



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

EVALUACIÓN DE DOS ESPECIES VEGETALES EN LA REMOCIÓN DE  
CONTAMINANTES EMERGENTES DE AGUAS CONTAMINADAS BAJO  
CONDICIONES CONTROLADAS

AUTOR

BRYAN ALEXANDER ALBIÑO QUITIAQUEZ

AÑO

2018



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

EVALUACIÓN DE DOS ESPECIES VEGETALES EN LA REMOCIÓN DE  
CONTAMINANTES EMERGENTES DE AGUAS CONTAMINADAS BAJO  
CONDICIONES CONTROLADAS

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos  
establecidos para optar por el título de Ingeniero en Biotecnología

Director Científico

Ph.D Milton Senen Barcos Arias

Profesor guía

M.Sc. Fernando Xavier Rivas Romero

Autor

Bryan Alexander Albiño Quitiaquez

Año

2018

## DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

“Declaro haber dirigido este trabajo, **EVALUACIÓN DE DOS ESPECIES VEGETALES EN LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES DE AGUAS CONTAMINADAS BAJO CONDICIONES CONTROLADAS**, a través de reuniones periódicas con el estudiante **BRYAN ALEXANDER ALBIÑO QUITIAQUEZ**, en el semestre **2018-1**, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”

---

Fernando Xavier Rivas Romero

Master universitario en Biotecnología Molecular y Celular de Plantas

CC: 171809270-7

## **DECLARACIÓN DEL PROFESOR CORRECTOR**

"Declaro haber revisado este trabajo, **EVALUACIÓN DE DOS ESPECIES VEGETALES EN LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES DE AGUAS CONTAMINADAS BAJO CONDICIONES CONTROLADAS**, de **BRYAN ALEXANDER ALBIÑO QUITIAQUEZ**, en el semestre **2018-1**, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación".

---

Wilson David Tapia López

Master Universitario en Gestión y Planificación Ambiental

CI: 1714205281

## **DECLARACIÓN DEL DIRECTOR CIENTÍFICO**

“Declaro haber dirigido científicamente al estudiante para la realización de su trabajo experimental de titulación, en base al método científico, conduciéndole con coherencia en el conjunto de experimentos realizados, y orientando sus conocimientos para lograr los objetivos propuestos”.

---

Milton Senen Barcos Arias

Doctor en Ciencias con especialidad en Biotecnología de Plantas

CC: 1204229692

## **DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE**

“Declaro (amos) que este trabajo es original, de mi (nuestra) autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes.”

---

Bryan Alexander Albiño Quitiaquez

C.I. 1722258074

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Centro de Investigaciones Biotecnológicas del Ecuador (CIBE-ESPOL), su directora Dra. Daynet Sosa, y personal en general, en especial al Dr. Milton Barcos, y los Ingenieros: Javier Oviedo, Jaime Naranjo y Andy Mora por su apoyo y amistad durante este proceso.

## **DEDICATORIA**

A mis padres, hermanos, y familia en general, que me han enseñado con el ejemplo, el valor de la humildad, el trabajo, el esfuerzo y la perseverancia.

Al CIBE-ESPOL, quienes facilitaron y apoyaron en todo momento el desarrollo de la tesis.



## RESUMEN

Los contaminantes emergentes (CE) son compuestos de origen y naturaleza química distinta, su presencia en el ambiente genera preocupación por sus posibles efectos en el ecosistema y en la salud humana y animal. En este trabajo se estudió a la fitorremediación como posible herramienta para el tratamiento de aguas contaminadas. Se determinó bajo condiciones controladas, la eficiencia en la remoción de acetaminofén y ciprofloxacino empleando *Chrysopogon zizanioides* y *Eichhornia crassipes*. Se estableció el tiempo y la concentración óptima de los CE con mejores tasas de remoción; y se evaluaron distintos parámetros fisiológicos. Para esto se planteó un diseño experimental en bloques completos al azar, figurando como bloque 1 *Chrysopogon zizanioides* y bloque 2 *Eichhornia crassipes*. Se adaptó y se multiplicó cada especie vegetal en piscinas de agua con aplicaciones de solución NPK. La técnica de espectrofotometría UV visible se empleó para la cuantificación de contaminante en cada tratamiento. En bloque 1, se evidenció una remoción del 55,77% para T1 y del 86,82% para T10 para acetaminofén y ciprofloxacino, respectivamente. Por otro lado, en el bloque 2, se logró una remoción superior al 40% para T2 y T5, a las 96 horas para acetaminofén. Mientras que para ciprofloxacino, se logró remociones superiores al 80%, para T11 y T14, en las primeras 24 horas, mientras que a las 96 horas la remoción sobrepasa el 92%. De igual manera, T1, T4, T10 y T13 presentan los mayores valores de rendimiento para el bloque 1. Mientras que para el bloque 2, lo hacen T2, T5, T8, T14 y T17. Además, se observa que el bloque 2 tiene mayores rendimientos que el bloque 1. El análisis de parámetros fisiológicos, mostró que los contaminantes evaluados no tienen un efecto directo en las variables de peso húmedo, peso seco y clorofila en el bloque 1. Lo mismo ocurre con el bloque 2, salvo para el contaminante ciprofloxacino, el cual provoca una disminución clara en los niveles de la variable clorofila. En conclusión, la fitorremediación podría ser una alternativa para la remoción de contaminantes farmacológicos, puesto que presenta más ventajas en cuanto a la inversión y tiempo de respuesta que los métodos convencionales de tratamiento de aguas.

