



**UNIVERSIDAD
DE ANTIOQUIA**

**ANÁLISIS DEL DESARROLLO DE LA ESPECIE VEGETAL
ALLIUM CEPA L (CEBOLLA DE BULBO) COMO UNA
ALTERNATIVA DE PULMIENTO Y COMPLEMENTO AL
TRATAMIENTO DE LAS ARD**

Autor

Ena Patricia Carrillo Machado

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental

Medellín, Colombia

2021



Análisis del desarrollo de la especie vegetal *Allium cepa L* (cebolla de bulbo) como una alternativa de pulimiento y complemento al tratamiento de las ARD

Ena Patricia Carrillo Machado

Tesis de pregrado como requisito parcial para optar al título de:

Ingeniera Sanitaria

Asesores:

Julio César Saldarriaga Molina, Ingeniero Sanitario - M.Sc., Ph.D.

Jorge Mario Berrío Restrepo, Ingeniero Biotecnológico - M.Sc.

Línea de Investigación:

Línea de investigación en calidad del agua

Grupo de Investigación:

Grupo y Laboratorio de Investigación y Monitoreo Ambiental – G-LIMA

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental

Medellín, Colombia

2021

Dedicatoria

*A Dios, por su infinita gracia que me cobija todos los días
y a mi familia por ser mi refugio incondicional.*

Agradecimientos

Las dificultades de la vida me han mostrado que “*Es mejor ser dos que uno, porque ambos pueden ayudarse mutuamente a lograr el éxito*” *Eclesiastés 4:9-10 (NTV)*. Por esto, quiero agradecer a los que me extendieron su mano para subir este nuevo escalón de mi vida, en el que fui formada como ingeniera, investigadora y persona. Principalmente gracias a mi familia que, en cada logro con su amor y constante esfuerzo me han impulsado a luchar y creer en mis capacidades.

Agradezco a mí profesor Jorge Berrío Restrepo, por estar pendiente de mi proceso de formación investigativo, por permitirme aprender a su lado, escucharme y aconsejarme en los retos que trajo este proyecto. Además, gracias por siempre ser un reflejo de pasión y ética profesional.

A mi asesor y profesor Julio Saldarriaga Molina, por brindarme sus conocimientos e inspirarme con su ejemplo a lograr la excelencia en el camino científico que deseo emprender.

Al profesor David Aguiar Gil, por abrirme las puertas a la investigación y retarme a hacer todo con diligencia, disciplina y responsabilidad. A Darío Naranjo Fernández, por resolver mis inquietudes con la mejor disposición y permitirme profundizar junto con él en temas de interés para el desarrollo de este proyecto.

Y finalmente, gracias a mi Alma Mater por llevarme a soñar con un cambio en la sociedad a través de la educación, por despertar en mí el pensamiento crítico a través de mis profesores de carrera y por brindarme amistades que, durante estos años de pregrado hicieron las cargas más amenas y placenteras.

Índice general

1. Introducción	1
2. Objetivos	4
2.1 Objetivo general.....	4
2.2 Objetivos específicos	4
3. Marco teórico	5
3.1. Las aguas residuales: generación y problemática	5
3.2. Los nutrientes y su impacto en la calidad del agua.....	11
3.3. Características y tratamiento de las ARD	13
3.4. Reúso agrícola de las ARD	25
3.5. Tratamiento de las ARD a partir del reúso	35
4. Metodología	38
4.1. Búsqueda de información secundaria	38
4.2. Propuesta diseño experimental de sistema de pulimiento.....	40
5. Resultados y análisis	41
6. Conclusiones	66
Referencias	68

Índice de tablas

3.1. Características principales que pueden encontrarse en las ARD.....	15
3.2. Concentraciones medias típicas, encontradas teóricamente en las ARD.....	19
3.3. Tecnologías utilizadas en el tratamiento secundario del ARD.....	21
3.4. Guías para la reutilización agrícola de ARD.....	32
5.1. Concentraciones de contaminantes en las ARD de algunos países.....	52
5.2. Concentraciones de algunos parámetros de ARD tratada con reactores UASB.....	53
5.3. Especies de importancia agrícola mayormente sembradas en Colombia.....	55
5.4. Extracción de nutrientes para las especies de desarrollo en la ciudad de Medellín.....	56
5.5. Variables para el montaje del sistema de tratamiento para pulimiento.....	61
5.6. Variables para el montaje del sistema experimental de tratamiento para pulimiento.....	62
5.7. Eficiencia y concentración en efluente del sistema de tratamiento para pulimiento.....	64

Índice de figuras

3.1. Consumo de agua a nivel global de los principales sectores económicos.....	8
3.2. Producción de agua residual a nivel global de los principales sectores económicos.....	8
3.3. Porcentaje de tratamiento de aguas residuales urbanas en América Latina.....	9
3.4. Tecnologías de tratamiento comúnmente usadas en América Latina y el Caribe (ALC).....	23
3.5. Principales tecnologías de tratamiento de aguas residual para Colombia	23
5.1. Curva de absorción de nitrógeno durante el ciclo vegetativo de <i>Allium cepa</i> L.....	58
5.2. Curva de absorción de fósforo durante el ciclo vegetativo de <i>Allium cepa</i> L.....	59
5.3. Esquema experimental del sistema de tratamiento enfocado en remoción de N y P.....	65

Resumen

La crisis hídrica relacionada con la baja disponibilidad y calidad de fuentes aprovechables, ha sido promovida principalmente por los vertimientos de ARD con altas concentraciones de N y P, ya que estos nutrientes favorecen los procesos de eutrofización en el medio acuático. Considerando que, el N y P son macronutrientes para el desarrollo de plantas, el reúso de ARD en el sector agrícola ha suplido las necesidades hídricas y nutricionales de los cultivos. Por esto y teniendo en cuenta que, las tecnologías de tratamiento para remoción de nutrientes son poco asequibles en los países en desarrollo, en el presente estudio se propone una alternativa de tratamiento enfocada en el pulimiento de las ARD, a partir del desarrollo vegetal de la especie *Allium cepa L* (cebolla de bulbo). De los resultados, los cuales se centraron en la búsqueda y análisis de información secundaria, se evidenció que el efluente de un reactor UASB con una concentración de 30.52 mgN/L y 2.22 mgP/L , puede suplir los requerimientos de N y P de 282 plantas de *Allium cepa L* durante 80 días de su desarrollo vegetativo, ya que en promedio y teóricamente estas plantas tienen la capacidad de consumir $1.24 \text{ mgN/planta.día}$ y $0.19 \text{ mgP/planta.día}$. Debido a que, en el alcance del trabajo investigativo solo se propone teóricamente una alternativa de pulimiento de ARD, deben verificarse experimentalmente las eficiencias del sistema y el comportamiento del vegetal a las condiciones de crecimiento dadas.

Palabras clave: Eutrofización, nutrientes, agricultura, aguas residuales domésticas.

Capítulo 1

Introducción

A través de la historia de la humanidad, los asentamientos poblacionales han traído consigo diferentes retos de los cuales día a día se incrementa su complejidad. Uno de estos retos, ha sido el acceso al agua potable y el saneamiento básico, ya que estos afectan en gran medida el bienestar, la calidad de vida y el desarrollo de las poblaciones. La Asamblea General de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), declaró el 28 de julio de 2010 que “El agua potable y el saneamiento es un derecho humano esencial para el pleno disfrute de la vida”. Sin embargo, el derecho a los servicios de saneamiento puede llegar a no ser considerado como un aspecto de gran relevancia, esto se debe a la creencia en que el acceso al agua potable es el único servicio indispensable que puede reclamarse. Dentro de las actividades prioritarias que abarca el saneamiento básico, la gestión de las aguas residuales (AR) cobra relevancia debido a que estas pueden influir directamente en la salud y la seguridad hídrica, ya que se posibilita la contaminación de las fuentes de agua naturales y en consecuencia se afecta el desarrollo sostenible de un país (Mathieu et al., 2019).

De acuerdo con los datos disponibles por AQUASTAT (s.f), el uso del agua entre 1970 a 2010 aumentó un 1.1% por año en relación con el crecimiento poblacional, a causa de los cambios en las diferentes actividades antrópicas como, la expansión de las ciudades, la industrialización y las actividades agrícolas. Esta demanda de agua no solo ha generado una mayor presión en los servicios ecosistémicos, también ha favorecido la producción de grandes volúmenes de aguas residuales, que al ser vertidas sin un eficiente tratamiento se puede ver afectada la economía

relacionada con la gestión del agua para consumo, en su calidad y por lo tanto su escasez (Singh et al., 2010; UNEP, 2016). Respecto a las AR, a escala global se estima que más del 80% de éstas se descargan sin el tratamiento adecuado y más del 95% en algunos países en desarrollo (WWAP, 2017). Según Paraskevas et al. (2002), la mayoría de países en vía de desarrollo no cuentan con facilidades de acceso a tecnologías de tratamiento, ni con experiencias para la operación eficiente de los sistemas.

La disminución en calidad y disponibilidad de los recursos hídricos por el vertimiento de AR, se debe principalmente a las altas concentraciones de nutrientes como el nitrógeno (N) y el fósforo (P). Estos nutrientes, pueden ser aportados por aguas residuales de origen doméstico, agrícola o industrial, que al encontrarse en exceso en el medio ocasionan problemas prácticamente irreversibles como la eutrofización, proceso que favorece principalmente el aumento de algas en las fuentes de agua naturales (Carrera et al., 2004; Muñoz y Ramos, 2014). Esta problemática, ha tomado mayor relevancia debido a que los cuerpos hídricos disponibles y aprovechables, han sido sometidos a estrés a fin de cumplir la demanda de la creciente población. Las regiones que se han visto más afectadas con la escasez de agua, son aquellas denominadas zonas áridas o semiáridas, al igual que los países en vía de desarrollo cuyas fuentes presentan baja calidad para su consumo o uso (Andreo-Martínez et al., 2017).

Según Mekonnen y Hoekstra (2016), se estima que dos tercios de la población a nivel global experimenta escases de agua mínimo un mes anualmente, indicando que aproximadamente 500 millones de personas habitan regiones donde la demanda excede la oferta de recursos hídricos. Lo anterior, puede deberse a que algunas reservas de agua además de presentar una baja calidad, se encuentran distribuidas de manera irregular en un territorio ya poblado con actividades económicas desarrolladas (IDEAM, 2015). Además, la situación del cambio climático juega en

contra para mantener una constante oferta de agua en un ecosistema, ya que esto ha conllevado a situaciones de sequías e inundaciones extremas a las experimentadas comúnmente en una zona geográfica (Füssel et al., 2012). Según Libhaber y Orozco-Jaramillo (2012), en los países en desarrollo los recursos de agua contaminada y la ausencia de disponibilidad, ha generado aproximadamente el 80% de enfermedades y en promedio la mortalidad de 3.3 millones de personas anualmente.

Con la disminución de los recursos hídricos, ha sido necesario gestionar soluciones sostenibles a fin de responder paralelamente al crecimiento demográfico y a la conservación de los ecosistemas vulnerables. Según Andreo-Martínez et al. (2017), el reúso de las aguas residuales domésticas (ARD) previamente tratadas, se han contemplado como una de las alternativas de solución viables para aportar a la conservación de los recursos hídricos, aumentando la disponibilidad tanto en situaciones de escasez como de contaminación de las aguas (Angelakis y Gikas, 2014). Además, cuando las ARD son reutilizadas en el sector agrícola, los cultivos tienen la capacidad de absorber los nutrientes como N y P para su crecimiento (Marinho et al., 2013). Por lo que el reúso agrícola, podría ser una alternativa económica para la remoción de nutrientes, a fin de preservar las fuentes hídricas a través del manejo integral del recurso evitando los vertimientos tratados inadecuadamente.

El presente trabajo de grado consiste en analizar a través de lo expuesto en la literatura, la necesidad de implementar alternativas asequibles de tratamiento enfocados en el pulimiento de las ARD, previamente tratadas y partiendo de las problemáticas asociadas a las altas concentraciones de nitrógeno y fósforo contenidas en los vertimientos. Además, se propone un sistema de tratamiento orientado a la economía circular, donde el reúso de las ARD comprenda la remoción de nutrientes y el desarrollo vegetal de productos agrícolas.

Capítulo 2

Objetivos

2.1 Objetivo general

Analizar el desarrollo de la especie vegetal *Allium cepa L* (cebolla de bulbo) como una alternativa de pulimiento y complemento al tratamiento de las ARD, a partir de información secundaria consultada.

2.2 Objetivos específicos

- Analizar las concentraciones de nitrógeno y fósforo, plasmadas en trabajos de investigación que surgen como resultado de los efluentes secundarios en sistemas de tratamiento de ARD.
- Identificar a partir de la información secundaria, los requerimientos nutricionales y condiciones físicas necesarias en el desarrollo vegetal de diferentes especies de importancia agrícola.
- Proponer el diseño de un sistema de pulimiento de efluentes provenientes del tratamiento anaerobio de ARD, como alternativa viable para la remoción de nutrientes a partir su reúso en el crecimiento de especies vegetales.

Capítulo 3

Marco teórico

3.1. Las aguas residuales: generación y problemática

En el desarrollo de las poblaciones, el acceso al agua potable y saneamiento básico se han considerados un derecho fundamental que involucra diferentes aspectos; sociales, económicos, ambientales y de salud pública, los cuales también se encuentran ligados a la gestión del recurso hídrico (UNESCO, 2015). Esta herramienta de gestión, es necesaria para preservar en óptimas condiciones la calidad y disponibilidad del agua, a través de actividades como la coordinación en el aprovechamiento del recurso de manera equitativa y sostenible. Además, la gestión hídrica llama la atención sobre las principales etapas del ciclo del agua, en especial a la etapa de generación de residuos líquidos (aguas residuales), que surgen una vez el recurso es aprovechado (Martínez y Villalejo, 2018). Esto, se debe al grado de contaminación que ejercen sobre las fuentes de agua naturales, lo cual indica que la gestión del agua y las aguas residuales son actividades interdependientes que pueden impactar el bienestar y la calidad de vida de las personas.

En la dinámica del agua, su acceso y saneamiento básico se han visto cada vez más limitados a causa del rápido y localizado crecimiento poblacional. De acuerdo con las estimaciones realizadas por UNDESA (2019), en 2018 un 55% de la población mundial habitaba en centros urbanos. Por otro lado, se estimó que para 2030 un 60% vivirá en ciudades y que posiblemente esto aumente hasta el 66% hacia 2050, esto refleja la posible presión que podrían experimentar los ecosistemas debido al aumento de la urbanización. De las cifras analizadas para el 2018, también se evidenció que los habitantes urbanos en los países menos desarrollados superaban por tres a los

países desarrollados. Además, se pronostica que el mayor crecimiento poblacional se produzca en estos países en desarrollo y se presente una fuerte migración de las zonas rurales a las urbanas (World Bank, 2003). Respecto a los países en vía de desarrollo, estos son los que han presentado mayores limitaciones para el acceso a agua potable y saneamiento básico, reflejando mejor la crisis del agua relacionada con disponibilidad y calidad que se viene afrontando a través de los años a nivel global (UNDESA, 2019). Del estudio 2030 WRG (2009) se concluyó que, de no presentarse cambios en la gestión del agua, el mundo podría enfrentar un déficit hídrico del 40% para 2030.

A raíz del crecimiento demográfico, la demanda de agua ha contribuido directamente en la generación de grandes volúmenes de AR de todo tipo, convirtiéndose éstas en un foco de contaminación hídrica relevante. Respecto a la cuantificación de estas aguas producidas y su tratamiento, las cifras obtenidas no se consideran exactas ya que la disponibilidad de datos abiertos es prácticamente ausente, lo cual puede deberse a las diferentes políticas ambientales que rige cada país. Este inconveniente de ausencia de información, amplifica los desafíos en gestión de calidad del agua ya que se desconoce el alcance de la contaminación que pueda presentarse por vertimientos en una zona específica (UN-Water, 2016). Además, aunque los países más desarrollados presenten información de caracterización de sus aguas residuales, realicen inversiones de alto costo por infraestructura, operación y mantenimiento en los sistemas de tratamiento, gestionar y mitigar el impacto en la contaminación hídrica no será satisfactorio. Esto, se debe a que la mayoría de países del tercer mundo no cuentan con documentación de sus aguas residuales, ni con la adecuada construcción y experiencia en operación de plantas de tratamiento para realizar un vertimiento seguro que minimice sus riesgos (Paraskevas et al., 2002). Como ejemplo, en Colombia para el 2018 se registraron en funcionamiento 190 plantas de tratamiento de aguas residuales, las cuales arrojaron una remoción promedio en contaminantes de carga

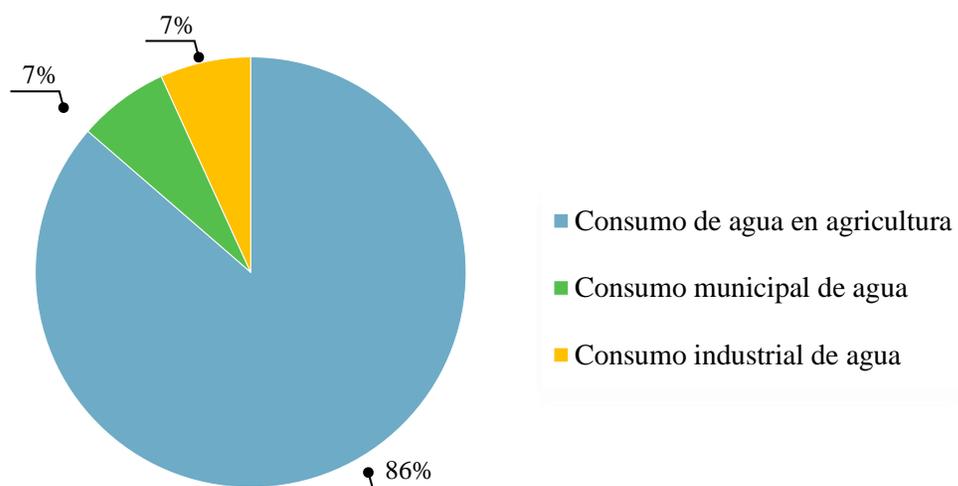
orgánica de tan solo el 34% en sus procesos de operación, esto evidencia que las fuentes hídricas pueden ser impactadas significativamente por la baja eficiencia en los sistemas de tratamiento (DNP, 2020).

Como puede observarse en la Figura 3.1, el sector agrícola es considerado el mayor demandante de agua a nivel global, su consumo se estima en 3.928 km³ anualmente. Del agua utilizada por este sector, se tiene que los cultivos almacenan el 44% (1.716 km³ por año) y el 57% restante (2.212 km³ por año) se descarga como aguas residuales. Por otro lado, la generación de aguas residuales (Figura 3.2) por parte de la industria equivale a un 29% y el sector doméstico a un 14% (WWAP, 2017). La misma Figura 3.2, muestra vertimientos según los sectores económicos (agrícola, municipal e industrial), que producen aguas residuales a nivel global.

