali, Valle del Cauca	Fase I: 2003 Fase II: 2019	492	2,536	7	490	238	152	17	NR
Salitre	Av. Calle 80 N.º 121-98 Bogotá, vía Lisboa, Suba, kilómetro 1,5	Fase I: 2000 Fase II: 2021	345	2,3	7,4	472	681	307	61,2	NR
San Fernando	Calle 85 B N.º 43-13, municipio de Itagüí	Fase I: 2000 Fase II: En construcción	311	3,04	7,9	39,2	181	30	3,9	0,4
Tuluá	Tres Esquinas, Tuluá, Valle del Cauca	Fase I = 2008 Fase II = 2015	10	0,221	7,4	NR	300	389	NR	NR
Canoas	Proyectado para construcción en el municipio de Soacha	2030	1555	7,32	7,8	NR	267	265	75,9	NR
Tejar	Ibagué (Tolima)	2001	97	0,111	NR	567	465	310	NR	NR

Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2018); Empresas Públicas de Medellín (2020); Gómez Vallejo et al.(2014); Llanos (2000); Osorio et al. (2011); Pérez et al. (2014); Rodwell et al. (2016); Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (2016, 2019); Torres (2012); Corporación Autónoma del Valle del Cauca (2017); Empresas Municipales de Cali (2022); Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (s. f.); Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2020b); Empresas Públicas de Medellín (2020, s. f.); Aguas Mocoa S. A. E. S. P. (2021); Bustamante et al. (2014); Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico (2014); IBAL (2017).

ANEXO 2

Tabla 4. Descripción operativa de las principales plantas de tratamiento de aguas residuales

Nombre de la PTAR	Tratamiento preliminar	Tratamiento primario	Tratamiento secundario
Aguas Claras EPM Medellín - Bello, Antioquia	<p>Cribado/Rejilla de protección: retención de sólidos muy grandes.</p> <p>Cribado/Rejilla de gruesos: retención de residuos ordinarios.</p> <p>Cribado/Rejilla de finos: retención de sólidos ordinarios de menor tamaño.</p>	<p>Tanque desarenador: retención de grasas y arenas.</p> <p>Tanque sedimentador primario: precipitación de contaminantes por medio de coagulantes.</p>	<p>Tanque de aireación: remoción de carga contaminante por medio de lodos activados/digestión aerobia.</p> <p>Tanque sedimentador secundario: separación física de los lodos generados en el tanque de aireación.</p> <p>Tanque espesador de lodos: tratamiento de los lodos generados en el tanque de aireación.</p>
Cañaveralejo	<p>Cribado/Rejilla de gruesos: remueve basuras gruesas del AR. Cada rejilla tiene una separación de 10 cm.</p> <p>Tolva: almacenamiento de las basuras recolectadas para su disposición final.</p>	<p>Desarenador: remoción de grasas, aceites y arenas.</p> <p>Sedimentador: remoción de carga contaminante usando cloruro férrico en concentraciones de 28-47%, hidróxido de aluminio y polímeros para facilitar la coagulación.</p> <p>Desinfección: uso de carbón activado y cloro gaseoso.</p>	No aplica
Salitre	<p>Cribado/ Rejilla de gruesos: barrotes con 5 cm de separación.</p> <p>Cribado/Rejilla de gruesos: barrotes con 1,5 cm de separación.</p>	<p>Desarenador: canal de 4×30×4,5 m donde se retienen las grasas y arenas, utilizando un caudal de 7,9 min.</p> <p>Coagulación/Floculación: se adiciona 22 g/m³ de cloruro Ferrico y 0,36 g/m³ de polielectrolito anónico como floculante.</p> <p>Tanque sedimentador primario: 8 tanques de 43 m de diámetro y 4 m de altura, que permite la precipitación de lodos.</p>	No aplica

San Fernando	Cribado rejillas: remoción de sólidos por medio de rejas y tamices.	Tanque desarenador: retención de grasas y arenas. Tanque sedimentador primario: precipitación de contaminantes por medio de coagulantes.	Tanque de aireación: remoción de carga contaminante por medio de lodos activados/digestión aerobia. Tanque sedimentador secundario: separación física de los lodos generados en el tanque de aireación. Digestión anaerobia: tratamiento de lodos generados.
Tuluá	Cribado/rejilla de gruesos: remoción de sólidos grandes. Cribado/Rejilla de finos: remoción de sólidos ordinarios de menor tamaño.	Filtro percolador: remoción biológica de carga contaminante, por medio de una película de microorganismos aerobios que se encuentran en el filtro. Clarificador: sedimentador de 1,186 m ² utilizado para disminuir la turbidez del agua residual.	No aplica
Canoas	Proyecto en fase de Ingeniería Básica (predimensiones de la PTAR bajo contrato 1-02-26100-806-2006)		
Tejar	Cribado/Rejilla de protección: retención de sólidos usando barrotes de 10 cm. Cribado/Rejilla de gruesos: retención de sólidos usando barrotes de 4 cm. Cribado/Rejilla de finos: retención de sólidos usando barrotes de 1 cm.	Reactor de flujo ascendente anaerobio: reactor alimentado por una laguna de estabilización previa, donde se encuentran lodos anaerobios. Sedimentador: se separa el AR de la materia orgánica removida en UASB.	No aplica

Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2018); Empresas Públicas de Medellín (2020); Gómez Vallejo et al. (2014); Llanos (2000); Osorio et al. (2011); Pérez et al. (2014); Rodwell et al. (2016); Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios (2016, 2019); Torres (2012); (Corporación Autónoma del Valle del Cauca, 2017; Empresas Municipales de Cali, 2022); Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. (s. f.); Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2020b); Empresas Públicas de Medellín (2020, s. f.); Aguas Mocoa S. A. E. S. P. (2021); Bustamante et al. (2014); Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico (2014); IBAL (2017).

ANEXO 3

Tabla 5. Caracterización fisicoquímica de los efluentes de las principales plantas de tratamiento de aguas residuales.

Nombre de la PTAR	Caracterización fisicoquímica					
	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	N (mg/L)	P (mg/L)
Aguas Claras EPM Medellín-Bello, Antioquia	7,4	77	47	27	55,6	5
Cañaveralejo	6,5	226	126	49	NR	NR
Salitre	7,04	154	203	123	NR	NR
San Fernando	NR	132	42	31	NR	NR
Tuluá	NR	NR	60	77	NR	NR
Canoas	NR	NR	134	79	NR	NR
Tejar	NR	83	60	12	NR	NR

Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2018); Empresas Públicas de Medellín (2020); Gómez Vallejo et al. (2014); Llanos (2000); Osorio et al. (2011); Pérez et al. (2014); Rodwell et al. (2016); Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2016, 2019).; Torres (2012); Corporación Autónoma del Valle del Cauca (2017); Empresas Municipales de Cali (2022); Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (s. f.); Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2020b); Empresas Públicas de Medellín (2020, s. f.); Aguas Mocoa S. A. E. S. P. (2021); Bustamante et al. (2014); Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico (2014); IBAL (2017).