## ABSTRACT

Emerging contaminants (EC) are compounds of different origin and chemical nature, their presence in the environment generates concern about their possible effects on the ecosystem and human and animal health. In this work, phytoremediation was studied as a possible tool for the treatment of contaminated water. The efficiency in the removal of acetaminophen and ciprofloxacin using *Chrysopogon zizanioides* and *Eichhornia crassipes* was determined under controlled conditions. The time and the optimal concentration of the EC with the best removal rates was established; and different physiological parameters were evaluated. For this, a completely randomized block design was proposed, where *Chrysopogon zizanioides* appears as block 1 and *Eichhornia crassipes* as block 2. Each plant species was adapted and multiplied in water pools with NPK solution applications. In addition, calibration curves for each drug were made using UV visible spectrophotometry; technique that was used to quantify the contaminant in each treatment. In block 1, a removal of 55.77% for T1 and 86.82% for T10 was evidenced for acetaminophen and ciprofloxacin respectively. On the other hand, in block 2, removals greater than 40% was achieved for T2 and T5, at 96 hours for acetaminophen. While for ciprofloxacin, removals greater than 80% were obtained, for T11 and T14, in the first 24 hours, while at 96 hours the removal overpassed 92%. In the same way, T1, T4, T10 and T13 present the highest performance values for block 1. While for block 2, they do T2, T5, T8, T14 and T17. In addition, it is observed that block 2 has higher yields than block 1. The analysis of physiological parameters showed that the evaluated pollutants do not have a direct effect on the variables of wet weight, dry weight and chlorophyll in block 1. The same occurs with block 2, except for the contaminant ciprofloxacin, which causes a clear decrease in the levels of the chlorophyll variable. In conclusion, phytoremediation could be an alternative for the removal of pharmacological contaminants, since it presents more advantages in terms of investment and response time than conventional methods of water treatment.

# ÍNDICE

1. Capítulo I. Introducción.....	1
1.1. Antecedentes.....	1
1.2. Planteamiento del problema .....	4
1.3. Justificación.....	6
1.4. Objetivo General.....	8
1.5. Objetivos Específicos .....	8
2. Capítulo II. Marco Teórico.....	9
2.1. Tipos de contaminantes en el agua: Contaminantes convencionales.....	9
2.1.1. Metales pesados y elementos traza .....	9
2.2. Tipos de contaminantes en el agua: Contaminantes emergentes (CE) .....	10
2.2.1. Pesticidas .....	12
2.2.2. Compuestos “Estilo de Vida” .....	13
2.2.3. Productos de cuidado personal .....	13
2.2.4. Surfactantes.....	14
2.2.5. Aditivos industriales.....	14
2.2.6. Fármacos.....	15
2.2.6.1. Ciprofloxacino.....	16
2.2.6.2. Acetaminofén .....	19
2.3. Métodos de descontaminación de aguas.....	20
2.3.1. Tratamientos fisicoquímicos .....	20

2.3.2.	Tratamientos avanzados .....	22
2.3.3.	Tratamientos combinados .....	23
2.3.4.	Tratamientos biológicos.....	23
2.3.4.1.	Acción de microorganismos en el tratamiento de aguas residuales	24
2.3.4.2.	Fitorremediación.....	26
2.3.4.3.	Especies vegetales fitorremediadoras .....	31
3.	Capítulo III. Diseño del plan experimental.....	38
3.1.	Tipo de Diseño.....	38
3.2.	Tratamientos.....	38
3.3.	Unidad experimental .....	39
3.4.	Diagrama de flujo.....	40
4.	Capítulo IV. Materiales y métodos .....	40
4.1.	Población y muestra .....	40
4.2.	Materiales y métodos para la obtención de datos .....	40
4.2.1.	Fase de invernadero .....	40
4.2.3.	Fase de laboratorio .....	42
4.3.	Evaluación estadística de los resultados .....	43
5.	Capítulo V. Resultados y Discusión .....	43
5.1.	Eficiencia de remoción: tiempo y tasa de remoción de contaminantes farmacológicos.....	44
5.2.	Evaluación de los parámetros fisiológicos .....	53
5.2.1.	Peso húmedo.....	53

5.2.2. Clorofila .....	57
5.2.3. Peso seco .....	62
<b>6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....</b>	<b>66</b>
6.1. Conclusiones .....	66
6.2. Recomendaciones .....	67
<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>69</b>

## 1. Capítulo I. Introducción

### 1.1. Antecedentes

Los contaminantes emergentes (CE) son sustancias de diversos orígenes, que poseen alto potencial contaminante, generadas principalmente por empresas manufactureras cuyo manejo inadecuado de desechos, ha permitido la aparición de dichas sustancias en el ambiente, despertando gran preocupación la presencia de estos compuestos en ecosistemas acuáticos y terrestres, puesto que podrían representar una amenaza para los diversos organismos de estos hábitats (García, Gortáez, & Droguí, 2011). La principal fuente de CE son las aguas residuales (AR), especialmente cuando no hay un proceso de depuración previo a su disposición final, ya que incluso cuando pasan por este proceso, hay compuestos como los compuestos farmacológicos y de higiene personal que no logran removerse y que al desembocarse en el ambiente pueden causar efectos tóxicos en el entorno. (Dougherty, Swarzenski, & Reinhard, 2010).