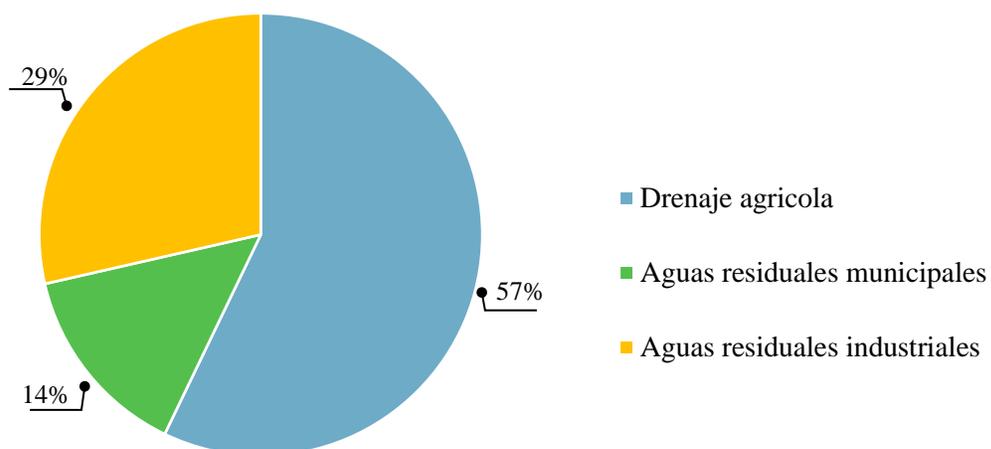
Debido a la producción continua de aguas residuales y su grado de contaminación, necesariamente se deben emplear sistemas de tratamiento que incluyan procesos físicos, químicos o biológicos, con el fin de verter el agua tratada con las características mínimas que generen un impacto en las fuentes hídricas naturales. Sin embargo, algunos sistemas de tratamiento requieren altas demandas de energía, lo cual aumenta los costos operativos a largo plazo e implica que la gestión de las aguas residuales, se transforme en un proceso insostenible en algunos países (Stamatelatou y Tsagarakis, 2015). Para identificar el grado de contaminación que generan las aguas residuales, se requiere conocer a nivel global el tipo de tratamiento aplicado como también el porcentaje de aguas que se tratan, ya que esta información difiere entre países según los ingresos económicos destinados para un vertimiento seguro.

Figura 3.1.

Consumo de agua a nivel global de los principales sectores económicos.

**Figura 3.2.**

Producción de agua residual a nivel global de los principales sectores económicos.

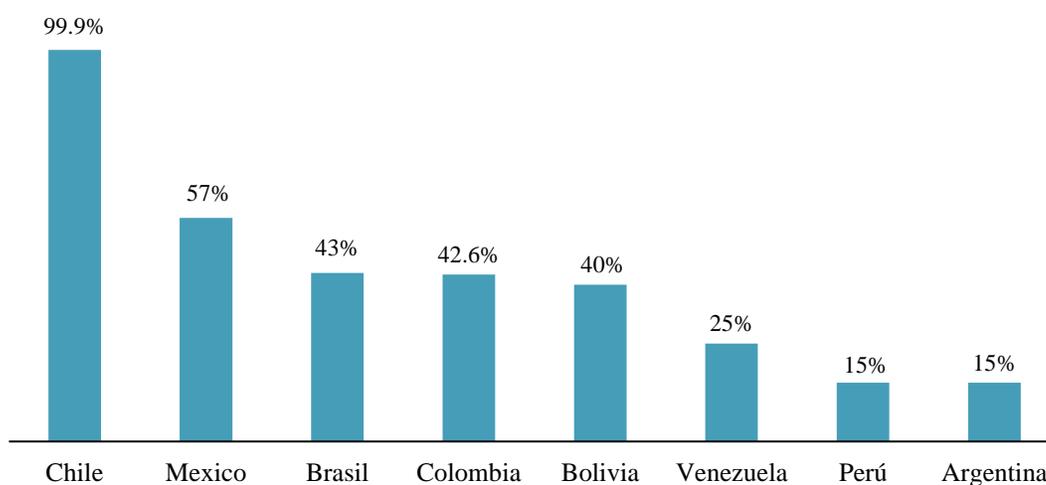


Nota. Figura 3.1 y 3.2 son adaptadas de WWAP, 2017.

De cifras obtenidas para el 2013, se tiene que los países de ingresos altos tratan en promedio el 70% de sus aguas residuales, otros con ingresos medio-altos se estima un tratamiento del 38%, los de ingresos medio-bajos el porcentaje se encuentra alrededor del 28% y la situación más crítica se presenta para los países de ingresos bajos, donde se estima que solo el 8% de las aguas residuales generadas reciben algún tipo de tratamiento. Adicionalmente, se puede mencionar una diferencia que compara los países de América Latina con los de Europa. América Latina, estaba tratando solo el 20% de sus aguas residuales municipales e industriales en el 2013, mientras que Europa se aproximó a un valor del 71% (Sato et al., 2013). En el Figura 3.3, se muestran cifras para algunos países en vía de desarrollo de América Latina, en cuanto al porcentaje de tratamiento de aguas residuales en años recientes. Como se puede observar, a diferencia de Chile este porcentaje aún no es lo suficientemente alto en todo el continente. Para el caso de Colombia, su tratamiento en el sector urbano aumentó de un 25% a 42.6% en el periodo 2010-2018 (DNP, 2020).

Figura 3.3.

Porcentaje de tratamiento de aguas residuales urbanas en América Latina.



Nota. Fuente: DNP, 2020.

Referente a los países en vía de desarrollo, las tecnologías para el tratamiento son consideradas inasequibles en comparación con países de ingresos altos (Levy et al., 2011; Minhas et al., 2015). Además, su servicio de recolección y transporte de aguas residuales en zonas rurales puede no brindarse a toda la población, lo cual causa preocupación debido a que el inadecuado servicio de saneamiento es una de las principales causas de enfermedades y disminución de la calidad de las aguas superficiales (Massoud et al., 2008; Valipour y Ahn, 2016). En países donde los recursos económicos son limitados, cuando no se cuenta con la debida recolección de las aguas residuales a través del alcantarillado, grandes volúmenes que no están siendo tratados son vertidos a los cuerpos hídricos, como en el caso de Colombia que contaba para el 2010 con una cobertura en alcantarillado de solo el 15.1% (Libhaber y Orozco-Jaramillo, 2012; Torres, 2018). Esto, contribuye a la contaminación denominada no puntual, la cual no se puede considerar dentro del porcentaje de aguas tratadas de un país, ni analizar el impacto que pueda generar. Por otro lado, cuando se garantiza el tratamiento de las aguas residuales gracias al servicio de saneamiento que incluye la recolección, debe tenerse en cuenta la eficiencia con la que trabajan los sistemas ya que cuando este parámetro es bajo, el grado de las problemáticas asociadas a los vertimientos aumentan.

De acuerdo con lo mostrado en las Figuras 3.1 y 3.2, la gestión inadecuada de las aguas residuales municipales, industriales y agrícolas conlleva a que estas sean consideradas las principales fuentes de carga contaminante (UNESCO, 2015). Además, dado que las instalaciones de saneamiento no han crecido paralelamente a la población, los vertimientos de estas aguas sin tratamiento o previamente tratadas han deteriorado la calidad de las fuentes de agua superficiales, principalmente por el alto contenido de nitrógeno y fósforo que favorece la eutrofización (Muñoz y Ramos, 2014).

3.2. Los nutrientes y su impacto en la calidad del agua

La disposición de aguas residuales sin un tratamiento previo que minimice las cargas de nutrientes, conduce al proceso de eutrofización en los cuerpos de agua naturales. Este proceso, es causado principalmente por el nitrógeno y fósforo, los cuales, al encontrarse en formas asimilables para la vegetación acuática, promueven el aumento de la población de algas como el fitoplancton (algas verdeazules), generando un desequilibrio en la productividad primaria y alterando las características fisicoquímicas del cuerpo hídrico como, el color, la temperatura, la turbiedad y los parámetros organolépticos (Cossio et al., 2018). Además, como consecuencia de la proliferación de algas en la superficie del cuerpo acuático, se impide el paso de luz en la columna de agua inhibiendo la fotosíntesis por parte de la vegetación y recayendo está en su subsiguiente degradación (Muñoz y Ramos, 2014). Finalmente, la descomposición de la vegetación acuática en el fondo del cuerpo hídrico, resulta en una disminución de la cantidad de oxígeno disuelto y la generación de un ambiente tóxico para los organismos acuáticos, ya que la última etapa de la eutrofización es la fermentación anaeróbica con liberación de sulfuro de hidrógeno y amonio (Rahimi et al., 2011).

Lagos y otros cuerpos hídricos superficiales de todo el mundo, que sirven de suministro de agua potable para millones de personas y respaldan los servicios de los ecosistemas, contienen ya floraciones de cianobacterias nocivas, que alteran la red alimentaria (UNESCO, 2020). De acuerdo con Carpenter (2005), se requieren al menos 1000 años para la recuperación de un cuerpo de agua eutrofizado y grandes inversiones. Esta contaminación generada por el vertimiento de las aguas residuales, depende de sus características ya que estas difieren según la actividad de origen. Las aguas que provienen de la agricultura, algunas actividades de la industria y el sector doméstico,

son consideradas como las principales fuentes de nitrógeno y fósforo que promueven la eutrofización (UNESCO, 2015). Además, debido a la creciente urbanización estas cargas contaminantes se encuentran en constante aumento.

El aporte de nutrientes por parte de la actividad agrícola, se debe al remanente de fertilizantes comerciales que no fueron aprovechados por el cultivo, los cuales posteriormente son arrastrados por escorrentía o infiltración (UNESCO, 2020). El sector industrial favorece también el aporte de nutrientes en sus vertimientos, debido a que algunas actividades realizadas pueden contener grandes cantidades de polifosfatos como en la producción de detergentes (Echeverría et al., 2019). Otro punto de contaminación de interés ya mencionado, abarca los vertimientos de las ARD, las cuales durante el siglo XX han ido en aumento contribuyendo al deterioro de la calidad del agua, a causa de las actividades domésticas y sanitarias que contienen concentraciones significativas de nitrógeno y fósforo (Valipour y Ahn, 2016; Wang et al., 2019).

Para conocer un poco acerca de las cargas contaminantes en nutrientes, Colombia cuenta con datos registrados de vertimientos a corrientes hídricas superficiales para el sector doméstico e industrial del año 2016. De esa información, se tiene que de una carga en nitrógeno total de 144.989 t/año, el 26% fue aportado por el sector industrial y el 74% restante por el sector doméstico. Por otro lado, en cuanto a la carga neta del fósforo total vertido de 33.165 t/año, el sector industrial aportó un 9% y el 91% restante por el sector doméstico (IDEAM, 2019). Referente al sector agrícola, Colombia solo tiene registros de caracterización de aguas residuales para la producción de café, por lo que sus cargas de nutrientes no caracterizan a todo el sector, incluso la normatividad actual (Resolución 0631/2015), sólo exige a los responsables de los vertimientos, información a nivel de análisis y reporte para el caso del N y del P (MinAmbiente, 2015). De las cifras mencionadas de nitrógeno y fósforo vertidos en Colombia, éstas siguen un estimado a nivel global

que indica que de los sectores que generan mayor aporte de nutrientes, son las ARD las que llaman la atención debido al evidente crecimiento demográfico que se concentra principalmente en los países en vía de desarrollo (Kroeze et al., 2013).

El impacto generado en el deterioro de la calidad del agua, ha causado que la remoción de compuestos nitrogenados y fosforados desde las aguas residuales de sectores como el agrícola, doméstico e industrial, cobre relevancia a través de los años en especial en aquellos países que no cuentan con alta disponibilidad de agua, como en aquellos que no tienen los recursos suficientes para invertir en sistemas de tratamiento eficientes (Rahimi et al., 2011).

3.3. Características y tratamiento de las ARD

Debido al crecimiento poblacional, las aguas residuales domésticas se consideran uno de los principales sectores de carga contaminante en nutrientes que conduce a la eutrofización (Wang et al., 2019). Estas ARD, se definen como aquellas aguas provenientes de viviendas, edificios comerciales, instituciones y similares donde el uso de agua es para actividades higiénicas (MinAmbiente, 2014). A través del tiempo, la composición y concentración de las ARD no han variado significativamente, pero su volumen producido ha ido en aumento a nivel global. Según Qasim y Zhu (2017), las ARD se componen por un 99.9% de agua y un 0.1% de sólidos suspendidos, sólidos disueltos y microorganismos. Esta última fracción, es la que contribuye principalmente a la contaminación generada en los cuerpos de agua cuando se realiza el vertimiento, favoreciendo la complejidad de su tratamiento debido a los elementos orgánicos e inorgánicos que la componen (Von Sperling y Chernicharo, 2005). A pesar de la diversidad de aguas residuales que pueden encontrarse en el medio, las ARD presentan características físicas,

químicas y biológicas establecidas de manera general que definen su carácter y calidad (Fulazzaky, 2009).

En la Tabla 3.1, se presenta algunas de las principales características químicas y físicas encontradas en un agua residual de origen doméstico. Entre sus componentes químicos que generan mayor impacto por una alta carga contaminante, destaca la carga orgánica representada principalmente en la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO). Por otro lado, el nitrógeno y fósforo total se presenta en la Tabla 3.1 en las diferentes formas que estos pueden ser encontrados, estas formas respecto al nitrógeno incluyen, nitrógeno amoniacal ($NH_4^+ - N$), nitrato o en su defecto nitrito ($NO_3^- - N$; $NO_2^- - N$) y nitrógeno orgánico. De igual modo, el fósforo puede encontrarse en el ARD como fósforo inorgánico representado comúnmente en ortofosfatos, pero también puede presentarse en menor proporción como fósforo orgánico. Además, aunque en la Tabla 3.1 no se muestra, las ARD contienen características microbiológicas de las cuales se debe prestar atención a los parámetros de coliformes fecales y totales, debido a que se pueden promover enfermedades por patógenos y virus como la Enfermedad Diarreica Aguda (EDA), la hepatitis A, la fiebre tifoidea, entre otras (Oram, 2020).

Respecto a la degradación de las aguas superficiales a causa de la concentración de las características del vertimiento, debe mencionarse que se puede presentar una variabilidad del contaminante de un lugar a otro. Algunos factores asociados, se relaciona a factores sociales, económicos, ambientales o culturales (Von Sperling y Chernicharo, 2005). Considerando esta dinámica de cambio en las ARD, la teoría ha establecido a través de estudios, unas concentraciones típicas de los principales parámetros que generan contaminación (Hernández-Vázquez, 2014).

Tabla 3.1.

Características principales que pueden encontrarse en las ARD.

Parámetro	Descripción
Temperatura	Es más alta que el agua potable, afecta la actividad microbiana y la solubilidad de los gases.
Color	Varía de gris claro a negro.
Olor	Se puede percibir un olor aceitoso y desagradable. Además, de un olor debido al gas sulfuro de hidrógeno, como de otros productos de descomposición.
Turbiedad	Causado por una gran variedad de sólidos en suspensión. Aguas residuales más concentradas presentan mayor turbidez.
Sólidos totales	Materia orgánicas e inorgánicas, suspendidas y disueltas.
DBO₅	Representa la porción biodegradable orgánica. Es una medida del oxígeno disuelto que requieren los microorganismos para estabilizar la materia orgánica en 5 días a 20°C.
COT	El COT se determina mediante la conversión de carbono orgánico en dióxido de carbono.
DQO	Es una medida de materia orgánica y representa la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar la materia orgánica entre sustancias químicas que oxidan el estrón (dicromato de potasio), una condición subácida.
N total	El nitrógeno total incluye nitrógeno orgánico, amoníaco, nitrito y nitrato
NH₄⁺ – N	El nitrógeno amoniacal se produce como primera etapa de descomposición del nitrógeno orgánico.
NO₃⁻ – N	El nitrito y el nitrato son las formas más oxidadas del amonio y el nitrógeno. Ambas formas de nitrógeno se consideran ausentes en las ARD.
N orgánico	Se refiere al nitrógeno en proteínas, aminoácidos y urea.
P orgánico	El fósforo orgánico está relacionado con las proteínas y aminoácidos.
P total	El fósforo total considera el fósforo en forma inorgánica e inorgánica.

Nota. Adaptado de Von Sperling y Chernicharo, 2005; Qasim y Zhu 2017. Para conocer los demás parámetros que caracterizan un ARD, ver referencias mencionadas.

En la Tabla 3.2, se presentan las concentraciones de los parámetros de mayor presencia en las ARD por diferentes autores. En cuanto a los nutrientes que generan mayor impacto (nitrógeno y fósforo), se presentan las diferentes formas de estos elementos. El nitrógeno, se puede encontrar principalmente en formas de nitrógeno amoniacal con concentraciones por encima de 15 mg/L, e igualmente en formas orgánicas donde el rango puede variar de 10-20 mg/L, estas formas también indican el nitrógeno total Kjeldahl (TKN), donde su valor se puede encontrar alrededor de 43.5 y 60 mg/L según Grady et al. (2000) y Henze et al. (2008) respectivamente. El nitrógeno en forma de nitritos o nitratos se considera despreciable en este tipo de agua residual, por lo que los diferentes autores expuestos en la Tabla 3.2 estiman su concentración de cero o aproximado a este valor. Por otra parte, el fósforo se puede encontrar en formas inorgánicas con concentraciones de 4.5-10 mg/L y en menor proporción como fósforo orgánico donde se pueden presentar valores de 2-5 mg/L según lo expuesto. En relación con la concentración de *DQO*, se puede observar que estas varían en un rango entre 300-800 mg/L. En la mayoría de los casos, las aguas residuales domésticas según su relación *DQO/DBO₅* determinan el grado de biodegradabilidad de estas, llegando a ser clasificadas en un agua de biodegradabilidad baja (2.5-3.0), intermedia (2.5-4.0) o alta (3.5-4.0) (Von Sperling y Chernicharo, 2005).

Adicionalmente, se presentan en la Tabla 5.1 (ver Capítulo 5) la composición de las características de las ARD en nueve países, entre desarrollados y en vía de desarrollo con la intención de visualizar la variabilidad de las concentraciones de los parámetros más significativos. Estas concentraciones dadas en la Tabla 3.2 como en la Tabla 5.1 (ver Capítulo 5), indican que las ARD contienen contaminantes tanto de carga orgánica como de nutrientes (nitrógeno y fósforo), que prioritariamente deben removerse previo a un vertimiento a partir de instalaciones de tratamiento eficientes.

Tabla 3.2.*Concentraciones medias típicas, encontradas teóricamente en las ARD.*

<i>DQO</i> <i>mg/L</i>	<i>DBO₅</i> <i>mg/L</i>	<i>N total</i> <i>mg/L</i>	<i>NH₄⁺ – N</i> <i>mg/L</i>	<i>NO₃ – N</i> <i>mg/L</i>	<i>N organico</i> <i>mg/L</i>	<i>NTK</i> <i>mg/L</i>	<i>P total</i> <i>mg/L</i>	<i>P inorganico</i> <i>mg/L</i>	<i>P organico</i> <i>mg/L</i>	Referencia
---	200	30	15	--	--	--	10	--	--	JDAAFU (1988)
325	155.	--	25	0	--	43.5	--	--	--	Leslie Grady et al. (2000)
625	325	47.5	27.5	0	20	--	9.5	6	3.5	Von Sperling y Chernicharo (2005)
450	250	62.5	--	--	--	--	20	--	--	CENTA (2008)
750	350	60	45	0.2	10	60	15	10	5	Henze et al. (2008)
508	200	35	20	0	14	--	5.6	2.4	3.2	Metcalf & Eddy (2014)
625	250	60	--	--	--	--	9.5	--	--	Dionisi (2017)
490	255	52.5	31	0	19	--	6	4.5	2	Qasim y Zhu (2017)

Nota: Las concentraciones de cada parámetro hace referencia a su valor medio según la clasificación de ARD de algunas referencias. Henze et al. (2008) indica una caracterización con contribuciones menores de vertimiento industriales.

Como se ha mencionado, las consecuencias ambientales relacionadas con la alta carga contaminante derivada de las ARD, es una problemática enfrentada a nivel global. Por lo que los sistemas de tratamiento deben ser gestionados eficientemente, a fin de no solo asegurar la remoción de parámetros como DBO y DQO, sino considerar la carga de nutrientes y sus problemáticas asociadas. A pesar de esto, la mayoría de las tecnologías de tratamiento implementadas en países en vía de desarrollo, se centran en la remoción de la carga orgánica (Henze et al., 2008; Lomte y Bobade, 2013). En cuanto a la remoción de los nutrientes de las aguas residuales, resulta en muchas ocasiones en un sistema de tratamiento no viable para un país, ya que los costos asociados a su mantenimiento y operación impiden la sostenibilidad que se busca en el proceso haciendo más complicada su gestión, por lo que este tipo de tratamientos avanzados queda fuera del alcance económica y operativamente (Sun et al., 2016). Esto, hace que sea necesario que la cantidad de tecnologías de tratamiento se diseñen acorde al aumento de aguas residuales generadas, e igualmente sean de costos asequibles según los ingresos del país (Mara, 2003; Paraskevas et al., 2002; Stamatelatou y Tsagarakis, 2015).

De forma general, el tratamiento de las ARD tiene como propósito generar un vertimiento seguro a partir de la remoción de las altas concentraciones en sus parámetros orgánicos e inorgánicos, asegurando el menor impacto a las fuentes de agua donde es vertido según las normas ambientales que rige cada país (Nzayisenga et al., 2018). La aplicación de las tecnologías de tratamiento convencionales son las más implementadas, estas resaltan el tratamiento secundario, donde se pretende oxidar el componente orgánico fácilmente biodegradable a través de procesos biológicos (Qasim y Zhu, 2017). Por otro lado, los tratamientos denominados terciarios se centran en la remoción de nutrientes u otros contaminantes específicos que no fueron eliminados previamente, se utilizan tecnologías de alto costo como resinas de intercambio de iones,

ultrafiltración, osmosis inversas, entre otros (Mackenzie, 2010). También es posible contar con procesos biológicos con arreglos o cámaras diferenciales aerobias, anaerobias y anóxicas, para la remoción simultánea de contaminantes, ejemplo: reactores anaerobio-anóxico-aerobio (A2O); otros con tecnología desarrollada por la Universidad del Cabo (UCT); entre otros (Saldarriaga et al., 2011). En la Tabla 3.3, se presentan algunas de las tecnologías de tratamiento de ARD comúnmente aplicadas. La selección de estas, depende en gran medida de la calidad del efluente que se espera según la regulación a través de las normas, al igual que los costos de inversión asociados y la complejidad de su operación (Libhaber y Orozco-Jaramillo, 2012). Además, en la Tabla 3.3, según el sistema de tratamiento se muestran las concentraciones promedio esperadas en el efluente de los principales contaminantes del ARD relacionados con carga orgánica y nutrientes.

Tabla 3.3.

Tecnologías utilizadas en el tratamiento secundario del ARD.

Sistema de tratamiento	<i>DQO</i> mg/L	<i>DBO</i> mg/L	<i>N total</i> mg/L	<i>NH₄⁺ - N</i> mg/L	<i>P total</i> mg/L
Tanque séptico	425	225	>30	>20	>4
Tanque Imhoff	350	120	25	15	9
Reactor UASB	225	85	>20	>15	>20
Discos biológicos rotatorios	100	13	20	5	7
Lodos activados de mezcla completa	90	15	20	1	7
Laguna facultativa	160	65	>20	>15	>4
Humedales	125	50	>20	>15	>4
Lodos activados convencionales	83	28	>20	<5	>4

Continuación...

Sistema de tratamiento	<i>DQO</i> mg/L	<i>DBO</i> mg/L	<i>N total</i> mg/L	<i>NH₄⁺ - N</i> mg/L	<i>P total</i> mg/L
SBR con aireación extendido	65	23	>20	<5	>4
Laguna en serie	140	55	18	13	<4
Filtro percolador de baja tasa	75	28	>20	8	>4
Filtro percolador de alta tasa	130	45	>20	>15	>4

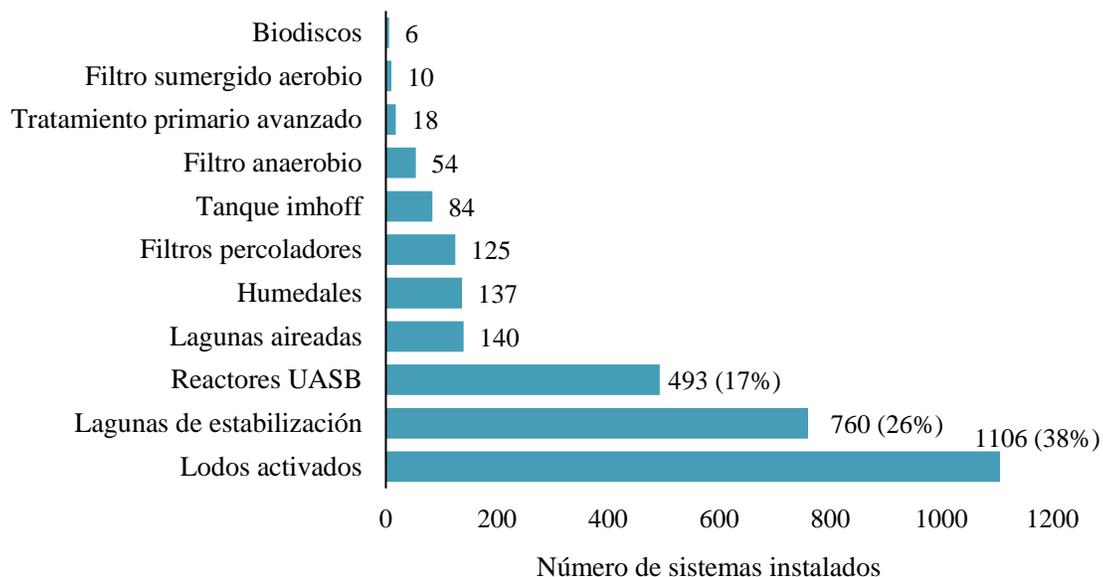
Nota. Adaptado de Von Sperling y Chernicharo, 2005.

En cuanto a América Latina y el Caribe, los principales tratamientos secundarios de ARD mayormente implementados se observan en la Figura 3.4. Según Noyola et al. (2013), esta información presentada hace referencia a seis países (Brasil, Chile, Colombia, Guatemala, México y República Dominicana), donde se recopiló la información de 2,734 instalaciones de tratamiento. De acuerdo con el autor, las tecnologías de mayor aplicación en dichos países son lodos activados, las lagunas de estabilización y el reactor anaerobio de flujo ascendente de lecho de lodos (UASB), las cuales representan un porcentaje de 38%, 26% y 17% respectivamente de implementación.

Para el caso de Colombia, las principales tecnologías de tratamiento registradas para el 2014 son presentadas en la Figura 3.5. Según la información disponible de los datos abiertos del SUI (Sistema Único de Información), los tratamientos comunes están acorde con las tecnologías implementadas en América Latina y el Caribe. Es decir, que los principales tratamientos hacen referencia a las lagunas de estabilización, los lodos activados y los reactores UASB.

Figura 3.4.

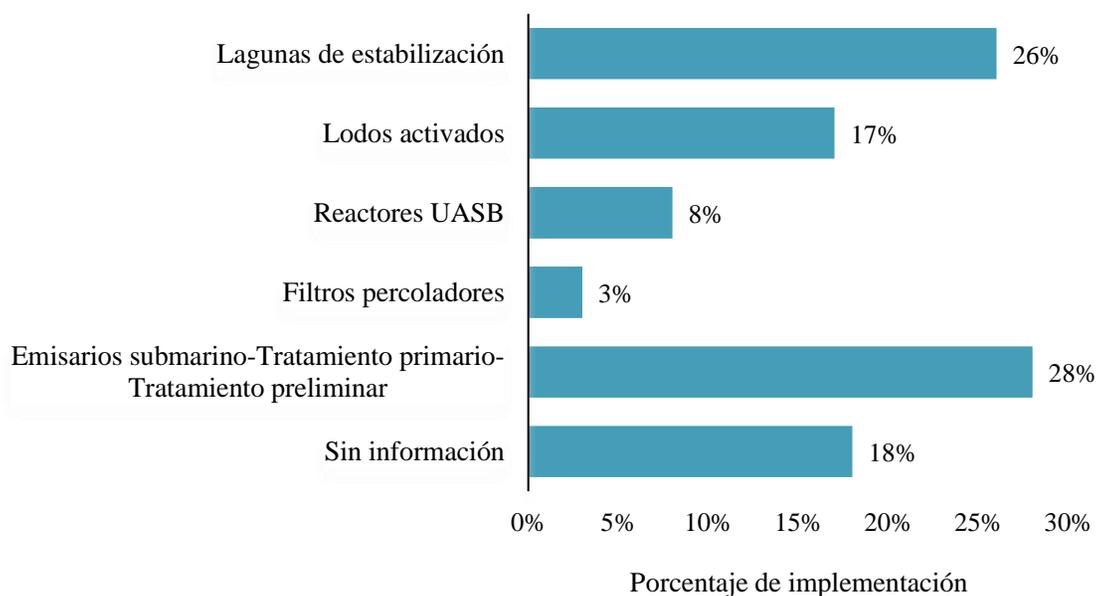
Tecnologías de tratamiento comúnmente usadas en América Latina y el Caribe (ALC).



Nota. Fuente: Noyola et al., 2013.

Figura 3.5.

Principales tecnologías de tratamiento de aguas residual para Colombia en el año 2014.



Nota. Fuente: SSPD, 2014.

De las tres tecnologías mencionadas con mayor aplicación tanto en América Latina y el Caribe, como en Colombia, se tiene que los tratamientos de aguas residuales con reactores anaeróbicos de manto de lodos y flujo ascendente (UASB), se han aplicado ampliamente en el tratamiento de ARD e industriales, a causa del manejo operativo simplificado, el requerimiento de espacios reducidos, los bajos costos de operación e incluso el bajo consumo energético que necesitan implementarse en estos sistemas (Atashi et al., 2010; Foresti et al., 2006). En países que presentan condiciones climáticas tropicales y subtropicales, los UASB también han tomado relevancia debido a la eficiencia que pueden alcanzar en la remoción de DQO y la adaptabilidad en la variación de sus cargas (Chernicharo et al., 2015; Mutombo, 2004). Además, la amplia aplicación de los reactores UASB, no solo se debe a su eficiencia de remoción en carga orgánica, sino también a los subproductos derivados del tratamiento que pueden ser posteriormente aprovechados, como el biogás y su efluente (Khan et al., 2011).

En cuanto a la remoción teórica de carga contaminante y nutrientes respecto a otras tecnologías como las aerobias, los sistemas UASB tienen una eficiencia en promedio del 70% en DQO, por lo que comúnmente para mejorar la calidad del efluente se utilizan postratamientos (Von Sperling y Chernicharo, 2005). La eficiencia en remoción de este tipo de sistemas de tratamiento, se debe principalmente al metabolismo anaerobio del proceso biológico, ya que la ruta de la degradación de la materia orgánica es más compleja que en un metabolismo aerobio, por lo que esto se compensa normalmente llevando a cabo el proceso de tratamiento a un aumento de temperatura según los factores climáticos (Dionisi, 2017; Henze et al., 2008). En cuanto a la remoción de nutrientes, se ha evidenciado que la eficiencia es prácticamente nula, implicando necesariamente la implementación de sistemas adicionales que remuevan específicamente las concentraciones de nitrógeno y fósforo de los sistemas UASB (ver Tabla 5.2). Considerando que

la eficiencia en las tecnologías de tratamiento de aguas residuales, depende de factores biológicos, ambientales, operativos y de las características del agua a tratar, en la Tabla 5.2 (ver Capítulo 5) se presentan algunos casos de estudio de los últimos años de tratamiento con UASB, donde se pueden observar las concentraciones de los parámetros más relevantes en el efluente del ARD tratada.

Como se ha mencionado, en la gestión del tratamiento de las ARD, cada vez está tomando más relevancia la remoción eficiente y sostenible del nitrógeno y fósforo. Por lo que, asegurar solo un tratamiento de tipo secundario, como el caso de reactores UASB, ha demostrado no ser suficiente para solucionar la problemática hídrica que se ha generado a causa del vertimiento. Por lo que, el agotamiento de recursos de agua de calidad, ha conllevado a la necesaria búsqueda de alternativas de tratamiento en remoción de N y P, que garanticen ser tecnologías asequibles y eficientes para aquellos países más vulnerables.

3.4. Reúso agrícola de las ARD

Con la disminución de los recursos hídricos, ha sido necesario gestionar soluciones sostenibles a fin de responder paralelamente al crecimiento demográfico y a la conservación de los ecosistemas vulnerables. Según Andreo-Martínez et al. (2017), el reúso de ARD previamente tratada se ha contemplado como una de las alternativas de solución viables, para aportar a la conservación de los recursos hídricos, tanto aumentando la disponibilidad en situaciones de escasez como en la disminución de contaminación de las aguas (Angelakis y Gikas, 2014). A pesar de que la reutilización de aguas residuales se viene implementando hace más de 5000 años, actualmente es considerada una solución innovadora debido a que no se ha explorado su uso a

nivel global, lo que puede deberse a ausencia de información en los costos económicos, los daños ambientales que se puedan ocasionar, el tipo de tecnología de tratamiento adecuada o los riesgos que puedan presentarse en la salud de las personas (Lam et al., 2017; Tzanakakis et al., 2007).

Según Sato et al. (2013), de 62 países que reportaron hasta el 2013, datos de uso de aguas residuales a nivel global, fueron Norte América, Turquía y China los que más contribuyeron al reúso con aguas residuales previamente tratadas con porcentajes de 4%, 37% y 74% respectivamente. Sin embargo, países como Japón, Australia y en especial los del mediterráneo y África del Norte, reúsan igualmente gran parte de sus aguas residuales generadas. Según algunos expertos, se esperaba para el periodo de 2010 a 2015 un aumentado de reúso entre 37.7 GL/día y 54.5 GL/día, principalmente en los países antes mencionados (Chen et al., 2013). Una de las consideraciones más importantes para que el reúso de aguas residuales aumente, es garantizar los estándares de calidad que mitiguen los posibles riesgos a presentarse, a fin de obtener la aceptación publica y cooperación de entes institucionales (Massoud et al., 2018).

A pesar de que el uso de ARD trae consigo riesgos que se oponen a la aceptación en muchos países, se ha logrado evidenciar múltiples beneficios a través de una adecuada planificación de los sistemas de reúso. Uno de estos, hace referencia a la viabilidad económica por reúso de agua en diferentes actividades como la producción agrícola, el sector industrial, el consumo potable y no potable, esto se debe a que en algunos países la extracción de agua por vía subterránea, su distribución o tratamiento requiere de elevados costos (Fatta-Kassinos et al., 2016; Miller, 2006; Voulvoulis, 2018). Otros beneficios destacados, son la prevención y reducción de riesgos relacionados con el vertimiento de aguas residuales, aporte de nutrientes cuando el reúso es agrícola, reducción de costos por fertilizantes y disponibilidad de agua en regiones con escasez del recurso, ya que las AR se consideran una fuente de agua constante y por lo tanto confiable en zonas

críticas debido a que su generación permanece a medida que la población crece (De Gisi et al., 2017; Friedler, 2001; Tran et al., 2016; Vergine et al., 2017).

Al practicarse la reutilización de agua residual, se logra abarcar una gestión completa del recurso hídrico donde la recuperación de estas aguas, con sus propiedades adicionales como los nutrientes o la energía derivada, recaen en un ciclo de economía circular que trae ventajas en términos económicos y ambientales (Voulvoulis, 2018). Dentro de las experiencias asociadas con los tipos de reúso que se vienen dando a nivel global, se destaca Israel, que tuvo estimaciones para el año 2003 con valores de reúso del 75% de sus aguas residuales tratadas en la producción agrícola (Kamizoulis et al., 2003). En el sector industrial, la reutilización se asocia a la alimentación de calderas, torres de enfriamiento o aguas de proceso para lavado en países como Japón, EE. UU., México, Sudáfrica, etc. En Canadá y Japón, el agua residual se utiliza para mejorar las condiciones de los ecosistemas como en arroyos (Duong y Saphores, 2015). Otro uso muy común en países como Grecia, Italia y Australia es para paisajismo y recreación ambiental (Angelakis y Durham, 2008). Además, el reúso para fines de potabilización es uno de los usos emergentes más significativos en las ciudades con altas demandas, donde se utilizan plantas de recuperación. La recarga de acuíferos de agua subterránea por inyección se practica en Orange County, California, EE. UU con el fin de aumentar la disponibilidad de uso potable indirecto (Angelakis et al., 2018).

Como se ha visto, actualmente y gracias a las nuevas tecnologías hay diferentes formas en las que se practica la reutilización de AR y ARD. Sin embargo, la práctica más común y conocida desde la edad de bronce hasta el tiempo actual ha sido el riego de cultivos con ARD, donde su implementación ha pasado por diferentes etapas de gestión y planificación a través de los años (Jaramillo y Restrepo, 2017). La reutilización de agua residual en la agricultura es el mayor uso evidenciado a nivel global con un alto potencial de reúso. En algunos países del sur de Europa

como Malta, Chipre, Hellas y España se espera cumplir para el 2025 con el 26%, el 7,6%, el 5% y el 3% de la demanda de agua con reutilización (Angelakis y Gikas, 2014). Esta práctica en irrigación, también es un componente clave del suministro de agua que se ha establecido con mayor fuerza en los países de la zona del Mediterráneo semiárido y de Oriente Medio (Metcalf & Eddy et al., 2007). Por otro lado, en América Latina se estima una descarga de $400 \text{ m}^3/\text{s}$ que posteriormente son utilizados sin planificación para riego de cultivos (Silva et al., 2008). Además, en países como México y Perú se tiene que para irrigación directa con AR tratadas utilizan 0.41Km^3 y 0.246Km^3 respectivamente (Mateo-Sagasta y González Martín, 2017).