Existe una gran variedad de CE, entre los cuales se destacan principalmente aquellos productos de naturaleza química como los fármacos, y los productos de cuidado personal. No obstante, agentes plastificantes, tensoactivos, aditivos, entre otros productos de uso industrial también forman parte importante de este tipo de contaminantes. Actualmente se emplean varios procesos como la coagulación, floculación y métodos biológicos como los biofiltros y sistemas de lodos activos para la remoción tradicional de contaminantes de las AR (García, Gortáez, & Droguí, 2011).

Los procesos fisicoquímicos antes mencionados resultan poco efectivos en la remoción de productos farmacéuticos, de cuidado personal, químicos industriales, entre otros (Stuart & Lapworth, 2016). También se han aplicado procesos como la ultrafiltración, que debido a su baja capacidad para retener este tipo de

contaminantes en las membranas han resultado ser ineficientes (Daughton, 2004). Sin embargo, los procesos de oxidación representan una alternativa para la remoción de CE, ya que permiten alterar propiedades físico-químicas de las moléculas contaminantes, para modificar su estructura y disminuir su toxicidad (Doménech, Fardim, & Litter, 2004). Este sistema de modificación físico-química utiliza radicales como cloro, ozono e hidroxilo; sin embargo, estas moléculas en ocasiones pueden reaccionar con otros componentes formando nuevos contaminantes con efectos desconocidos (Gil, Soto, Usma, & Gutiérrez, 2012)

Por otro lado, existen procesos que hacen uso de material biológico capaz de transformar contaminantes de tipo orgánico en biomasa, misma que puede separarse de la fase acuosa mediante procesos de sedimentación. Dentro de este tipo de procesos de depuración se encuentran los sistemas de lodos activos, filtros perclorados biológicos, entre otros (Roig, 2010).

Gracias al desarrollo de la tecnología se ha podido identificar la presencia de compuestos pertenecientes al grupo de los llamados CE en aguas residuales. Aplicando metodologías como la microextracción en fase sólida y cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas se ha determinado la presencia y concentración de compuestos farmacológicos como ibuprofeno, naproxeno, clorofeno, entre otros contaminantes, en aguas de México (Álvarez & Castillo, 2015).

Las plantas son organismos autótrofos superiores cuyas características naturales como la capacidad de absorción, acumulación, metabolización, y estabilización de compuestos, permite su uso en procedimientos de biorremediación enfocados en disminuir la concentración y toxicidad de los contaminantes (Delgadillo, González, Prieto, & Acevedo, 2011). En algunos estudios se ha reportado la identificación de plantas con capacidad de bioacumulación, a las mismas que se les conoce como

plantas hiperacumuladoras puesto que son capaces de acumular 1000  $\mu\text{g}$  del contaminante por gramo de biomasa (Watanabe, 1997). Entre estas plantas podemos encontrar a *Potamogeton pusillus*, *Thlaspi sp*, *Brassica*, *Arabidopsis thaliana* y *Sedum alfredii* (Monferrán, Pignata, & Wunderlin, 2012).

Los mecanismos de fitorremediación como la fitoestabilización, fitoextracción, fitovolatilización, fitoinmovilización, fitodegradación y rizofiltración, son utilizados para disminuir la concentración y toxicidad de los contaminantes presentes en el ambiente. La rizofiltración es el principal mecanismo utilizado por las plantas en la biorremediación de ambientes acuáticos. Dicho mecanismo permite disminuir la concentración de contaminantes haciendo uso de la capacidad de la raíz para adsorber y absorber diferentes compuestos. (Iqbal, He, Stoffella, & Yang, 2008). Dentro de este grupo de plantas, se destacan *Eichhornia crassipes*, *Lemna minor*, *Polygonum amphibium*, entre otras (Prasad, 2003).

Las plantas macrófitas (acuáticas) y las plantas semiacuáticas son particularmente importantes ya que pueden incorporar los contaminantes en sus estructuras fisiológicas. Tienen la capacidad natural de absorber y metabolizar componentes sintéticos o xenobióticos, tales como, fármacos, carcinógenos y otros compuestos de origen químico (Coleman, Blake, & Daveces, 1997).

*Eichhornia crassipes* o más comúnmente conocida como Jacinto de agua, es una planta acuática que presenta un sistema radicular fibroso muy desarrollado, que es de gran utilidad en el tratamiento de aguas para la remoción de contaminantes, especialmente metales como plata (Ag), plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu) y selenio (Se) (Zhu, Zayed, Qian, De Souza, & Terry, 1999). La estructura superior e inferior de esta planta tiene la capacidad de acumular grandes cantidades de metales con excepción del estroncio (Sr). Sin embargo los



coeficientes de acumulación indican que puede ser de gran utilidad para remover contaminantes en ambientes acuáticos (Carrión, *et al.*, 2012).