En diferentes partes del mundo, debido al incremento de esta práctica en el sector agrícola, ha sido necesario realizar inversiones de gestión y planificación para sacar provecho del reúso (Bonini et al., 2014). Los factores que establecen esta práctica como positiva, se debe a que el reúso de aguas residuales de origen doméstico suple la necesidad de agua asequible durante los periodos de sequía, aportando los requerimientos hídricos del cultivo y cumpliendo la demanda de productos alimentarios por parte de la creciente población (Azevedo et al., 2013). Adicionalmente, debido a los nutrientes encontrados en las ARD, se ha evidenciado mejoras en el rendimiento del cultivo cubriendo la necesidad de fertilizantes, los cuales en la mayoría de las ocasiones al presentarse de manera escasa en el terreno se suplen comercialmente (Schaer-Barbosa et al., 2014). Este reciclaje de nutrientes, se debe principalmente a las altas concentraciones de nitrógeno (amonio y nitratos) y fósforo inorgánico (Marinho et al., 2013). Sin embargo, otros elementos pueden encontrarse en menor proporción como potasio, calcio, magnesio, hierro o zinc (Barreto et al., 2013; Liu y Haynes, 2011)

Se estima que, con el reúso de aguas residuales se pueden ahorrar entre el 25 y 50% de fertilizantes nitrogenados (Tripathi et al., 2019). En cuanto al fósforo, según Filho et al. (2020),

reusando los efluentes domésticos se cubre la necesidad de este macronutriente, debido a que su presencia en el ARD está asociada con el uso de detergentes. El fósforo es un macronutriente que requiere estar disponible, ya que es utilizado por las plantas en las reacciones metabólicas, especialmente en las reacciones de fosforilación para la formación de moléculas de alta energía para la fotosíntesis y el mantenimiento de las estructuras de las membranas (Delgado et al., 2016; Malhotra et al., 2018). Por otro lado, el nitrógeno es un elemento de importancia estructural de las proteínas en el desarrollo de una planta, que a partir de las reacciones bioquímicas es asimilado y fijado (Coraspe-León et al., 2009).

A causa del reciclaje de nutrientes, se favorece la prevención y disminución de la contaminación en las fuentes de agua para abastecimiento (Resende y Costa, 2014; Rosa et al., 2017). Esto indica que la planificación del reúso, se caracteriza por ser una práctica de conservación en el control de contaminación por eutrofización, proceso que se promueve cuando el lugar de disposición final de las ARD tratadas o no, son las fuentes de agua superficiales. Además, al requerirse efluentes de calidad para el reúso, se promueve a través de normativas una eficiencia mayor de remoción en los sistemas de tratamientos existentes (Zambrano, 2012). Sin embargo, aparte de las ventajas que trae el reúso de ARD, también se pueden presentar algunas problemáticas en el cultivo y la cadena de producción del mismo, cuando no se lleva a cabo una correcta planificación que mitigue los impactos negativos.

Dentro de los riesgos asociados a la práctica de reúso con ARD, diferentes estudios han evidenciado daños en la estructura del suelo, las plantas cultivadas, la posible afectación en la salud de los agricultores, manipuladores de la producción y consumidores (Elgallal et al., 2016). Para mitigar los problemas que puedan ocasionarse, se sugiere priorizar el tratamiento previo al uso del agua residual donde se remueva la alta carga orgánica que presentan estas aguas (Silva

et al., 2012). Sin embargo, un tratamiento secundario implementado para la disminución de este contaminante no es suficiente para garantizar un agua completamente segura para su reúso en el sector agrícola, ya que como se ha mencionado las ARD presentan otro tipo de contaminantes y concentraciones de elementos específicos considerados tóxicos (Elgallal et al., 2016).

Parámetros como la elevada conductividad eléctrica, que da conocimientos de la salinización y las altas concentraciones de sodio reflejadas en la Relación de Adsorción de Sodio, generan cambios en la permeabilidad del suelo impidiendo la movilidad del agua, hacia el sistema radicular de las plantas y disminuyendo la capacidad de absorción de otros elementos esenciales (Oster et al., 2016). Lo cual finalmente, recae en promover en el cultivo un estrés osmótico e iónico que limita el crecimiento (Shakir et al., 2017). Además, debido a la presencia de sólidos disueltos representada en la salinidad, se corre el riesgo de promover la escorrentía a partir de la obstrucción en la porosidad del suelo. Comúnmente, estos problemas en la estructura del suelo van ligados a largos periodos de irrigación (más de 20 años) y dependiendo del tipo de suelo, se puede ocasionar lixiviación de nutrientes hacia las aguas subterráneas a lo largo del reúso (Djanaguiraman y Prasad, 2013; Zufiaurre et al., 2020).

Por otro lado, elementos como el Cobre, Cadmio, Plomo, Níquel, Zinc, Hierro y Cromo, los cuales no se remueven fácilmente en un tratamiento convencional, pueden generar fitotoxicidad por sus elevadas concentraciones y ser bioacumulables (Becerra-Castro et al., 2015). El ARD, también puede presentar contaminantes emergentes como los provenientes de productos de cuidado personal, productos farmacéuticos, micro plásticos, residuos de antibióticos resistentes a genes y bacterias, que pueden acumularse en la estructura del suelo y ser absorbidos por las plantas del cultivo, lo que se considera un riesgo cuando los alimentos son consumidos crudos (Christou et al., 2017). Sin embargo, el conocimiento respecto a los problemas asociados a estos

contaminantes y su dinámica a través del riego aún no es clara, probablemente debido a que no se cuenta con una regulación específica que los abarque (Blair et al., 2017; Fatta-Kassinos et al., 2011)

Respectos a las características microbiológicas, las ARD no desinfectadas para reúso, pueden contener algunos microorganismos patógenos como, *Salmonella spp*, *Escherichia coli* (*E. coli*), *Legionella spp* y nematodos intestinales (Jaramillo y Restrepo, 2017). La presencia de estos organismos, puede afectar la salud humana por diferentes enfermedades entre las cuales se encuentran hepatitis, meningitis, fiebre tifoidea, gastroenteritis bacteriana, la diarrea o problemas extraintestinales, estos últimos han ocasionado la muerte a nivel global de niños menores de 5 años (Okoh et al., 2010; Oram, 2020; UN-Water, 2016; WHO, 2012). A pesar de las enfermedades que puedan ocasionarse, en los cultivos se ha logrado evidenciar ausencia de contaminación por patógenos en las partes comestibles de las plantas, esto puede deberse al tipo de planta cultivada como también al sistema de riego utilizado, el cual no necesariamente ocurre de manera directa entre las plantas y el agua residual (Gatta et al., 2016; Libutti et al., 2018). Por lo que diferentes estudios, han concluido que los consumidores son los que corren menos riesgos en la práctica de reúso agrícola, a diferencia de los trabajadores que tienen un contacto directo con el agua contaminada (Mcheik et al., 2017).

Los riesgos en la salud asociados a los organismos patógenos, como algunas características físico-químicas presentes en las ARD, han ocasionado que a través de los años se publiquen diferentes regulaciones y directrices con el fin de que la práctica de reutilización sea factible, segura y obtenga la aceptación social (Ramos et al., 2019). Las diferentes guías o directrices existentes en los países que practican la reutilización en el sector agrícola, se basan principalmente en las publicaciones generales de la EPA (Agencia de Protección Ambiental), OMS (Organización

Mundial de la Salud) y FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) las cuales se muestran en la Tabla 3.4 (Jaramillo y Restrepo, 2017). Las mencionadas regulaciones, hacen sugerencias en cuanto a los métodos de aplicación del riego según el tipo cultivo, valores máximos de parámetros microbiológicos y físico-químicos, directrices de manejo postcosecha, características de calidad del agua residual a implementar y sistema de barreras para evitar el mínimo riesgo en los grupos expuestos a las aguas residuales, etc.

Tabla 3.4.

Guías para la reutilización agrícola de ARD.

Publicación	Año	Autor
Reutilización de efluentes: métodos de tratamiento de aguas residuales y salvaguardias sanitarias.	1973	OMS
Pautas de calidad de las aguas residuales para uso agrícola.	1987	FAO
Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura.	1990	OMS
Guías sobre la Reutilización de Aguas Residuales Tratadas (actualización 1992, 2004, 2012).	1980	EPA
Directrices sugeridas para la reutilización agrícola de aguas tratadas y requisitos de tratamiento.	1999	FAO
Uso Seguro de Aguas Servidas.	2006	FAO, OMS
Directrices para la reutilización de aguas residuales.	2012	EPA y USAID

Nota. USAID: Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional. No se mencionan todas las publicaciones por los autores en mención.

Algunas regulaciones derivadas de las indicadas en la Tabla 3.4, incluyen El Reglamento de la UE 2020/741 el cual exige una etapa de desinfección previo a la reutilización (European

Comission, 2020); El Decreto 2007 de España, el cual regula la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento para reúso (Decreto, 2007) y los Criterios de reciclaje de agua en California-EE. UU actualizados desde 1918 (Departamento de Salud Pública de California, 2014).

En cuanto a América Latina, las políticas para un reúso seguro son escasas y poco implementadas en coordinación con otros sectores institucionales como saneamiento, agricultura, salud, entre otros (Mateo-Sagasta y González Martín, 2017); un ejemplo, permite mostrar como países entre los que se destacan Perú, Ecuador, Haití o Panamá no presentan un marco normativo de reúso de aguas residuales en el sector agrícola (WSP-LAC, 2007). Respecto a Perú, la autorización para uso de aguas residuales va regida por los parámetros ya establecidos por la OMS (Amarildo Fernández, 2011). En Bolivia el Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA) en colaboración con el Banco Mundial, ha buscado alternativas con el objetivo de formalizar el reúso en la agricultura (Cisneros et al., 2015). México, uno de los países caracterizados por su alto potencial de reúso, tiene La Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, la cual regula la calidad del agua residual utilizada en riego con parámetros físico-químicos y microbiológicos (SEMARNAT, 1997). Por otro lado, Chile, Puerto Rico y Argentina han contribuido al estudio en el reúso de aguas residuales, pero no cuentan con normativa en su respectivo país (Dueñas et al., 2015).

Para el caso de Colombia, en el año 2008 se tenía conocimiento de una superficie irrigada con AR de 1'230.193 ha de las cuales solo el 27% eran aguas residuales tratadas (Silva et al., 2008). En cuanto a la normatividad del reúso de ARD o AR, Colombia ha establecido desde 1973 diferentes regulaciones que han abarcado el tratamiento de las aguas residuales, su vertimiento y reúso. Referente a las regulaciones para la reutilización, la Ley 373 de 1997 promovió el Programa de Uso Eficiente y Ahorro de Agua (PUEAA), donde obligaba al reúso de las aguas servidas solo

en caso de ser viable técnica y económicamente (MinAmbiente, 1997). Más adelante, a partir del Decreto 1076 de 2015 (Decreto 3930 de 2010), se define el reúso y se promueve el mismo con los Planes de Reconversión a Tecnologías Limpias en Gestión de Vertimientos (PRTLGV), adicionalmente se reglamenta el vertimiento al recurso hídrico, suelos y alcantarillado (MinAmbiente, 2015). En cuanto al reúso de aguas residuales en el sector agrícola, la normativa más actualizada corresponde a la Resolución 1207 de 2014 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, la cual establece exigencias ambientales para la práctica de reutilización poco viables, convirtiéndose esto, en una dificultad en el proceso para la ampliación de la actividad a nivel nacional (IDEAM, 2019). Los cultivos a los cuales se limita la Resolución 1207 son; pastos y forrajes para consumo animal, productos no alimenticios para humanos o animales, cultivos de fibras celulósicas y derivados, cultivos para la obtención de biocombustibles (biodiesel y alcohol carburante) incluidos lubricantes, cultivos forestales de madera, fibras y otros no comestibles, cultivos alimenticios que no son de consumo directo para humanos o animales y que han sido sometidos a procesos físicos o químicos.

A pesar de que, la normativa se ha ido estableciendo en Colombia desde tiempo atrás, dando a conocer las posibilidades de reúso de agua en algunas actividades, poca ha sido la evidencia de la práctica de reutilización planificada en el sector agrícola con ARD. Esto, puede deberse a las diferentes solicitudes y estudios en permisos que exige la autoridad ambiental, a la falta de criterios de calidad en cuanto al agua que puede ser reusada, el desconocimiento de los riesgos o la ausencia de regulaciones de vigilancia y control (Dueñas et al., 2015).

3.5. Tratamiento de las ARD a partir del reúso

Uno de los beneficios adicionales relacionados con la reutilización de las ARD, es el aporte a la disminución de las cargas contaminantes que puedan estar presentes en los vertimientos. Esto, puede deberse a las tecnologías de tratamiento que se requieren implementar para garantizar un efluente de reúso de calidad. Por otro lado, en sectores como el agrícola el efluente para reúso no siempre requiere de etapas complejas de tratamiento previo, ya que como se ha mencionado existen guías establecidas que ayudan a simplificar el uso de las ARD. Por lo que el reúso agrícola, ha generado igualmente una disminución de contaminantes, ya que el desarrollo de las plantas tiene la capacidad de absorber nutrientes u otro tipo de contaminantes para su crecimiento, los cuales dependiendo de sus concentraciones pueden impactar o no, significativamente el aprovechamiento del cultivo (Azevedo et al., 2013; Christou et al., 2017). Esta extracción de nutrientes por parte de las plantas, ha ayudado a promover otras alternativas de tratamiento caracterizadas por ser sostenibles y basarse en los procedimientos ocurridos en la naturaleza. Una de las alternativas utilizadas en el tratamiento de las ARD o AR que escala los procesos de depuración natural, hace referencia a los humedales artificiales (Wang et al., 2017).

Los humedales para tratamiento, son construidos artificialmente con el fin de asemejar los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren normalmente en un ambiente acuático natural. En su funcionamiento de depuración, se involucra la vegetación, el suelo y microorganismos que degradan los contaminantes en zonas aeróbicas, anaerobias o anóxicas que se crean en el humedal (Vymazal, 2010). Este tipo de sistema de tratamiento pasivo, es caracterizado por implementar especies de plantas acuáticas con la capacidad de absorber elementos disueltos en las aguas residuales como metales pesados, algunos contaminantes emergentes y nutrientes (West et al.,

2017). Respecto a los contaminantes no disueltos de las aguas residuales, la sedimentación ocasionada por las bajas velocidades de operación en los humedales, favorece su degradación en condiciones anaeróbicas (Crites et al., 2010). En la implementación de estos sistemas, han ocurrido diferentes modificaciones a través de los años, a fin de remover un contaminante específico o aumentar la eficiencia de remoción, por esto una clasificación general de los humedales artificiales se asocia según el crecimiento de la vegetación utilizada, la hidrología con la cual se emplea el agua residual (flujo superficial o subsuperficial) y la dirección del flujo (horizontal o vertical) (Vymazal et al., 2001).

Además de los humedales, que utilizan las funciones metabólicas de las plantas para el tratamiento de las AR o ARD, otra alternativa similar que ha surgido y retoma los beneficios del reúso agrícola, son los sistemas hidropónicos (Norström et al., 2004). Estos sistemas hidropónicos, se han empleado como una alternativa de tratamiento terciario, que requieren costos reducidos debido a sus bajas necesidades en energía y operación (Azad et al., 2013). El funcionamiento de estos sistemas, se caracteriza por no utilizar suelo sino funcionar como un tipo de drenaje que se centra en la producción de plantas, que al igual que en los humedales, tienen la capacidad de extraer a través de sus raíces los nutrientes que contienen las ARD tratadas para su desarrollo (Ribeiro et al., 2009). Estas características de los sistemas hidropónicos, aportan a la retención de compuestos que podrían acumularse en el suelo y generar contaminación de aguas superficiales o subterráneas. Además, debido a que el reúso de las ARD tratadas en sistemas hidropónicos también se emplean con la finalidad de obtener un producto de valor agregado, otras ventajas adicionales a mencionar son el fácil control de plagas que normalmente son transmitidas por el suelo, la reducción de espacios para el desarrollo de un cultivo y el aumento de la producción debido al

contacto directo entre las raíces y los nutrientes contenidos en las ARD (Neta et al., 2013; Yang et al., 2015).

Algunas investigaciones con sistemas hidropónicos, han empleado diferentes tipos de cultivos como hortalizas, ornamentales o frutales donde se ha evidenciado variabilidad en la remoción de nutrientes, la formación de la biomasa de la planta y el tipo de calidad del cultivo a nivel comercial (Magwaza et al., 2020). Esto, puede deberse a las diferentes necesidades nutricionales de las plantas, la capacidad de adaptación a sistemas hidropónicos, la tolerancia al crecimiento en el medio acuático y la capacidad de tolerar la composición de las ARD, ya que estas pueden ser suficientes o no para el desarrollo de la planta (Haddad et al., 2012). Además, el tipo de tratamiento empleado en las ARD previo a su reúso, también influye en el rendimiento de los cultivos del sistema hidropónico. Respecto a esto, los sistemas de tratamiento descentralizados, como los que usan procesos de digestión anaerobia, aportan a la recuperación de nutrientes como el nitrógeno y fósforo para ser empleados en el reúso agrícola o en cultivos hidropónicos (Tauseef et al., 2013). Por lo que, el desarrollo de plantas en cultivos donde se emplean los principios hidropónicos con ARD tratada, son una posible alternativa de tratamiento enfocado principalmente para la remoción de nutrientes, ya que como se ha mencionado se requieren de estos para la formación de la planta en su ciclo vegetativo, al igual que ocurre en un cultivo agrícola.

Capítulo 4

Metodología

El presente trabajo de grado se desarrolló enfocado en dos componentes, uno de ellos hace referencia a la búsqueda de información bibliográfica relacionada con una alternativa de sistema de tratamiento, para el pulimiento de las ARD a partir del desarrollo vegetal. El segundo componente, se enfocó en la recolección de información relevante para la propuesta de diseño del sistema de tratamiento experimental.

4.1. Búsqueda de información secundaria

A través de una revisión bibliográfica que abarcó un marco internacional y nacional, se profundizó en los siguientes temas:

- Generación y problemática de las aguas residuales: En este apartado, la búsqueda de información se centró en el crecimiento demográfico y como este impacta directamente los servicios ecosistémicos. Se relacionó, la creciente población con el limitado acceso a servicios de saneamiento y la producción de aguas residuales de los principales sectores como el agrícola, industrial y doméstico. Además, considerando la presión en cuanto a la disponibilidad y calidad de los recursos hídricos debido a los vertimientos, se expone según la literatura el porcentaje de AR tratadas a nivel global y en Colombia.
- Los nutrientes y su impacto en la calidad del agua: Considerando el volumen de aguas residuales vertidas en las fuentes hídricas naturales sin tratar o tratadas inadecuadamente, este apartado abarca la problemática del proceso de eutrofización. Se mencionan los nutrientes,

específicamente nitrógeno y fósforo, como los principales contaminantes contenidos en las AR que conducen a la floración masiva de algas. Se enfatizó, en que las ARD contienen elevadas concentraciones de nutrientes y se consideran un principal foco de contaminación, debido a la creciente urbanización y falta de sistemas de saneamiento a nivel global.

- Características y tratamiento de las ARD: Con el fin de centrar el presente trabajo (modalidad de trabajo de grado para la formación como Ingeniera) en las ARD, se mencionan las principales características en composición de estas aguas residuales, las concentraciones según la literatura de sus parámetros más relevantes y algunos casos de países que caracterizan sus ARD. Además, en este apartado se mencionaron los diferentes tratamientos que son implementados comúnmente para la remoción de contaminantes, principalmente las tecnologías aplicadas en los países en vía de desarrollo, teniendo en cuenta que son los países con más limitaciones para garantizar un vertimiento seguro hacia las fuentes hídricas naturales.
- Reúso de ARD en la agricultura: Partiendo de las problemáticas en disponibilidad y calidad del recurso hídrico, se enfatizó en la reutilización de las ARD como una alternativa sostenible y viable que responde a la demanda hídrica a nivel global. Además, teniendo en cuenta que la agricultura es el principal sector que demanda grandes volúmenes de agua, se mencionan las ventajas, desventajas y regulaciones que se han evidenciado en el reúso agrícola en diferentes países.
- Tratamiento de las ARD a partir del reúso: Considerando las ventajas del reúso agrícola principalmente por remoción de nutrientes, se mencionan algunas alternativas sostenibles de tratamiento de ARD, basadas en la depuración natural que involucra el desarrollo de plantas en el medio acuático. Algunos sistemas mencionados, hace referencia a los humedales artificiales y el desarrollo de cultivos en tecnologías basadas en la hidroponía.

4.2. Propuesta diseño experimental de sistema de pulimiento

A partir de la revisión literaria mencionada en el capítulo 4.1, para el dimensionamiento del sistema de tratamiento experimental se recolectó información de interés que incluía:

- Casos de estudio de tratamiento de ARD en sistemas UASB, donde se indican las concentraciones de carga orgánica, nitrógeno y fósforo que pueden ser encontradas en un efluente de ARD, previamente tratado.
- Selección de especies de importancia agrícola en Colombia, considerando las condiciones climáticas de temperatura y altura para la ciudad de Medellín.
- Comparación de la extracción teórica de nutrientes en kg/ton, de las diferentes especies de importancia agrícola seleccionadas.
- Selección de la especie de importancia agrícola con mayor requerimiento nutricional en kg/ton de nitrógeno y fósforo. Además, se considera el espacio que abarca el desarrollo de la planta para facilidades de operación experimental.
- Extracción de información en curvas de absorción de nutrientes del cultivo seleccionado, a partir de información investigativa secundaria y la herramienta Digitizelt-Versión 2.5.
- Estimación del consumo medio de nitrógeno y fósforo en el ciclo de vida del cultivo a emplear.

Considerando la información mencionada, se propuso el diseño experimental de pulimiento a partir del cálculo de variables como; el tiempo de retención celular de las plantas, el tiempo de retención hidráulica, la cantidad de plantas necesarias según las concentraciones de nutrientes en el efluente, el caudal de efluente de UASB para alimentar el sistema experimental, el consumo diario de nitrógeno y fósforo por planta, el consumo total de nutrientes al final del cultivo y las concentraciones finales esperadas según una remoción teórica supuesta.

Capítulo 5

Resultados y análisis

A partir de la revisión bibliográfica realizada, en la Tabla 5.1 se muestran las concentraciones de carga orgánica y nutrientes que se encuentran en las ARD de diferentes países. Esto, con la intención de enfatizar en la baja variabilidad que se presenta en las características de las ARD a nivel global. Para el caso del parámetro *DQO*, el cual aporta a la diferenciación de aguas residuales según su carga orgánica, entre los nueve países se presenta un rango de 234-795 *mg/L*. El valor de 234 *mg/L* referente a las ARD de Malasia, se encuentra por debajo de lo registrado en la literatura (ver Tabla 3.2). Respecto al dato de las ARD en Bolivia (795 *mg/L*), puede sugerirse que al igual que estas, las ARD con una *DQO* promedio de 700 *mg/L* indican una posible combinación de vertimientos domésticos e industriales. Para el caso de Colombia, Manrique (2020) registra una *DQO* de 418 *mg/L*, dato cercano al de países desarrollados como en los Países Bajos (450 *mg/L*). Como puede evidenciarse, los resultados en cuanto a *DQO* registrados en la Tabla 5.1 son similares a los encontrados en la literatura, ya que según los autores de la Tabla 3.2 (ver Capítulo 3) los valores de *DQO* pueden estar en un promedio de 325-750*mg/L*.

Respecto al nitrógeno y fósforo, parámetros relevantes que favorecen la eutrofización, en la Tabla 5.1 se muestran algunas de las formas caracterizadas por los autores en mención. Al igual que lo evidenciado en la literatura, el nitrógeno y fósforo presentan mayores concentraciones en las ARD en sus formas inorgánicas. Según lo reportado por los países de la Tabla 5.1, el nitrógeno puede encontrarse en forma de NH_4^+ con un rango que varía entre 30.5-66.0 *mg/L*, aunque Al-Ajalín et al. (2020) registraron una concentración de 12.5 *mg/L* para un ARD de Malasia.

Respecto a el fósforo inorgánico, se registraron valores por debajo de 5 mg/L en países como Colombia y Sudáfrica, siendo estos de 2.3 mg/L y 1.9 mg/L respectivamente. Por el contrario, en países como Tailandia y Malasia se encontraron valores mayores, 6.65 mg/L y 5.04 mg/L respectivamente, esta variabilidad podría asociarse a las dinámicas culturales de cada país. Las concentraciones de los nutrientes mencionados, están acorde a lo encontrado en la literatura (ver Tabla 3.2, Capítulo 3) la cual indica un rango para NH_4^+ de $15\text{-}31 \text{ mg/L}$ y de fósforo inorgánico de $4.5\text{-}10 \text{ mg/L}$. En cuanto al NO_3^- , aunque los autores revelan una concentración de cero o cercano a este valor, de los resultados mostrados en la Tabla 5.1, Manrique (2020) y Agoro et al. (2018) registraron valores de 9.5 mg/L y 14.4 mg/L respectivamente.

Como se ha mencionado, las características de las aguas residuales dependen de factores sociales, económicos, políticos, climáticos y demás. Sin embargo, los resultados mostrados en la Tabla 5.1 y la Tabla 3.2 que expone lo encontrado en la literatura, revelan que las características de las ARD referente a sus elementos y concentraciones, no presentan un cambio significativo a través de los años y en diferentes países.

Respecto a las diferencias que puedan presentarse en las características de un ARD, estas posiblemente se deban al tipo de tratamiento empleado, ya que el metabolismo de degradación o transformación de los contaminantes no siempre es el mismo. Por esto y considerando que, los tratamientos UASB han tomado relevancia por su factibilidad en operación, costo y espacio de implementación, en la Tabla 5.2 se muestran algunos resultados de investigaciones realizadas con ARD en este tipo de tratamiento. Esto, con el fin de mostrar las concentraciones de N y P aún presentes en el efluente de ARD tratado y en consecuencia, la necesidad de implementar sistemas de pulimiento que reduzcan los procesos de eutrofización por vertimientos en las fuentes hídricas.

Tabla 5.1.*Concentraciones de contaminantes en las ARD de algunos países.*

País	<i>DQO</i> mg/L	<i>DBO</i> mg/L	<i>N total</i> mg/L	NH_4^+ mg/L	NO_3^- mg/L	<i>P total</i> mg/L	<i>P inorganico</i> mg/L	Referencia
Bolivia	795	396	--	66	--	11.8	--	Echeverria et al. (2019)
Alemania	548	319	59	--	--	8	--	Pons et al. (2004)
India	450	250	55	30.75	--	12.5	--	Saravanane et al. (2014) Roy (2016)
Países Bajos	450	171	42	--	--	6.7	--	Pons et al. (2004)
Tailandia	446	255	--	31.5	--	--	6.65	Perbangkhem y Polprasert (2010)
Colombia	418	214	167.2	30.5	9.5	4.1	2.3	Manrique (2020)
Egipto	350	200	52.5	--	--	13	--	Nasr y Moustafa. (2014)
Sudáfrica	301.5	--	--	60.25	14.4	--	1.9	Agoro et al. (2018)
Malasia	234	118.1	--	12.05	--	--	5.04	Al-Ajalín et al. (2020)

Según las concentraciones registradas por Tandukar et al. (2005), el nitrógeno en formas de $N - NH_4^+$ presenta un valor en su efluente de 19.41 mg/L , mientras que Berrio-Restrepo (s.f), presenta concentraciones de 30.52 mg/L . Para ambos casos debido al metabolismo anaerobio y el ambiente reducido presente en los reactores UASB, las concentraciones de $N - NH_4^+$ contenidas en su efluente son mayores a las de entrada del ARD. Por otro lado, en el efluente los parámetros de NTK y P total registrados por Salazar et al. (2019) no presentaron diferencia en remoción relevante a las concentraciones iniciales en el ARD. Igualmente, Berrio-Restrepo (s.f) refleja una baja remoción (23.4%) en NTK ya que, en su investigación el afluente presenta una concentración de 63.8 mg/L en comparación con la concentración del efluente (48.9 mg/L). Así mismo, este autor registra una concentración de $P - PO_4^{3-}$ en su efluente de 2.22 mg/L poco variable a la concentración inicial de 2.15 mg/L .

Tabla 5.2.

Concentraciones de algunos parámetros de ARD tratada con reactores UASB.

	<i>DQO</i>	<i>DBO</i>	<i>N - NH₄⁺</i>	<i>NTK</i>	<i>PT</i>	<i>P - PO₄³⁻</i>	<i>TRH</i>	Referencia
	<i>mg/L</i>	<i>mg/L</i>	<i>mg/L</i>	<i>mg/L</i>	<i>mg/L</i>	<i>mg/L</i>	<i>hora</i>	
Afluente	766	374	--	62.5	10.2	--	7.8	Salazar et al. (2019)
Efluente	367	128	--	62.6	10.1	--		
Afluente	265	150	--	--	--	--	4.7	Engida et al. (2020)
Efluente	133	59	--	--	--	--		
Afluente	532	240	16.30	--	--	--	6.0	Tandukar et al. (2005)
Efluente	195	78	19.41	--	--	--		
Afluente	627.5	--	17.63	63.8	8.4	2.15	6.0	Berrio-Restrepo (s.f)
Efluente	124.5	--	30.52	48.9	7.6	2.22		

Nota: El autor Berrio-Restrepo (s.f), implementó ARS (agua residual sintética) con características de ARD.

El TRH mostrado en la Tabla 5.2, para cada uno de los casos de estudio con ARD y reactores UASB evidencia que ese parámetro de operación no genera un cambio relevante en cuanto a la remoción de nutrientes. Esto, demuestra la necesidad de implementar sistemas terciarios de pulimiento, con el fin de remover las concentraciones de nitrógeno y fósforo que promueven la contaminación hídrica. Lo cual se extiende, tanto en la aplicación de los sistemas UASB como en otras tecnologías enfocadas únicamente en una etapa de tratamiento secundario.

En la implementación del sistema de tratamiento con principios hidropónicos y enfocado en pulimiento, pueden utilizarse diferentes tipos de cultivos. Por esto, a partir de la información consultada en el boletín agrícola de Colombia del DANE (2019), en la Tabla 5.3 se registra una selección de los cultivos más representativos en el territorio nacional. Estos, abarcan el grupo de legumbres y hortalizas debido a su bajo requerimiento de espacios, para el desarrollo vegetal y la implementación en el sistema de tratamiento a escala de laboratorio. Los cultivos mencionados en la Tabla 5.3 según su nombre común son; frijol, arveja, cebolla de rama, cebolla de bulbo, zanahoria y tomate, dispuestos respectivamente según el orden en que mayormente son sembrados.

Considerando las condiciones climáticas de Medellín, lugar donde se propone el diseño experimental de tratamiento, se registran en la Tabla 5.3 para cada cultivo el rango de temperatura y altitud en que este se desarrolla. Para la ciudad de Medellín, se tiene una temperatura promedio de 24°C y una altitud de 1.479 msnm (Alcaldía de Medellín, s.f). Lo que indica que, de las especies de cultivos según la tabla, son el frijol, la cebolla de bulbo, la zanahoria y el tomate las que presentan condiciones de temperatura y altitud ideales para desarrollarse a las condiciones mencionadas.

Tabla 5.3.

Especies de importancia agrícola mayormente sembradas en Colombia.

Nombre Común	Nombre científico	Temperatura (°C)	Altitud (msnm)	Referencia
Frijol	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	15 - 27	1.000 - 3.000	Cámara de Comercio de Bogotá, 2015
Arveja	<i>Pisum sativum, L.</i>	9 - 21	1800 - 2800	Dane, 2015
Cebolla de rama	<i>Allium fistulosum L</i>	12 - 20	1.500 - 3.000	Dane, 2017
Cebolla de bulbo	<i>Allium cepa L</i>	12 - 28	0 - 2.800	Dane, 2016
Zanahoria	<i>Daucus carota L</i>	9 - 28	300 - 2.900	Cámara de Comercio de Bogotá, 2015
Tomate	<i>Solanum lycopersicum</i>	15 - 25	0 - 1.500	Cámara de Comercio de Bogotá, 2015a

Para el desarrollo del cultivo a implementar en el sistema de pulimiento a las condiciones locales de Medellín, es necesario conocer los requerimientos de nitrógeno y fósforo registrados en la literatura. Los requerimientos nutricionales, son normalmente encontrados en términos de extracción, término que hace referencia a los nutrientes extraídos en el producto final cosechable. En la Tabla 5.4, se presentan los valores para la extracción de nitrógeno y fósforo en kg/ton por parte de los cultivos.

De los resultados mostrados en la Tabla 5.4, se tiene que el frijol es el cultivo que extrae en mayor medida nitrógeno y fósforo, con 62.3 kg/ton y 4.3 kg/ton respectivamente. Sin embargo, debido a que este cultivo requiere un espacio considerable para su desarrollo, no es ideal para el diseño del sistema de tratamiento a escala de laboratorio. Por lo que, el siguiente cultivo que registra un requerimiento mayor de nutrientes hace referencia a la cebolla de bulbo, con 3.4 kg/ton de nitrógeno y 0.95 kg/ton fósforo. Por otro lado, con la intención de simplificar la búsqueda de

información secundaria, aunque las especies zanahoria y tomate presentaron una extracción de nitrógeno y fósforo similar al cultivo de cebolla de bulbo (ver Tabla 5.4), no se consideran para su diseño en el sistema de tratamiento de pulimiento y se enfoca este solo en la especie vegetal *Allium cepa L.*

Tabla 5.4.

Extracción de nutrientes para las especies de desarrollo en la ciudad de Medellín.

Nombre científico	<i>Phaseolus vulgaris L</i>	<i>Allium cepa L</i>	<i>Daucus carota L</i>	<i>Solanum lycopersicum</i>
Nombre Común	Frijol	Cebolla de bulbo	Zanahoria	Tomate
Nitrógeno (kg/ton)	62.3	3.4	3.1	2.7
Fósforo (kg/ton)	4.3	0.95	0.95	0.6
Referencia	*	**	***	****

Nota. La extracción de nutrientes hace referencia a la media de acuerdo con los diferentes autores mencionados.

* Corella, 1995; Hernández et al., 2012.

** Contreras, 2016; CORPOICA, 1996; Estrada, 2001; INIFAP, 2008.

*** AgroEs, s.f; Bertsch, 2003; INAT, 2000.

**** INIA, 2017; Tobergte, 2013.

Con el fin de definir las variables operativas del sistema de tratamiento a emplear, se debe conocer la dinámica de consumo de nitrógeno y fósforo por parte de la especie vegetal seleccionada (*Allium cepa L*) durante su ciclo vegetativo. Respecto a esto, diferentes investigaciones han elaborado curvas de absorción de nutrientes, de donde es posibles extraer información de los requerimientos nutricionales del cultivo *Allium cepa L*. A diferencia de la extracción ya mencionada, la absorción hace referencia a la toma de nutrientes por parte de toda la planta, es decir, en sus productos cosechables y no cosechables como hojas y raíces (Ciampitti

y García, 2007). En las Figuras 5.1 y 5.2, se presentan las curvas de absorción de nitrógeno y fósforo respectivamente, las cuales se elaboraron con la extracción de datos a partir de la herramienta Digitizelt-Versión 2.5 (Bormann, 2012). Se tomaron como datos los valores medios de las investigaciones realizadas por May et al. 2008; Pôrto et al. 2006, 2007 y Vidigal et al. 2010.

En la Figura 5.1 de absorción de nitrógeno, se puede evidenciar el comportamiento del consumo en mg/planta durante el periodo de 30-150 días después de siembra (DDS), ya que en promedio el trasplante de *Allium cepa L* se realiza en el día 30 y finaliza alrededor del día 150. El consumo total de nitrógeno hasta el final del desarrollo vegetal, es en promedio de 174 mg/planta según la información extraída de los autores mencionados. De los resultados mostrados en la Figura 5.1, se tiene que la planta presenta una menor tasa de consumo al inicio y final de su desarrollo, siendo esta de 0.08 mg/planta-día en el periodo de 0-30 días y de 0.03 mg/planta-día en el periodo de 130-150 días.

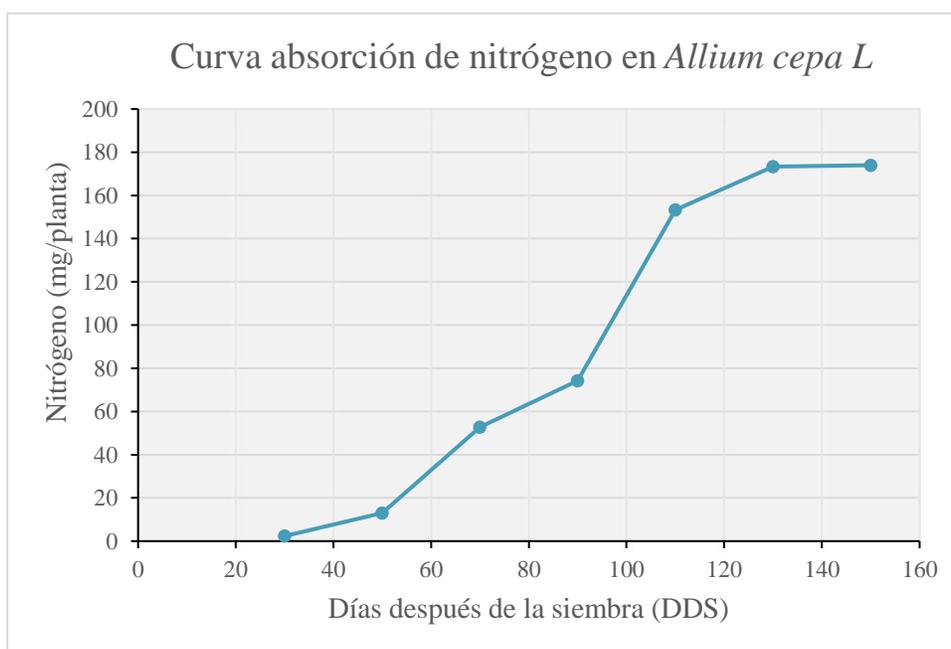
Por otro lado, la mayor tasa de consumo en nitrógeno se presenta en el periodo de 90-110 DDS con un valor medio de 3.95 mg/planta-día; autores como Figueroa (2001), indican que la tasa de consumo aumenta debido al proceso de formación del bulbo de cebolla. Además, como se muestra en la figura, cerca de la etapa de cosecha en el que se registra el doblamiento de la parte aérea del vegetal, la planta disminuye su consumo. Para Amezquita (2007), es posible que el nitrógeno de la parte aérea al final del ciclo vegetativo, se redistribuya hacia el bulbo para su formación final. En cuanto a la tasa de consumo medio, para la especie *Allium cepa L* se obtuvo un resultado de 1.24 mg/planta-día a partir de las investigaciones realizadas por los autores mencionados (ver referencias Figura 5.1).