Del mismo modo, *Chrysopogon zizanioides*, también conocida como Vetiver es una planta promotora de la biodegradación de algunos componentes orgánicos, e hiperacumuladora de otro tipo de contaminantes, principalmente en su estructura radicular. Además, entre sus principales facultades figura, una alta tolerancia a condiciones extremas de pH y temperatura; facultad que hace de esta planta una candidata ideal para la fitorremediación de diversos ambientes (Danh, Troung, Mammucari, & Foster, 2009). Los investigadores han reportado la disminución de contaminantes como el Cr en un 30%, observando la acumulación del contaminante en el tejido foliar de esta planta (Rodríguez, Cumana, Torrealba, & Posada, 2009).

## **1.2. Planteamiento del problema**

La industria farmacológica ha generado un sin número de medicamentos para el tratamiento y prevención de enfermedades. No obstante, con esta industria se han generado también enormes cantidades de desechos que han terminado en diferentes entornos del ambiente; además de un alto y poco controlado consumo de medicamentos por parte de seres humanos y animales. Dichos compuestos farmacológicos al ser consumidos se metabolizan en el hígado, dando lugar a sustancias que encuentran su salida del organismo mediante los fluidos corporales, como la orina; además, cabe recalcar que un alto porcentaje de compuestos consumidos no logran asimilarse por completo en el cuerpo, de tal manera que atraviesan el organismo intactos y terminan en las aguas que desembocan en los ríos (Daughton, 2004). Desde hace 15 años, diversos estudios han venido reportando la presencia de medicamentos en el ambiente, despertando principal preocupación su localización en aguas de abastecimiento. Entre estos

contaminantes figuran las hormonas, tranquilizantes, antibióticos, antidepresivos, entre otros (Vargas, Pérez, Masaguer, & Moliner, 2013).

En nuestro país, un estudio realizado para determinar la contaminación con narcóticos en diferentes ríos, reveló que compuestos farmacológicos como carbamazepina, ciprofloxacino, venlafaxina, sulfametoxazol, se encontraron en los ríos San Pedro, Machángara, Guayllabamba y Esmeraldas (Granda, 2014). Las sustancias diseñadas para el tratamiento de enfermedades como: carbamazepina, venlafaxina, sulfametoxazol, entre otras, son diseñadas para mantener sus propiedades por tiempos prolongados, por lo que también resultan ser estables a procesos de tratamiento y depuración de aguas como la filtración y por lo tanto, permanecen estables en el ambiente, donde su presencia puede generar efectos adversos en la salud del ser humano (Becerril, 2009).

Los fármacos de uso mayoritario como el acetaminofén han sido motivo de varios estudios enfocados en la determinación de sus efectos en el ambiente. En una investigación en la que se utilizaron organismos indicadores como la bacteria *Vibrio fisheri*, el invertebrado de agua dulce *Daphnia magna* y el pez japonés *Oryzias latipes*, los resultados revelaron que *Daphnia magna* fue el más susceptible a las pruebas de mortalidad frente a la concentración de fármacos, tales como acetaminofén, carbamazepina, cimetidina, entre otros. Las concentraciones que se evaluaron fueron las siguientes: 1,8 mg.L<sup>-1</sup> para acetaminofén, 6,3 mg.L<sup>-1</sup> para sulfametoxazol y 8,2 mg.L<sup>-1</sup> para diltiazem (Iannacone & Alvarino, 2009). Otro estudio realizado en Arabia Saudita reveló la presencia de diversos fármacos en aguas residuales, siendo el acetaminofén el más concentrado con 38,9 µg.L<sup>-1</sup>, en comparación con otros medicamentos como atenolol, cafalexina, metformina, entre otros (Shaim, *et al.*, 2017).

El ciprofloxacino es otro de los fármacos de mayor interés. Este antibiótico tiene la capacidad de inhibir la funcionalidad de las enzimas y la síntesis de las biomoléculas. La Unión Europea ha reportado a este antibiótico como extremadamente tóxico para organismos de vida acuática como: algas, peces, crustáceos y dáfnidos, entre otros. Esto se debe a que presenta un valor de cociente de riesgo (RQ de 2,851) superior a 1 en niveles bajos de la cadena trófica, siendo las algas los microorganismos más afectados incluso en concentraciones tan bajas como  $9,60 \mu\text{g.L}^{-1}$  (Makulak, et al., 2015). En aguas de varios países como Italia, Francia y Grecia se ha encontrado ciprofloxacino en concentraciones de 50, 60 y  $70 \text{ ng.L}^{-1}$  respectivamente (Nakata, Kannan, Jones, & Giesy, 2005).

Los CE, han tomado gran relevancia ambiental debido a que gran parte de ellos llegan al ambiente a través de las emanaciones industriales. Sin embargo, los sistemas ineficientes de gestión y recolección de residuos, y otras actividades humanas como el uso irresponsable de agroquímicos, productos de limpieza, entre otras fuentes de contaminación contribuyen en gran medida al incremento de dichos contaminantes en el ambiente. Los contaminantes emergentes corresponden a aquellos que, actualmente no son regulados por entidades ambientales, pero que en un futuro se espera regular, sustentándose en investigaciones científicas que reporten los efectos adversos de los mismos en el ambiente y sus organismos. La toxicidad, el riesgo y la incidencia de la mayoría de estos contaminantes no están disponibles; por tal razón, se dificulta predecir sus efectos en los seres humanos y organismos acuáticos y terrestres (Becerril, 2009).