Considerando los autores Pôrto et al. 2006, 2007 y Vidigal et al. 2010, en la Figura 5.2 se muestra el comportamiento en absorción del fósforo para la especie *Allium cepa L* durante el

período vegetativo de 30-150 DDS. El consumo total medio de fósforo, al final del ciclo vegetativo se estima en 26.6 mg/planta según la información encontrada, mientras que la tasa mínima al iniciar el desarrollo (0-30 días) reporta un valor de 0.016 mg/planta-día. A diferencia de la absorción de nitrógeno por parte de la cebolla de bulbo, Pôrto et al. (2007) indican que desde el momento en que se realiza el trasplante (día 30), el fósforo se absorbe continuamente por toda la planta hasta el día de cosecha, principalmente debido a la formación del bulbo. Al acercarse el momento de finalizar el ciclo vegetativo (130-150 DDS), la planta *Allium cepa L* evidencia una tasa mayor de absorción con 0.48 mg/planta-día. Respecto al consumo medio de fósforo, se tiene un valor de 0.19 mg/planta-día según la información reportada por los autores mencionados (ver referencias Figura 5.2). Los valores de consumo medio, toman relevancia debido a que determina las condiciones de operación en el sistema de pulimiento.

Figura 5.1.

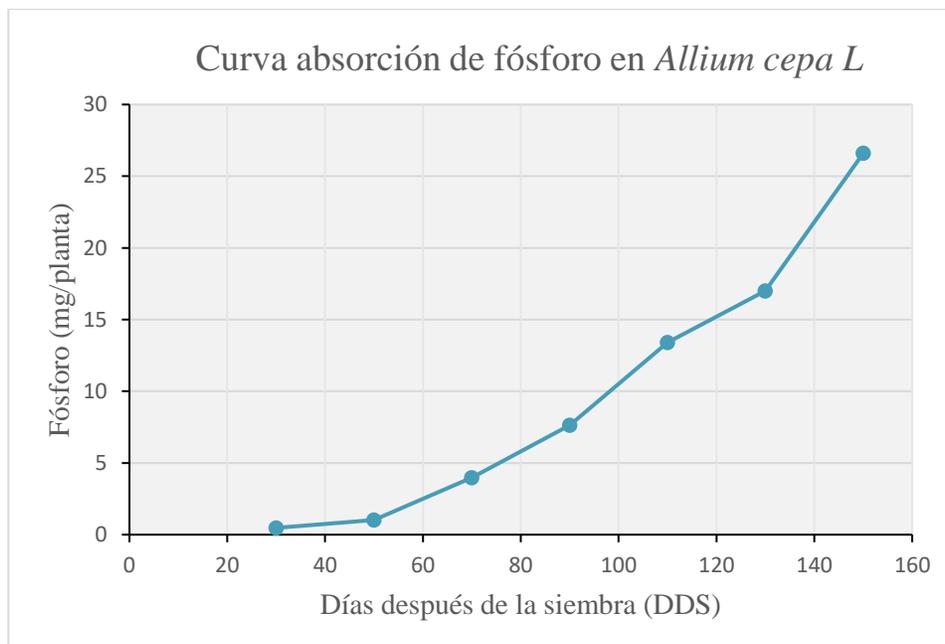
Curva de absorción de nitrógeno durante el ciclo vegetativo de Allium cepa L.



Nota. Adaptado a partir de investigaciones realizadas por Pôrto et al., 2006, 2007; Vidigal et al., 2010 y May et al., 2008.

Figura 5.2.

Curva de absorción de fósforo durante el ciclo vegetativo de Allium cepa L.



Nota. Adaptado a partir de investigaciones realizadas por Pôrto et al., 2006, 2007; Vidigal et al., 2010.

Partiendo de los resultados registrados en las Figuras 5.1 y 5.2, se tiene que para el sistema de pulimiento con *Allium cepa L* (cebolla de bulbo), la variable operativa del tiempo de retención celular (θ), requiere determinarse según el comportamiento de consumo de nitrógeno por parte de la planta durante su ciclo vegetativo. Esto, se debe a que este nutriente tiene una tasa de consumo significativa durante el período de 50-130 DDS (ver Figura 5.1). Por el contrario, el fósforo al tener una dinámica de consumo constante durante el desarrollo vegetal de *Allium cepa L* (ver Figura 5.2), no se considera un factor crítico para establecer la variable de operación mencionada. Teniendo en cuenta esto, se propone emplear las plantas en el sistema cuando estas presenten un

tiempo de vida de 50 DDS hasta finalizar los 130 DDS, abarcando así un tiempo de retención celular final de 80 días.

En la Tabla 5.5, se muestran los resultados de la propuesta del sistema de tratamiento para remoción de nitrógeno y fósforo. Cabe recordar que, las plantas absorben fósforo en formas de PO_4^{3-} y nitrógeno en formas de NO_3^- o NH_4^+ . Para el caso de estudio, los nutrientes a remover en el sistema de pulimiento se toman de las concentraciones de $N - NH_4^+$ y $P - PO_4^{3-}$, presentes en el efluente del reactor UASB según lo registrado por Berrio-Restrepo (s.f) (ver Tabla 5.2). De modo que, el diseño del sistema se realizó a partir de una concentración media en ARD de 30.52 mg/L de $N - NH_4^+$ y 2.22 mg/L de $P - PO_4^{3-}$.

Por otro lado, considerando el tiempo de retención celular propuesto de 80 días y la tasa de consumo medio del cultivo, la cual es de 1.24 $mgN/planta.día$ y 0.19 $mgP/planta.día$, se calcula que teóricamente el consumo por planta durante su ciclo vegetativo en el sistema, será de 98.98 $mgN/planta$ y 15.11 $mgP/planta$ (ver Tabla 5.5). Además, para determinar cuántas plantas de *Allium cepa L* necesita el sistema de pulimiento, a fin de remover las concentraciones de $N - NH_4^+$ y $P - PO_4^{3-}$ del ARD tratada, se tiene en cuenta el nutriente limitante según su disponibilidad y tasa de consumo.

En consecuencia, con un caudal proveniente del UASB de 1 L/h y un TRH de 24 horas, se tiene que se requieren de 592 plantas para la remoción teórica de 30.52 mg/L de $N - NH_4^+$, mientras que para la remoción de 2.22 mg/L de $P - PO_4^{3-}$ se necesitan 282 plantas. Considerando esto, en el sistema de pulimiento propuesto se implementan 282 plantas que durante un total de 80 días (θ), removerán teóricamente del ARD 348.91 $mgN/día$ y 53.28 $mgP/día$. Por otro lado, debido a que el nitrógeno es el nutriente en exceso en el ARD, con una concentración media de

30.52 mg/L y 732.48 mgN/día, sin considerar aún la eficiencia del sistema se calcula que, se tendrá como mínimo en su efluente una concentración de 383.57 mgN/día que no fueron aprovechados por las plantas. En la Tabla 5.7, se muestran las concentraciones esperadas en el efluente del sistema de pulimiento a partir de eficiencias teóricas.

Tabla 5.5.

Variables para el montaje del sistema de tratamiento para pulimiento.

Parámetro	Nitrógeno	Fósforo
TRH (<i>hora</i>)	24	24
θ -Tiempo Retención celular (<i>día</i>)	80	80
Tasa de consumo (<i>mg/planta. día</i>)	1.24	0.19
Concentración afluente (<i>mg/L</i>)	30.52	2.22
Consumo ciclo de 80 días (<i>mg/planta</i>)	98.98	15.11
Caudal afluente (<i>L/h</i>)	1	1
Caudal afluente de nutriente (<i>mg/h</i>)	30.52	2.22
Consumo de nutriente (<i>mg/día</i>)	348.91	53.28
Consumo total sistema en 80 días (<i>mg</i>)	30685.37	4262.40
Plantas utilizadas	282	282

Nota. La tasa de consumo media se toma de lo reportado por Pôrto et al., 2006, 2007; Vidigal et al., 2010 y May et al., 2008. La concentración de afluente se toma de los datos registrados por Berrio-Restrepo, s.f.

Según los resultados del sistema propuesto en la Tabla 5.5 se necesita un número de plantas elevado, por esto debido a que se pretende implementar a escala de laboratorio, en la Tabla 5.6 se establecen las condiciones de operación para un sistema de pulimiento experimental, empleando un total de 12 plantas de *Allium cepa L.* A partir de esto y la tasa media de absorción que hace referencia a 1.24 mgN/planta. día y 0.19 mgP/planta. día, el sistema experimental tendrá un

consumo teórico de 14.85 mgN/día y 2.27 mgP/día . Además, considerando el tiempo de retención celular de 80 días, se espera un consumo teórico final de 1187.79 mgN y 181.32 mgP (ver Tabla 5.6).

Tabla 5.6.

Variables para el montaje del sistema experimental de tratamiento para pulimiento.

Parámetro	Nitrógeno	Fósforo
Plantas utilizadas	12	12
TRH (<i>hora</i>)	24	24
θ -Tiempo Retención celular (<i>día</i>)	80	80
Tasa de consumo (<i>mg/planta. día</i>)	1.24	0.19
Concentración afluyente (<i>mg/L</i>)	30.52	2.22
Consumo de nutriente (<i>mg/día</i>)	14.85	2.27
Consumo total (<i>mg</i>)	1187.79	181.32
Caudal nutriente (<i>mg/h</i>)	0.62	0.09
Caudal del sistema (<i>ml/h</i>)	20.27	42.54
Caudal final ajustado (<i>ml/h</i>)	50.00	

Nota. La tasa de consumo media se toma de lo reportado por Pôrto et al., 2006, 2007; Vidigal et al., 2010 y May et al., 2008. La concentración de afluyente se toma de los datos registrados por Berrio-Restrepo, s.f.

Además, en la Tabla 5.6 para la determinación del caudal final de operación del sistema experimental, se tiene en cuenta el requerimiento de fósforo debido a que es el nutriente limitante en el ARD a implementar. Por lo que, a partir del consumo diario de este nutriente en el sistema (2.27 mgP/día), el TRH de 24 horas y la concentración de fósforo en el afluyente de 2.22 mgP/L ,

se calcula que el caudal de entrada para la remoción de este nutriente por las 12 plantas debe ser de 42.54 ml/h . Por otro lado, debido a que el caudal requerido por la planta *Allium cepa L* para suplir sus necesidades de nitrógeno es menor (20.27 ml/h), se espera un remanente teórico de este nutriente en el efluente del sistema de pulimiento experimental. Esto, debido a que 42.54 ml/h proveen una concentración en nitrógeno de 31.16 $mgN/día$, mayor a la requerida por las 12 plantas (ver Tabla 5.6). Sin considerar aún la eficiencia teórica, el remanente mínimo de nitrógeno que no es aprovechado por las plantas, corresponde a una concentración de 16.31 $mgN/día$ y de 1304.99 mg al finalizar el tiempo de retención celular. Adicional a esto, se propone ajustar el caudal final con un factor de seguridad del 20% a causa de las posibles pérdidas del sistema, siendo este finalmente de 50.00 ml/h (ver Tabla 5.6).

Considerando que, termodinámicamente en la operación de los sistemas de tratamiento se pueden presentar pérdidas, ya sea por factores físicos o microbiológicos. En la Tabla 5.7, se estiman teóricamente las concentraciones medias en el efluente del sistema de pulimiento a partir de un balance de masas. Para esto se tiene en cuenta, la carga de nutrientes en el afluente de ARD y los resultados de consumo en nutrientes para el desarrollo de las plantas en ($mg/día$), la cual se encuentra expresada en las Tablas 5.5 y 5.6. Para el sistema propuesto de 282 plantas, se tiene una carga en afluente de 732.48 $mgN/día$ y 53.28 $mgP/día$. Por otro lado, para el sistema experimental de 12 plantas, se tiene una carga de 31.16 $mgN/día$ y 2.27 $mgP/día$.

Para el balance de masas de cada sistema propuesto, se supone una eficiencia de remoción (% E) por parte de las plantas de 70%, 80% y 90%. La ecuación (1), plantea el modelo matemático general para hallar las cargas medias de nutrientes en el efluente del sistema de pulimiento.

$$[N, P]_{out} = [N, P]_{in} - [(N, P)_{pl} * \%E] \quad (1)$$

$[N, P]_{out}$: Carga de nitrógeno o fosforo presente en el efluente ($mg/día$).

$[N, P]_{in}$: Carga de nitrógeno o fosforo presente en el afluente de ARD ($mg/día$).

$[N, P]_{pl}$: Consumo de nitrógeno o fosforo por parte de las plantas a emplear ($mg/día$).

De los resultados en la Tabla 5.7, con una eficiencia propuesta del 70% se espera en el efluente del sistema con 12 plantas, una concentración de $20.76 mgN/día$ y $0.68 mgP/día$. Mientras que el efluente del sistema empleando 282 plantas, se tendrá una concentración teórica de $488.24 mgN/día$ y $15.98 mgP/día$. Además, se propone una eficiencia del 90% con el fin de mostrar teóricamente las concentraciones menores esperadas en el efluente, las cuales empleando el sistema experimental corresponden a $17.80 mgN/día$ y $0.23 mgP/día$. Por otro lado, si se implementan 282 plantas en el sistema de pulimiento, se espera en su efluente una concentración media de $456.82 mgN/día$ y $5.33 mgP/día$.

Tabla 5.7.

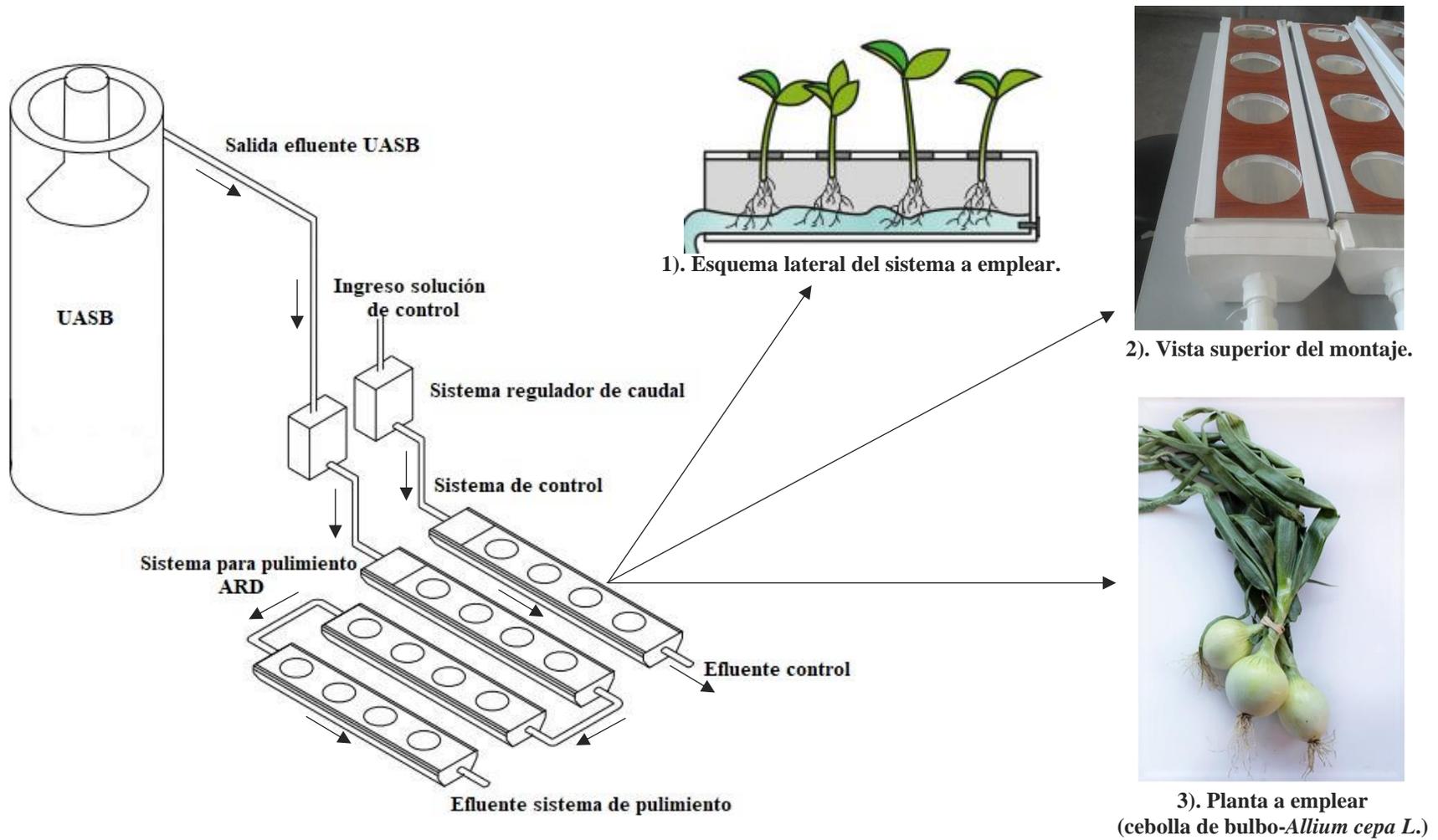
Eficiencia y concentración en efluente del sistema de tratamiento para pulimiento.

Eficiencia	Sistema con 282 plantas		Sistema con 12 plantas	
	Nitrógeno ($mg/día$)	Fósforo ($mg/día$)	Nitrógeno ($mg/día$)	Fósforo ($mg/día$)
90%	418.46	5.33	17.80	0.23
80%	453.35	10.66	19.28	0.45
70%	488.24	15.98	20.76	0.68

Adicional a los resultados de las variables operativas en el sistema de pulimiento, como las concentraciones teóricas estimadas en el efluente, en la Figura 5.3, se presenta un esquema general del sistema de pulimiento de ARD a escala de laboratorio.

Figura 5.3.

Esquema experimental del sistema de tratamiento enfocado en remoción de N y P.



Nota. Fuente figura 1), Al Natural, s.f. Fuente figura 2), Wellington, 2017.