### **1.3. Justificación**

Según diversos estudios, la presencia de contaminantes emergentes en el medio ambiente podría estar afectando los ecosistemas y la vida silvestre de su entorno,

inclusive a la misma salud del hombre. Las diversas técnicas físico-químicas combinadas y metodologías avanzadas requieren de equipos especializados, maquinaria avanzada, materiales e insumos de costos muy elevados, y que en la mayoría de ocasiones presentan rendimientos ineficientes. Por tal razón, las herramientas biotecnológicas aparecen como una alternativa diferente para solucionar los problemas de contaminación ambiental, puesto que presentan varias ventajas frente a las técnicas antes mencionadas. La fitorremediación es una de estas herramientas biotecnológicas que utiliza las facultades propias de la plantas para acumular los contaminantes en sus tejidos.

La fitorremediación es una alternativa diferente, sustentable y de menor costo para la restauración de ambientes contaminados. En países como Argentina y México han estudiado la eficacia de esta técnica mediante la utilización de plantas vasculares, aprovechando las capacidades de las mismas, para la remoción y acumulación de diferentes contaminantes como los productos farmacéuticos (Delgadillo, González, Prieto, & Acevedo, 2011). Los compuestos de origen químico como los medicamentos usualmente, no se remueven por completo en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR); por tal razón, el empleo de plantas como *Typha domingensis* y *Typha angustifolia* ha mostrado un gran potencial como alternativa para la reducción de contaminantes de tipo farmacológico con contaminantes como el ibuprofeno (Biruk, Canosa, Osters, Salgueiro, & Silveyra, 2013).

*Chrysopogon zizanioides* y *Eichhornia crassipes* son plantas biorremediadoras de gran importancia, que habitan en ambientes terrestres y acuáticos respectivamente, cuya fisiología les permite acumular los contaminantes en sus tejidos, principalmente en sus raíces, gracias a que las mismas alcanzan una gran longitud que les permite tener mayor acceso a los contaminantes y posteriormente acumularlos (Rodríguez, Cumana, Torrealba, & Posada, 2009).

La fitorremediación aplicada *in situ* o *ex situ*, es una alternativa que utiliza los mecanismos bioquímicos de las plantas, debido a que tienen la capacidad de almacenar, metabolizar, volatilizar o estabilizar los contaminantes. Por tal razón, su aplicación en procesos de biorremediación podría contribuir a disminuir e incluso remover diversos contaminantes de diferentes ecosistemas naturales, a la vez que garantiza una intervención amigable con el entorno.

Este trabajo de investigación pretende contribuir a la ampliación del conocimiento en asuntos de fitorremediación de ambientes acuáticos contaminados con productos provenientes de la industria farmacológica y además ofrece una posible alternativa para la remoción de CE como productos farmacológicos del agua contaminada, utilizando plantas hiperacumuladoras para retener, remover o degradar dichos contaminantes.

#### **1.4. Objetivo General**

Evaluar la capacidad de remoción de dos especies vegetales (*Chrysopogon zizanioides* y *Eichhornia crassipes*) como posible alternativa para el tratamiento de contaminantes emergentes (CE) en aguas contaminadas.

#### **1.5. Objetivos Específicos**

- Determinar bajo condiciones controladas la eficiencia en la remoción de CE (ciprofloxacina y acetaminofén) de las aguas contaminadas por parte de las especies vegetales.
- Establecer el tiempo y la concentración óptima de los CE estudiados que presentan mejores tasas de remoción.
- Evaluar los efectos fisiológicos de los CE en las dos especies vegetales en los diferentes tratamientos evaluados.

## **2. Capítulo II. Marco Teórico**

### **2.1. Tipos de contaminantes en el agua: Contaminantes convencionales**

#### **2.1.1. Metales pesados y elementos traza**

De manera general, los metales como el mercurio (Hg), arsénico (As), talio (Tl), Cd, Cr, Pb, entre otros, forman parte de la corteza terrestre, en forma de sales, minerales u otros componentes. (Lucho, Álvarez, Beltrán, Prieto, & Poggi, 2005). Estos elementos químicos poseen una alta densidad y son tóxicos incluso en bajas concentraciones, ya que no pueden ser degradados fácilmente de manera natural o biológica (Albollino, *et al.*, 2002).

Los metales tienden a bioacumularse en los organismos vivos, principalmente en aquellos que habitan en ambientes acuáticos (Prieto, Lucho, Poggi, Acevedo, & Barrado, 2007). La absorción de metales pesados por parte de las plantas es el primer paso para su entrada en la cadena alimenticia. Estos metales se movilizan desde el suelo a la raíz y terminan por los conductos vasculares de las plantas, es decir, llegan a bioacumularse (Prieto, González, Róman, & Prieto, 2009). Los metales traza como zinc (Zn), Cu, Se, cumplen un rol en el metabolismo de los seres vivos, sin embargo, en altas concentraciones provocan envenenamiento (Kabata, 2000).

Cuando la concentración de los metales alcanza niveles que superan los valores máximos permitidos, producen efectos en el crecimiento y desarrollo de organismos como las plantas. Los iones libres en el ambiente bloquean las actividades biológicas naturales de los mismos, como la activación de enzimas clave en su funcionamiento normal (Martín, 2000).

Las principales fuentes de contaminación son: erosión del suelo y depósitos naturales, aguas de huertos, aguas con residuos de vidrios y electrónicos;

corrosión, erosión, efluentes de refinera de metales, baterías usadas y pinturas; efluentes de parques municipales e industriales como fábricas de acero, papel (EPA, 2007).

Las actividades agrícolas pueden afectar a la salubridad y pureza del agua de ríos, lagos y acuíferos. Los componentes principales que se relacionan con esta actividad son los nitratos y otros fertilizantes que se utilizan en la nutrición de los cultivos (Prieto, Lucho, Poggi, Acevedo, & Barrado, 2007).

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) ha establecido estándares de seguridad para 80 contaminantes que se encuentran en ambientes acuáticos y que presentan riesgo para la salud del ser humano (EPA, 2007).

Entre los posibles efectos en la salud a causa de los metales se pueden encontrar: lesiones, trastornos en el sistema circulatorio y alto riesgo de cáncer por As; lesiones en los conductos renales por Cd; dermatitis por Cr; trastornos renales e hipertensión y retardo en el desarrollo de bebés y niños por Pb. (EPA, 2007).

## **2.2. Tipos de contaminantes en el agua: Contaminantes emergentes (CE)**

Los CE son un grupo de compuestos de origen y naturaleza variable, cuya presencia en el ambiente no se considera significativa. No obstante, están siendo estudiados por su posible impacto ecológico, así como también los posibles efectos en la salud (Barceló & López, 2003). Las posibles fuentes de contaminación pueden ser las AR provenientes de industrias o tipo domésticas, de residuos de plantas de tratamiento (PT), efluentes de hospitales o clínicas, de actividades agrícolas y tanques sépticos. Actualmente, las entidades ambientales en el Ecuador y otros países no han podido especificar el nivel de contaminación de estos compuestos ya que las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) no están diseñadas para poder eliminarlos del ambiente (Gil, Soto, Usma, & Gutiérrez, 2012).

La aparición de estos contaminantes en el agua tiene su origen en el llamado “ciclo del agua” (Figura 1). Las vías de entrada de estos CE son las AR provenientes de zonas urbanas, rurales e industriales. Los efectos que producen los contaminantes de origen químico son varios, entre los principales tenemos: efectos tóxicos y cancerígenos en los organismos, incidencia en la producción de alimentos, limitación en el uso del agua para actividades recreativas y reducción del uso en el área industrial y agropecuaria (Roig, 2010).

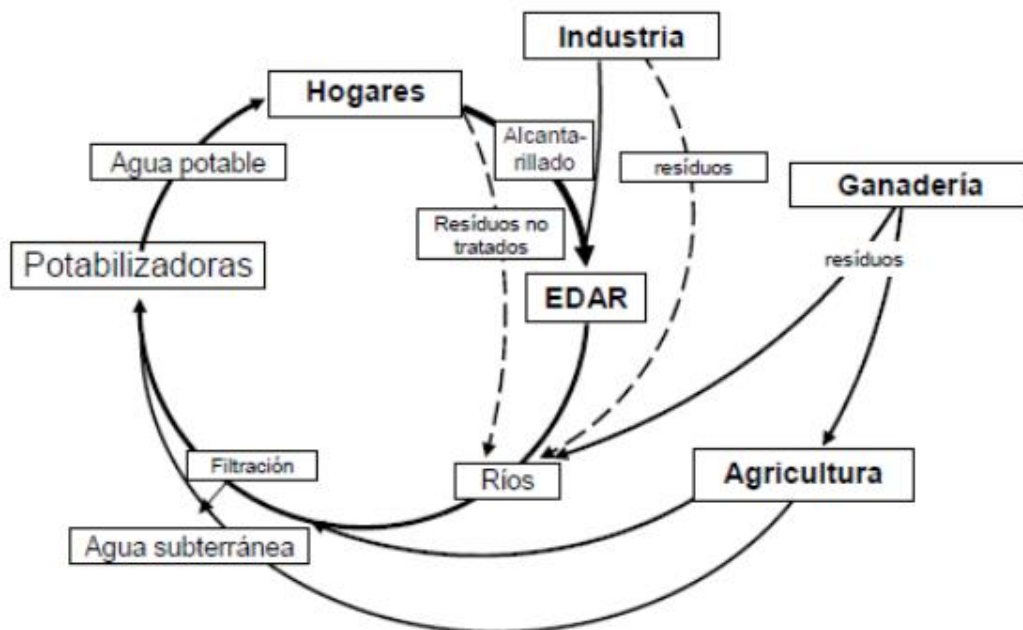


Figura 1. Ciclo del Agua.

Tomado de (Roig, 2010).