Capítulo 6

Conclusiones

La crisis hídrica afrontada a nivel global, en cuanto a la disminución en calidad y disponibilidad de las aguas naturales por el vertimiento de N y P en las ARD, ha reflejado la necesidad de emplear sistemas de tratamiento asequibles, eficientes y sostenibles. Esto, principalmente en los países en vía de desarrollo que no cuentan con recursos económicos suficientes, o políticas eficientes en gestión de ARD que minimice la contaminación. Referente a Colombia, aunque es un país caracterizado por ser rico en recursos hídricos, la falta de normatividad en cuanto al vertimiento de nutrientes y el bajo porcentaje de cobertura en sistemas de tratamiento de ARD, aumenta la vulnerabilidad del país a la disminución de sus fuentes hídricas aprovechables.

Respecto a los tratamientos asequibles, aunque las ARD se han previsto como una amenaza por promover los procesos de eutrofización, las concentraciones de nitrógeno y fósforo presentes en los vertimientos han demostrado beneficios cuando son reutilizados para el desarrollo de cultivos, ya que suplen las necesidades hídricas y nutricionales de las plantas para su desarrollo. Además, otra ventaja paralela con el reúso de ARD es el aporte a disminuir las cargas contaminantes que son vertidas hacia los cursos de agua.

En la implementación del reúso de las ARD, se requiere como mínimo garantizar un tratamiento previo enfocado en la remoción de la alta carga orgánica. De la información consultada, se tiene que una de las tecnologías mayormente implementadas como sistema secundario en los países en desarrollo, hace referencia a los reactores UASB ya que estos sistemas

de tratamiento, presentan ventajas como el reducido requerimiento de espacio, el bajo costo, facilidad de operación y la disponibilidad de un efluente con alto contenido de NH_4^+ y PO_4^{3-} que favorece el desarrollo de cultivos agrícola e hidropónicos.

El empleo de plantas en un medio tipo hidropónico para la remoción de nitrógeno y fosforo, puede ser una alternativa de tratamiento debido a que las plantas tienen la capacidad de desarrollarse a partir de nitrógeno en forma de NH_4^+ o NO_3^- y fósforo como PO_4^{3-} . Considerando que se propone emplear las plantas con un efluente de UASB con alto contenido de NH_4^+ , de la información secundaria consultada, se desconoce el comportamiento del vegetal *Allium cepa L* a un medio con exceso de NH_4^+ . Por lo que es necesario, realizar un trabajo experimental que arroje los resultados reales en cuanto a remoción de nitrógeno y fósforo.

La especie vegetal *Allium cepa L* empleada en el sistema de pulimiento, evidenció una tasa de consumo de nitrógeno y fósforo variable durante su ciclo vegetativo, por lo que para el empleo de plantas en sistemas de pulimiento como el propuesto en el presente trabajo, se requiere conocer las curvas de absorción de nutrientes a fin de determinar las variables operativas que determinan la eficiencia, como el tiempo de retención celular. Además, se debe conocer el nutriente limitante a partir de la caracterización del ARD y tasa de consumo de la planta, debido a que este valor determina la cantidad de plantas a emplear en el sistema y las concentraciones mínimas de nitrógeno o fósforo en el efluente del sistema de pulimiento.

Considerando que este trabajo de grado se enfocó en una revisión bibliográfica, en la propuesta de tratamiento de pulimiento de ARD, empleando un efluente anaerobio y la especie vegetal *Allium cepa L*, es necesario verificar la eficiencia de remoción teórica a través de una etapa experimental.

Referencias

- 2030 WRG, (2030 Grupo de Recursos Mundiales). (2009). Charting our Water Future: Economic Frameworks to Inform Decision-making. 2030WRG.
- Agoro, M. A., Okoh, O. O., Adefisoye, M. A., and Okoh, A. I. (2018). Physicochemical properties of wastewater in three typical South African sewage works. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(2), 491-499.
- AGNU, (Asamblea General de las Naciones Unidas). (2010). Resolución 64/292. El derecho humano al agua y al saneamiento. *Asamblea General de las Naciones Unidas*, 660, 1-3.
- AgroEs. (s.f). Abonado de Zanahoria, extracciones y Dosis de Nutrientes para fertilización con Nitrógeno, Fósforo y Potasa. Recuperado de: <https://n9.cl/p3u0i> (accedido el 21 de abril 2021).
- Amarildo Fernández, E. (2011). Aguas residuales en el Perú, Problemática y uso en la Agricultura. En *Autoridad Nacional del Agua Ministerio de Agricultura* (Vol. 1).
- Amezquita, A. (2007). Manejo de cebollas de exportación. Monografía Ing. Agrónomo Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Andreo-Martínez, P., García-Martínez, N., Quesada-Medina, J., and Almela, L. (2017). Domestic wastewaters reuse reclaimed by an improved horizontal subsurface-flow constructed wetland: A case study in the southeast of Spain. *Bioresource Technology*, 233, 236-246.
- Angelakis, A., and Gikas, P. (2014). Water reuse: Overview of current practices and trends in the world with emphasis on EU states. *Water Utility Journal*, 8, 67-78.
- Angelakis, A., Asano, T., Bahri, A., Jimenez, B. E., and Tchobanoglous, G. (2018). Water reuse: From ancient to modern times and the future. *Frontiers in Environmental Science*, 6.
- Angelakis, A., and Durham, B. (2008). Water recycling and reuse in EUREAU countries: Trends and challenges. *Desalination*, 218(1-3), 3-12.
- Al-Ajalín, F. A. H., Idris, M., Abdullah, S. R. S., Kurniawan, S. B., and Imron, M. F. (2020). Effect of wastewater depth to the performance of short-term batching-experiments horizontal flow constructed wetland system in treating domestic wastewater. *Environmental Technology and Innovation*, 20, 101106.
- AlNatural. (s.f). Como funciona un sistema hidróponico. Recuperado de: <https://n9.cl/fqjhw> (accedido el 21 de abril 2021).
- Alcaldía de Medellín. (s.f). Historia y símbolos de Medellín, Aspectos generales. Recuperado de: <https://n9.cl/n7li9> (accedido el 21 de abril 2021).
- AQUASTAT. (s.f). AQUASTAT website. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). www.fao.org/nr/water/aquastat/water_use/index.stm (accedido el 17 de abril de 2021).
- Atashi, H., Ajamein, H., and Ghasemian, S. (2010). Effect of operational and design parameters on removal efficiency of a pilot-scale uasb reactor in a sugar factory. *World Applied Sciences Journal*, 11(4), 451-456.
- Azad, A. K., Ishikawa, K., Diaz-Perez, J. C., Eaton, T. E.-J., and Takeda, N. (2013). Growth and development of komatsuna (*Brassica rapa* L. Nothovar) in NFT (nutrient film technique) system, as influenced by natural mineral. *Agricultural Sciences*, 04(07), 1-7.
- Azevedo J, Dutra ICB, Costa FGB, Batista RO, da Costa LR. (2013). Alterações químicas de

- cambissolo fertirrigado com água residuária doméstica tratada. *Agropecuária Científica no Semi-Árido* 9:66–76
- Barreto, L. V., Barros, F. M., Bonomo, P., Rocha, F. A., and Amorim, J. da S. (2013). Eutrofização em rios brasileiros. *Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia*, 9(16), 2165-2179.
- Becerra-Castro, C., Lopes, A. R., Vaz-Moreira, I., Silva, E. F., Manaia, C. M., and Nunes, O. C. (2015). Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environment International*, 75, 117-135.
- Berrio-Restrepo, J. M. (s.f). Remoción conjunta de materia orgánica, nitrógeno y fósforo mediante un sistema combinado entre lodo anaerobio y microalgas a escala de laboratorio. (Tesis de Doctorado en Ingeniería Ambiental), Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- Bertsch F. (2003). Absorción de nutrientes por los cultivos. San José, Costa Rica, ACCS-Universidad de Costa Rica-CIA. pág. 62-105.10.
- Blair, R. M., Waldron, S., Phoenix, V., and Gauchotte-Lindsay, C. (2017). Micro- and Nanoplastic Pollution of Freshwater and Wastewater Treatment Systems. *Springer Science Reviews*, 5(1-2), 19-30.
- Bonini, M. A., Bastos, R. G., Souza, C. F., and Sato, L. M. (2014). Alterações nos atributos químico e físicos de um Latossolo Vermelho irrigado com água residuária e vinhaça. *Revista Biociências (Taubaté)*, 20(1), 78-85. 14157411
- Bormann, I. (2012). DigitizeIt (version 2.5). Recuperado de: <http://www.digitizeit.de/>
- Carrera, J., Baeza, J. A., Vicent, T., and Lafuente, J. (2003). Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. *Water Research*, 37(17), 4211-4221.
- Carrera, Julián, Vicent, T., and Lafuente, J. (2004). Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. *Process Biochemistry*, 39(12), 2035-2041.
- CCB, (Cámara de Comercio de Bogotá). (2015a). *Manual Tomate*. 1-56.
- CCB, (Cámara de Comercio de Bogotá). (2015b). Manual Zanahoria. *Programa de apoyo Agrícola y Agroindustrial 2015, 1(Apoyo Agrícola)*, 1-50.
- CCB, (Cámara de Comercio de Bogotá). (2015c). *Manual frijol (Vol. 1)*.
- Chen, Z., Ngo, H. H., and Guo, W. (2013). A critical review on the end uses of recycled water. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(14), 1446-1516.
- Chernicharo, C. A. L., van Lier, J. B., Noyola, A., and Bressani Ribeiro, T. (2015). Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 14(4), 649-679.
- Christou, A., Karaolia, P., Hapeshi, E., Michael, C., and Fatta-Kassinou, D. (2017). Long-term wastewater irrigation of vegetables in real agricultural systems: Concentration of pharmaceuticals in soil, uptake and bioaccumulation in tomato fruits and human health risk assessment. *Water Research*, 109, 24-34.
- Ciampitti, I. A., y García, F. O. (2007). Requerimientos nutricionales Absorción y Extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios: II. hortalizas, Frutales y Forrajeras. *Informaciones Agronómicas*, 4.
- Cisneros, R., Sanz, Z., y Terán, A. (2015). *Uso de aguas residuales para riego en Bolivia: Producción, comercialización y consumo de cultivos irrigados con aguas residuales en la región del altiplano*.

- Contreras, J. A. P. (2016). *Recomendación en primera aproximación para la formulación de un plan de fertilización en cebolla bulbo (Allium cepa l) para cinco veredas productoras del municipio de choachí (cundinamarca)*. Universidad de Cundinamarca. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Fusagasuga.
- Coraspe-León, H., Muraoka, T., Ide Franzini, V., Contreras Espinal, F., and Ocheuze Trivelin, P. (2009). Absorción de formas de nitrógeno amoniacal y nítrica por plantas de papa en la producción de tubérculo-semilla. *Agronomía Tropical*, 59(1), 45-58.
- Corella, J. (1995). Recomendaciones de manejo de la fertilización del cultivo de frijol en Costa Rica. *Taller Internacional sobre bajo fósforo n frijol común*, 110-138.
- Corpoica, (ICA-Pronata). (1996). El cultivo del ajo y las cebollas en Colombia. Editorial Produmedios, pp:114.
- Cossio, C., McConville, J., Rauch, S., Wilén, B. M., Dalahmeh, S., Mercado, A., and Romero, A. M. (2018). Wastewater management in small towns—understanding the failure of small treatment plants in Bolivia. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 39(11), 1393-1403.
- Crites, R. W., Middlebrooks, E. J., Bastian, K. R., and Reed, S. C. (2010). *Natural wastewater treatment systems*. CRC Press.
- DANE, (Departamento Administrativo Nacional de Estadística). (2015). *El cultivo de la arveja en Colombia*. 78.
- DANE, (Departamento Administrativo Nacional de Estadística). (2016). El cultivo de la cebolla cabezona (*Allium cepa* L.) frente a condiciones de alta humedad. *Boletín mensual INSUMOS Y FACTORES ASOCIADOS A LA PRODUCCIÓN AGROPECUARIA*, 49, 1-9.
- DANE, (Departamento Administrativo Nacional de Estadística). (2019). *Encuesta Nacional Agropecuaria (ENA)* (Número 1).
- DANE, (Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas). (2017). cebolla de rama (*Allium fistulosum* L.). *Boletín mensual Insumos y factores asociados a la producción agropecuaria.*, 17, 1-64.
- Decreto. (2007). Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el marco legal para la reutilización de aguas residuales tratadas. BOE núm. 294. Madrid, España.
- Delgado, A., Quemada, M., Villalobos, F. J., and Mateos, L. (2016). Fertilization with Phosphorus, Potassium and Other Nutrients. En *Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture* (pp. 381-404).
- Departamento de Salud Pública de California, 2014. Regulaciones relacionadas al reciclaje de agua. Recuperado de: (<https://n9.cl/lq9yd>) (accedido, abril 21, 2021).
- Dionisi, D. (2017). *Biological Wastewater Treatment Processes Mass and Heat Balances*. CRC Press.
- Djanaguiraman, M., and Prasad, P. V. V. (2013). Ecophysiology and responses of plants under salt stress. En *Ecophysiology and Responses of Plants under Salt Stress* (Vol. 9781461447, pp. 1-510).
- DNP, (Departamento Nacional de Planeación). (2020). Documento CONPES 4001: Economía circular en la gestión de los servicios de agua potable y manejo de aguas residuales. En *Consejo Nacional de Política Económica y Social*.
- Dueñas, C., Amaya, L. S., and Donad, L. D. (2015). *Reúso del Agua Residual Tratada: Una Propuesta de Regulación para el uso seguro*. Convenio No. 100 Universidad Nacional de Colombia – Secretaría Distrital de Planeación. Bogotá D.C.

- Duong, K., and Saphores, J.-D. M. (2015). Obstacles to wastewater reuse: an overview. *WIREs: Water*, 2(3), 199-214.
- Echeverría, I., Machicado, L., Saavedra, O., Escalera, R., Heredia, G., and Montoya, R. (2019). Domestic Wastewater Treated By Anaerobic Baffled Reactors and Gravel Filters As a Resource To Be Used in Agriculture. *Investigacion & Desarrollo*, 19(1), 63-72.
- Engida, T. M., Wu, J. M., Xu, D., and Wu, Z. B. (2020). Review paper on treatment of industrial and domestic wastewaters using uasb reactors integrated into constructed wetlands for sustainable reuse. *Applied Ecology and Environmental Research*, 18(2), 3101-3129.
- Elgallal, M., Fletcher, L., and Evans, B. (2016). Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review. *Agricultural Water Management*, 177, 419-431.
- EPA (Environmental Protection Agency). (1980). Design manual: onsite wastewater treatment and disposal systems. EPA Report No. 625/1-80-012. Cincinnati, OH, USA.
- EPA (Environmental Protection Agency); USAID (U.S. Agency for International Development). (2012). Guidelines for Water Reuse; U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA.
- Estrada, E.I. (2001). Perfil técnico para la producción de cebolla de bulbo, *Allium cepa* bajo condiciones de Colombia. Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira. (Impreso Universitario) p. 12.
- European Commission. (2020). Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse. *Off. J. Eur. Union. L* 177, 32–55.
- FAO (Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura). (1987). *Wastewater quality guidelines for agricultural use*. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/t0551e/t0551e04> (accedido el 21 de abril 2021).
- Fatta-Kassinos, D., Dionysiou, D. D., and Kümmerer, K. (2016). Advanced Treatment Technologies for Urban Wastewater Reuse. En *Handbook of Environmental Chemistry* (Vol. 45).
- Fatta-Kassinos, Kalavrouziotis, I. K., Koukoulakis, P. H., and Vasquez, M. I. (2011). The risks associated with wastewater reuse and xenobiotics in the agroecological environment. *Science of the Total Environment*, 409(19), 3555-3563.
- Figueroa, V. R. (2001). Producción de cebolla (*Allium cepa* L.) con fertirrigación NPK con riego por goteo en la comarca lagunera. Artículo ANEI – SI0123. México.
- Foresti, E., Zaiat, M., & Vallero, M. (2006). Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 5(1), 3-19.
- Friedler, E. (2001). Water reuse - An integral part of water resources management: Israel as a case study. *Water Policy*, 3(1), 29-39.
- Fulazzaky, M. A. (2009). Carbonaceous, nitrogenous and phosphorus matters removal from domestic wastewater by an activated sludge reactor of nitrification-denitrification type. *Journal of Engineering Science and Technology*, 4(1), 69-80.
- Füssel, H.-M., Jol, A., Kurnik, B., and Hemming, D. (2012). Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012: an indicator-based report. En *EEA Report* (Número 12).
- Gatta, G., Libutti, A., Beneduce, L., Gagliardi, A., Disciglio, G., Lonigro, A., and Tarantino, E.

- (2016). Reuse of treated municipal wastewater for globe artichoke irrigation: Assessment of effects on morpho-quantitative parameters and microbial safety of yield. *Scientia Horticulturae*, 213, 55-65.
- Haddad, M., Mizyed, N., and Masoud, M. (2012). Evaluation of gradual hydroponic system for decentralized wastewater treatment and reuse in rural areas of Palestine. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 5(4), 47-53.
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., and Brdjanovic, D. (2008). *Biological wastewater treatment: Principles, Modelling and Design* (Vol. 112, Número 10). IWA Publishing.
- Hernandez, J.C.F et al. (2012). Producción local de semilla. Programa Colaborativo de Fitomejoramiento Participativo en Mesoamérica. COSUDE, Huehuetenango, Guatemala. 26.
- Hernández-Vázquez, I. (2014). Alvarado, Alejandro (Coord.), 2012, Experiencias en el tratamiento de aguas residuales domésticas en el Estado de México. *Agua y Territorio*, 3, 112-112.
- IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales). (2015). *Estudio Nacional del Agua 2014*. Bogotá, D. C., Colombia.
- IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales). (2019). *Estudio Nacional del Agua 2018*. Marzo de 2019, Bogotá, D. C., Colombia.
- INAT (Instituto Nacional de Adecuación de Tierras). (2000). Manejo de cultivos bajo riego en distritos de pequeña escala. Manual de asistencia técnica N°5. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Colombia. pp. 77-79.
- INIFAP. (2008). Recomendaciones de fertilización para mejorar la nutrición. Desplegable para Producto N°3.
- Jaramillo, M. F., and Restrepo, I. (2017). Wastewater reuse in agriculture: A review about its limitations and benefits. *Sustainability (Switzerland)*, 9(10).
- Kamizoulis, G., Bahri, A., Brissaud, F., and Angelakis, A. (2003). Wastewater recycling and reuse practices in Mediterranean region: recommended guidelines. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9), 1689-1699.
- Khan, A. A., Gaur, R. Z., Tyagi, V. K., Khurshed, A., Lew, B., Mehrotra, I., and Kazmi, A. A. (2011). Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(12), 1232-1251.
- Kroeze, C., Hofstra, N., Ivens, W., Löhr, A., Strokal, M., and van Wijnen, J. (2013). The links between global carbon, water and nutrient cycles in an urbanizing world - the case of coastal eutrophication. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6), 566-572.
- Lam, C. M., Leng, L., Chen, P. C., Lee, P. H., and Hsu, S. C. (2017). Eco-efficiency analysis of non-potable water systems in domestic buildings. *Applied Energy*, 202, 293-307.
- Levy, G. J., Fine, P., and Bar-tal, A. (2011). *Treated Wastewater in Agriculture: Use and Impacts on the Soil Environment and Crops*. Blackwell Publishing Ltd.
- Libhaber, M., and Orozco-Jaramillo, Á. (2012). Sustainable Treatment and Reuse of Municipal Wastewater: For Decision Makers and Practicing Engineers. En *Sustainable Treatment and Reuse of Municipal Wastewater: For Decision Makers and Practicing Engineers*. IWA Publishing.
- Libutti, A., Gatta, G., Gagliardi, A., Vergine, P., Pollice, A., Beneduce, L., Disciglio, G., and Tarantino, E. (2018). Agro-industrial wastewater reuse for irrigation of a vegetable crop succession under Mediterranean conditions. *Agricultural Water Management*, 196, 1-14.