Existe una amplia gama de CE tales como, compuestos de origen químico, productos farmacéuticos, de cuidado personal, agentes tensoactivos, plastificantes, aditivos industriales, entre otros. A continuación se detallan los CE presentes en el agua:



### 2.2.1. Pesticidas

Se utilizan comúnmente en la agricultura para prevenir o repeler plagas en os cultivos. La preocupación se centra en los metabolitos que tienen peores efectos que los compuestos a partir de los cuales se han generado. Dichos compuestos se han detectado en aguas subterráneas en concentraciones mucho más altas que sus precursores. En Reino Unido, se han encontrado metabolitos de plaguicidas formados a partir de compuestos como el heptacloro, atrazina y dicloro difenil tricloroetano. Estas reactivos forman parte de la lista de sustancias tóxicas más utilizadas a nivel mundial. Su prohibición en 127 países se fundamenta por su persistencia en el ambiente y su bioacumulación en los organismos. Los compuestos con un alto coeficiente de riesgo (RQ) fueron cianazina, isoproturon, tebuconazol, flufenacet y dicamba. Uno de los pesticidas más utilizado es el glifosato, cuya degradación por microorganismos produce amino-metil-fosfónico (AMPA), el cual causa toxicidad para algunos organismos de vida acuática (Geerdink, Niessen, & Brinkman, 2002). La Organización Mundial de la Salud (OMS), 1978 ha establecido una clasificación de los pesticidas, basándose en el grado de toxicidad:

Tabla 1.

*Clasificación de los plaguicidas según su toxicidad*

Clase	Toxicidad	Ejemplos
IA	Extremadamente peligrosos	Paratión y Dieldrín
IB	Altamente peligrosos	Eldrín y Diclorvos
II	Moderadamente peligrosos	DDT y Clordano
III	Ligeramente peligrosos	Malatión

Tomado de (OMS, 1978).

### **2.2.2. Compuestos “Estilo de Vida”**

En aguas subterráneas impactadas por AR, se han encontrado metabolitos de la nicotina, cafeína e incluso edulcorantes como la sacarina y acesulfame en concentraciones altas. Estos compuestos son detectados en el medio ambiente gracias a su movilidad y persistencia (Buerque, 2009).

En las Islas Canarias se han reportado la presencia de cafeína y nicotina en acuíferos y también en el río Llobregat, en porcentajes menores también se encontraron otros compuestos como la teofilina y paraxantina. Las fuentes de contaminación más comunes son los tranques sépticos, AR, aguas superficiales y subterráneas (Delgado, 2011).

### **2.2.3. Productos de cuidado personal**

En este grupo encontramos perfumes, fragancias, policíclicos y macrocíclicos como el protector solar, repelentes, entre otros. A diferencia de los medicamentos, estos compuestos logran ser introducidos en el ambiente, en aguas recreacionales y en el aire debido a la capacidad de volatilización de algunos de ellos; afectando así a organismos de diversos ambiente e incluso a los seres humanos (Henriquez, 2010).

Los productos de cuidado personal no muestran actividades bioquímicas significativas. Los resultados de un estudio realizado en aguas superficiales de Suiza, han reportado la presencia de compuestos como el triclosán y su metabolito (metiltriclosán) en altas concentraciones. Estos estudios se enfocaron en el efecto de la bioacumulación de estos productos de uso cotidiano en el metabolismo de peces, y la evaluación del riesgo en el ser humano y en su ambiente (Heberer, 2002).

#### **2.2.4. Surfactantes**

Dentro de estos CE podemos encontrar los agentes tensoactivos aromáticos aniónicos y los no aniónicos. Son utilizados como detergentes, dispersantes, emulsificantes y agentes espumantes, los cuales son importantes para la fabricación de papel, textiles, pesticidas, aceites, metales y plásticos, por lo que los estudios se centran en la evaluación de estos contaminantes en ambientes acuáticos (García, Gortáez, & Drogui, 2011).

Los agentes no aniónicos del tipo alquifenolpolietoxilado (APEO) se han encontrado en las PTAR, donde se degradan parcialmente en un ambiente aeróbico y son absorbidos de manera parcial por los lodos residuales. Se ha demostrado que los APEO generan mayor toxicidad que los agentes tensoactivos de los cuales se originan (Scott & Jones, 2000).

#### **2.2.5. Aditivos industriales**

Los disolventes clorados, hidrocarburos, plastificantes, resinas, entre otros aditivos industriales causan problemas en la salud y alteran el ecosistema. La gran mayoría son solubles en el agua y persisten en los procesos de biodegradación, ya que no se unen al suelo fácilmente y se lixivian. (Garrett & Moreau, 2010).

En la industria de alimentos, el citrato de trietilo es utilizado para estabilizar espumas (clara de huevo); también como recubridor de medicamentos y como plastificante. Estos aditivos han sido encontrados en aguas subterráneas (edulcorantes, sacarina y sucralosa) y no han sido estudiados, pero se consideran en investigaciones futuras (Burgue, 2009).

### 2.2.6. Fármacos

Los productos farmacéuticos han despertado interés en el ámbito científico debido a los efectos en el medio ambiente. Los desechos de humanos y actividades agropecuarias son las principales vías de contaminación por fármacos en aguas superficiales, subterráneas, asociadas con las AR (Barnes, 2008). En las PTAR, la puerta de entrada por la que atraviesan los desechos no retienen a estos compuestos y además, muchos productos farmacéuticos veterinarios son desechados directamente a este ambiente. Se han descubierto en aguas potables en Canarias-España medicamentos como ibuprofeno, diclofenaco, carbamacepina, ácido clofíbrico, disruptores endócrinos (tabla 2), entre otros contaminantes (Delgado, 2011).