- Liu, Y. Y., and Haynes, R. J. (2011). Origin, nature, and treatment of effluents from dairy and meat processing factories and the effects of their irrigation on the quality of agricultural soils. En *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* (Vol. 41, Número 17).
- Lomte, A. T., and Bobade, V. V. (2013). Suitability of UASB Reactor System in Tropical Developing Countries like India. *International Journal of Science and Research (IJSR)*, 4(4), 801-807.
- Mackenzie, L. D. (2010). *Water and Wastewater Engineering Design Principles and Practice*. The McGraw-Hill.
- Magwaza, S. T., Magwaza, L. S., Odindo, A. O., and Mditshwa, A. (2020). Hydroponic technology as decentralised system for domestic wastewater treatment and vegetable production in urban agriculture: A review. *Science of the Total Environment*, 698, 134154.
- Malhotra, H., Vandana, Sharma, S., and Pandey, R. (2018). Plant nutrients and abiotic stress tolerance. En *Plant Nutrients and Abiotic Stress Tolerance* (pp. 171-190). Springer Nature Singapore Pte Ltd.
- Manrique, L. losada. (2020). *Treatment of Florencia-Caquetá Municipal Wastewater By the Combination of Biological Processes and Fenton-Type Advanced Oxidation Processes* [Universidad de Antioquia. Facultad de Ingeniería. Medellín, Colombia.]. http://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/16155/1/ManriqueLis_2020_WastewaterBiologicalFenton.pdf
- Mara, D., y Cairncross, S. (1990). *Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales. Medidas de Protección de la Salud Pública*. OMS (Organización Mundial de la Salud). Ginebra.
- Mara, D. (2003). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries* (Vol. 7, Número 2). Earthscan in the UK and USA.
- Marinho, L. E. D. O., Tonetti, A. L., Stefanutti, R., and Coraucci Filho, B. (2013). Application of reclaimed wastewater in the irrigation of rosebushes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(9).
- Martínez Valdés, Y., & Villalejo García, V. M. (2018). La gestión integrada de los recursos hídricos: una necesidad de estos tiempos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 39(1), 58-72.
- Massoud, M. A., Kazarian, A., Alameddine, I., and Al-Hindi, M. (2018). Factors influencing the reuse of reclaimed water as a management option to augment water supplies. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(9).
- Massoud, M. A., Tarhini, A., and Nasr, J. A. (2008). Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 652-659.
- Mateo-Sagasta, J., y González Martín, G. (2017). *Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe: Estado, principio y necesidades*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Santiago de Chile.
- Mathieu, J., Yu, P., Zuo, P., Da Silva, M. L. B., and Alvarez, P. J. J. (2019). Going Viral: Emerging Opportunities for Phage-Based Bacterial Control in Water Treatment and Reuse. *Accounts of Chemical Research*, 52(4), 849-857.
- May, A., Cecílio Filho, A. B., Porto, D. R. de Q., Vargas, P. F., y Barbosa, J. C. (2008). Acúmulo de macronutrientes por duas cultivares de cebola produzidas em sistema de semeadura direta. *Bragantia*, 67(2), 507-512.
- Mcheik, M., Toufaily, J., Haj Hassan, B., Hamieh, T., Abi Saab, M. T., Roupheal, Y., Ferracin, E., da shio, B., Bashabshah, I., and Al Hadidi, L. (2017). Reuse of treated municipal

- wastewater in irrigation: a case study from Lebanon and Jordan. *Water and Environment Journal*, 31(4), 552-558.
- Metcalf & Eddy, Asano, T., Burton, F. L., Leverenz, H., Tsuchihashi, R., and Tchobanoglous, G. (2007). *Water Reuse Issues, Technologies, and Applications* (Vol. 7, Número 11). The McGraw-Hill Companies.
- Miller, G. W. (2006). Integrated concepts in water reuse: Managing global water needs. *Desalination*, 187(1-3), 65-75.
- MinAmbiente, (Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible). (1997). Ley 373 de 1997, por la cual se establece el programa para el uso eficiente y ahorro de agua. *Diario Oficial No. 43.058 de 11 de junio de 1997. República de Colombia - Gobierno Nacional*.
- MinAmbiente, (Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible). (2014). Resolución número 1207 de 2014. *Diario Oficial No. 49.242 de 13 de agosto de 2014*, 1-9.
- MinAmbiente, (Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible). (2015). Decreto 1076, Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. *República de Colombia - Gobierno Nacional*.
- MinAmbiente, (Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible). (2015). Resolución 0631 de 2015. *República de Colombia - Gobierno Nacional*.
- Minhas, P. S., Khajanchi-Lal, Yadav, R. K., Dubey, S. K., and Chaturvedi, R. K. (2015). Long term impact of waste water irrigation and nutrient rates: I. Performance, sustainability and produce quality of peri urban cropping systems. *Agricultural Water Management*, 156, 100-109.
- Muñoz, J. F., y Ramos, M. (2014). Reactores discontinuos secuenciales: Una tecnología versátil en el tratamiento de aguas residuales. *Universidad Militar Nueva Granada - Ciencia E Ingeniería Neogranadina*, 24 (1), 49-66.
- Mutombo, D. T. (2004). Internal circulation reactor: pushing the limits of anaerobic industrial effluents treatment technologies. *Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference, Cape Town, South Africa., May*, 608-616.
- Nasr, M., and Moustafa, M. (2014). Performance Evaluation of El-Agamy Wastewater Treatment Plant -- Egypt. *10th International Conference on The Role Of Engineering Towards A Better Environment, Alexandria, Egypt*.
- Neta, M. L. de S., Oliveira, F. D. A. de, Silva, R. T. da, Souza, A. A. T., Oliveira, M. K. T. de, y Medeiros, J. F. de. (2013). Efeitos da salinidade sobre o desenvolvimento de rúcula cultivada em diferentes substratos hidropônicos. *Revista Agro@Mambiente on-Line*, 7(2), 154-161.
- Norström, A., Larsdotter, K., Gumaelius, L., La Cour Jansen, J., and Dalhammar, G. (2004). A small scale hydroponics wastewater treatment system under Swedish conditions. *Water Science and Technology*, 48(11-12), 161-167.
- Noyola, A., Morgan-Sagastume, J., y Guereca, L. (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. Guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas*. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Nzayisenga, J. C., Eriksson, K., and Sellstedt, A. (2018). Mixotrophic and heterotrophic production of lipids and carbohydrates by a locally isolated microalga using wastewater as a growth medium. *Bioresource Technology*, 257(February), 260-265.
- Okoh, A. I., Sibanda, T., and Gusha, S. S. (2010). Inadequately treated wastewater as a source of human enteric viruses in the environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(6), 2620-2637.

- Oram, B., 2020. Fecal coliform bacteria in water. *Water Research Center*. Recuperado de: <https://water-research.net/index.php/fecal-coliform-bacteria-in-water>. (accedido 18 Abril 2021)
- Oster, J. D., Sposito, G., and Smith, C. J. (2016). Accounting for potassium and magnesium in irrigation water quality assessment. *California Agriculture*, 70(2), 71-76.
- Paraskevas, P. A., Giokas, D. L., and Lekkas, T. D. (2002). Wastewater management in coastal urban areas: The case of Greece. *Water Science and Technology*, 46(8), 177-186.
- Perbangkhem, T., and Polprasert, C. (2010). Biomass production of papyrus (*Cyperus papyrus*) in constructed wetland treating low-strength domestic wastewater. *Bioresource Technology*, 101(2), 833-835.
- Pons, M. N., Spanjers, H., Baetens, D., Nowak, O., Gillot, S., Nouwen, J., and Schuttinga, N. (2004). Wastewater characteristics in Europe - A survey. *European Water Management Online*, January 2015.
- Pôrto, D. R. Q., Cecílio Filho, A. B., May, A., y Barbosa, J. C. (2006). Acúmulo de macronutrientes pela cebola «Optima» estabelecida por semeadura direta. *Horticultura Brasileira*, 24(4), 470-475.
- Pôrto, D. R. Q., Cecílio Filho, A. B., May, A., y Vargas, P. F. (2007). Acúmulo de macronutrientes pela cultivar de cebola «Superex» estabelecida por semeadura direta. *Ciência Rural*, 37(4), 949-955.
- Qasim, S. R., and Zhu, G. (2017). *Wastewater treatment and reuse: Theory and design examples: Volume 1: Principles and basic treatment*. CRC Press.
- Rahimi, Y., Torabian, A., Mehrdadi, N., and Shahmoradi, B. (2011). Simultaneous nitrification–denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR). *Journal of Hazardous Materials*, 185(2-3), 852-857.
- Ramos, A. V., Gonzalez, E. N. A., Echeverri, G. T., Moreno, L. S., Jiménez, L. D., and Hernández, S. C. (2019). Potential uses of treated municipal waste water in a semiarid region of Mexico. *Sustainability (Switzerland)*, 11(8).
- Resende, G. M., and Costa, N. D. (2014). Effects of levels of potassium and nitrogen on yields and post-harvest conservation of onions in winter. *Revista Ceres*, 61(4), 572-577.
- Ribeiro, M. S., Lima, L. A., Faria, F. H. de S., Rezende, F. c., y Faria, L. do A. (2009). Efeitos de águas residuárias de café no crescimento vegetativo de cafeeiros em seu primeiro ano. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, 29(4), 569-577.
- Rosa, D. M., Sampaio, S. C., Pereira, P. A. M., dos Reis, R. R., and Sbizzaro, M. (2017). Corn fertilization using swine wastewater and soil-water environmental quality. *Engenharia Agrícola*, 37(4), 801-810.
- Roy, R. R. (2016). *A Bench Scale Study and Designing of Sequencing Batch Reactor for Institutional wastewater* (Número December) [Department of Civil Engineering. Indian Institute of Technology Delhi].
- Salazar-Larrota, L., Uribe-García, L., Gómez-Torres, L., and Zafra-Mejía, C. (2019). Analysis of the efficiency of UASB reactors in a municipal wastewater treatment plant. *DYNA (Colombia)*, 86(209), 319-326.
- Saldarriaga, J. C., Hoyos, D. Á., y Correa, M. A. (2011). Evaluación De Procesos Biológicos Unitarios En La Remoción Simultánea De Nutrientes Para Minimizar La Eutrofización (Evaluation of Biological Unit Processes in the Simultaneous Removal of Nutrients To Minimize Eutrophication). *Revista EIA*, 8(15), 129-140.

- Saravanane, R., Ranade, V. V., Bhandari, V. M., and Seshagiri Rao, A. (2014). Urban Wastewater Treatment for Recycling and Reuse in Industrial Applications: Indian Scenario. En *Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse* (pp. 283-322). Elsevier Ltd.
- Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S., Endo, T., and Zahoor, A. (2013). Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management*, 130, 1-13.
- Schaer-Barbosa, M., Santos, M. E. P., and Medeiros, Y. D. P. (2014). Viabilidade do reúso de água como elemento mitigador dos efeitos da seca no semiárido da Bahia. *Ambiente & Sociedade*, 17(2), 17-32.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (1997). Norma oficial mexicana NOM-003-ECOL-1997. México.
- Shakir, E., Zahraw, Z., and Al-Obaidy, A. H. M. J. (2017). Environmental and health risks associated with reuse of wastewater for irrigation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 26(1), 95-102.
- Silva, J., Torres, P., & Madera, C. (2008). Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. *Agronomía Colombiana*, 26(2), 347-359.
- Silva, Ramalho, P., Quadros, S., Alegre, H., and Rosa, M. J. (2012). Results of «PAsT21» - The Portuguese initiative for performance assessment of water and wastewater treatment plants. *Water Science and Technology: Water Supply*, 12(3), 372-386.
- Singh, A., Sharma, R. K., Agrawal, M., and Marshall, F. M. (2010). Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India. *Food and Chemical Toxicology*, 48(2), 611-619.
- SSPD (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios). (2014). *Informe técnico sobre sistemas de tratamiento de aguas residuales en Colombia*. Departamento Nacional de Planeación. Bogotá D.C, Colombia.
- Stamatelatou, K., and Tsagarakis, K. P. (2015). Sewage Treatment Plants: Economic Evaluation of Innovative Technologies for Energy Efficiency. En *Integrated Environmental Technology Series*. IWA Publishing.
- Sun, Y., Chen, Z., Wu, G., Wu, Q., Zhang, F., Niu, Z., and Hu, H. Y. (2016). Characteristics of water quality of municipal wastewater treatment plants in China: Implications for resources utilization and management. *Journal of Cleaner Production*, 131, 1-9.
- Tandukar, M., Uemura, S., Machdar, I., Ohashi, A., and Harada, H. (2005). A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the «fourth-generation» downflow hanging sponge reactors. *Water Science and Technology*, 52(1-2), 323-329.
- Tauseef, S. M., Abbasi, T., and Abbasi, S. A. (2013). Energy recovery from wastewaters with high-rate anaerobic digesters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 19, 704-741.
- Torres, J. E. (2018). *Evaluación de las condiciones de las áreas rurales colombianas para la implementación de filtros verdes como tratamiento de agua residual* [Universidad Católica de Colombia-Facultad de Ingeniería].
- Tran, Q. K., Schwabe, K. A., and Jassby, D. (2016). Wastewater reuse for agriculture: Development of a regional water reuse decision-support model (RWRM) for cost-effective irrigation sources. *Environmental Science and Technology*, 50(17), 9390-9399.
- Tripathi, M. P., Bisen, Y., and Tiwari, P. (2019). Reuse of wastewater in agriculture. En *Water Conservation, Recycling and Reuse: Issues and Challenges* (pp. 231-258). Springer Nature Singapore Pte Ltd.

- Tzanakakis, V. E., Paranychianaki, N. V., and Angelakis, A. N. (2007). Soil as a wastewater treatment system: Historical development. *Water Science and Technology: Water Supply*, 7(1), 67-75.
- UN-Water. (2016). Water and Sanitation Interlinkages across the 2030 Agenda for Sustainable Development. *Geneva*.
- UNDESA, (United Nations Department of Economic and Social Affairs-Population Division). (2019). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. En *ST/ESA/SER.A/420*.
- UNEP. (2016). A Snapshot of the World ' s Water Quality : Towards a global assessment. En *United Nations Environment Programme*.
- UNESCO. (2015). *Iniciativa internacional sobre la calidad del agua: orientada a promover la investigación científica, la divulgación del conocimiento y el desarrollo de tecnologías y políticas eficaces para responder a los retos de calidad del agua para un desarrollo sostenible*. París, UNESCO.
- UNESCO, (UN-WATER). (2020). *United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change*. UNESCO.
- Valipour, A., and Ahn, Y. H. (2016). Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(1), 180-197.
- Vergine, P., Salerno, C., Libutti, A., Beneduce, L., Gatta, G., Berardi, G., and Pollice, A. (2017). Closing the water cycle in the agro-industrial sector by reusing treated wastewater for irrigation. *Journal of Cleaner Production*, 164, 587-596.
- Vidigal, S. M., Moreira, M. A., y Pereira, P. R. G. (2010). Crescimento e absorção de nutrientes pela planta cebola Cultivada no verão por sementeira direta e por Transplântio de mudas. *Bioscience Journal*, 26(1), 59-70.
- Von Sperling, M., and Chernicharo, C. A. D. L. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. IWA Publishing.
- Voulvoulis, N. (2018). Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 2, 32-45.
- Vymazal, J. (2001). Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Their Potential for Nutrient Removal. In *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*; Vymazal, J., Ed.; Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands, 2001; pp. 1-93.
- Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water (Switzerland)*, 2(3), 530-549.
- Wang, X., Daigger, G., de Vries, W., Kroeze, C., Yang, M., Ren, N. Q., Liu, J., and Butler, D. (2019). Impact hotspots of reduced nutrient discharge shift across the globe with population and dietary changes. *Nature Communications*, 10(1), 1-12.
- Wang, Zhang, D. Q., Dong, J. W., and Tan, S. K. (2017). Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate — A review. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 57, 293-311.
- Wrrlington, Jill. (2017). Cebolla, Los Alimentos, Saludable, Fresco, Dieta. Fotografía. Recuperado de: <https://pixabay.com/es/photos/cebolla-los-alimentos-saludable-2485054/> (visitado 21 de abril 2021).
- West, M., Fenner, N., Gough, R., and Freeman, C. (2017). Evaluation of algal bloom mitigation and nutrient removal in floating constructed wetlands with different macrophyte species. *Ecological Engineering*, 108(July), 581-588.

- WHO, (World Health Organization). (1973). *Reuse of effluents : methods of wastewater treatment and health safeguards*.
- WHO (World Health Organization). (2006). Guidelines for the Safe Use of Wastewater. Excreta and Greywater in Agriculture. Volume 2. Wastewater Use in Agriculture; WHO Press: Geneva, Switzerland.
- WHO, (World Health Organization). (2012). *World health statistics 2012*. WHO Press, Geneva, Switzerland.
- World Bank. (2003). World Development Report 2003: Sustainable Development in a Dynamic World Transforming Institutions, Growth, and Quality of Life. En *World Bank*. © *World Bank*.
- WSP-LAC, (Programa de Agua y Saneamiento para América Latina y el Caribe). (2007). *LATINOSAN 2007, Conferencia Latinoamericana de Saneamiento, Saneamiento para el desarrollo: ¿Cómo estamos en 21 países de América Latina y el Caribe*.
- WWAP, (World Water Assessment Programme). (2017). *The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource*. Paris, UNESCO (Vol. 53, Número 9).
- Yang, L., Giannis, A., Chang, V. W. C., Liu, B., Zhang, J., and Wang, J. Y. (2015). Application of hydroponic systems for the treatment of source-separated human urine. *Ecological Engineering*, 81, 182-191.
- Zambrano, D. A. (2012). *Minimización y prevención como estrategia para el control de la Cali*. Universidad del Valle: Escuela de Ingeniería de los Recursos Naturales y del Ambiente.
- Zufiaurre, R., Martín-Ramos, P., and Cuchí, J. A. (2020). Nitrates in groundwater of small shallow aquifers in the western side of Hoya de Huesca (NE Spain). *Agronomy*, 10(22).