Tabla 2.

*Disruptores endócrinos en aguas municipales, superficiales y de consumo*

Tipo de Agua	Localización	Contaminante	Concentración (ng/L)
	Reino Unido	Estrona	12-220
Aguas municipales	Alemania	Nonilfenol	199
	Japón	Nonilfenol	80-1240
Aguas superficiales	Alemania	Nonilfenol	34
	Japón	Nonilfenol	250
Agua de consumo	Alemania	Nonilfenol	8

Tomado de (Bolong, Ismail, Salim, & Matsuura, 2009).

Los productos farmacéuticos más utilizados son: analgésicos, antihipertensivos y antimicrobianos. El primer grupo de medicamentos son los de mayor uso a nivel mundial y son considerados los de mayor automedicación (Gómez, 2006). Entre este grupo encontramos: diclofenaco y aspirina, los cuales fueron encontrados en

AR, además de naproxeno, ibuprofeno y acetaminofén, presentes en AR de hospitales (Richardson, 2009).

Los medicamentos antihipertensivos son usados para el tratamiento de enfermedades cardiovasculares. Dentro de estos productos farmacéuticos se destacan: calcio-antagonista, inhibidores enzimáticos, betabloqueadores como el atenolol y propanolol encontrados en concentraciones  $0,017 \mu\text{g.L}^{-1}$  en aguas municipales Alemania (Ternes, 1998).

Finalmente, los antibióticos son los fármacos de amplio uso contra microorganismos patógenos para humanos y animales. Sus descargas en el ambiente han generado resistencia en dichos organismos. En este grupo encontramos la tetraciclina, aminoglicósidos, vancomicina, disruptores endócrinos, entre otros (Akinbowale, Peng, & Barton, 2007).

#### 2.2.6.1. Ciprofloxacino

La ciprofloxacina o ciprofloxacino es un antibiótico de amplio espectro que pertenece al grupo de las fluoroquinolonas. Su nombre sistemático es ácido 1-ciclopropil-6-fluoro-4-oxo-7-(piperazin-1-il)-quinolin-3-carboxílico. Su fórmula química es  $\text{C}_{17}\text{H}_{18}\text{N}_3\text{FO}_3$  (Figura 2) y tiene un peso molecular de 331,3 kDa (Goodman & Gilman, 2001)

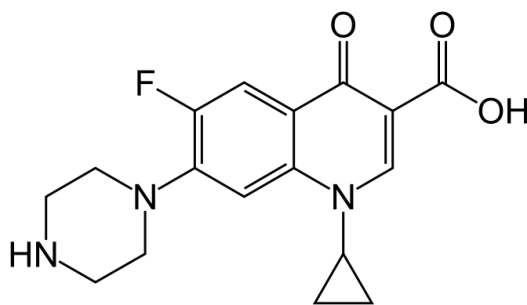


Figura 2. Estructura química de la Ciprofloxacina.

Tomado de (Merk, 2011).

Este antibiótico se utiliza para combatir enfermedades causadas por bacterias, (Ver tabla 3) incluso para personas con infecciones oportunistas como el VIH. Su presentación común es en tabletas (Figura 3), la misma que contiene hidrocloreto de ciprofloxacina (582,20 mg), equivalente a 500 mg de ciprofloxacina. Los comprimidos del medicamento son de color blanco en forma de cápsula, biconvexo con un borde biselado. Los excipientes más comunes son: croscarmelosa sódica, celulosa microcristalina, povidona, estearato de magnesio (Mg). Para las tabletas película-capa los componentes son: hipromelosa, lactosa monohidrato, dióxido de titanio E171, macrogol 4000, citrato de sodio y agua purificada) (Merk, 2011).

Tabla 3.

*Infecciones tratadas con ciprofloxacino*

Adultos	Niños y Adolescentes
Infecciones en el tracto respiratorio inferiores causadas por bacterias Gram-negativas.	Infecciones broncopulmonares en la fibrosis quística causada por <i>Pseudomonas aeruginosa</i> .
Agudización aguda de la sinusitis crónica.	Infecciones del tracto urinario complicadas y pielonefritis.
Infecciones del tracto urinario.	Ántrax por inhalación.
Infecciones del tracto genital.	
Infecciones del tracto gastrointestinal.	
Infecciones intraabdominales.	
Infecciones de piel y tejidos blandos.	
Infecciones de huesos y articulaciones.	
Profilaxis de infecciones invasivas por <i>Neisseria meningitidis</i> .	
Ántrax por inhalación.	

Tomado de (Merk, 2011).

El principio activo de este medicamento es el ciprofloxacino, el cual afecta el metabolismo bacteriano mediante la inhibición de la actividad de las enzimas Topoisomerasa II y la Topoisomerasa IV necesarias para los procesos de replicación, reparación y recombinación del ADN. Este compuesto ejerce su acción rápida en bacterias, y no tiene resistencia cruzada con otros medicamentos como los aminoglucosídicos, penicilinas, entre otros. De manera general, los organismos que son resistentes a los antibióticos son sensibles a este medicamento. (Tqfarma, 2015).

En líquidos y tejidos corporales, la concentración del medicamento es más elevada que en el suero, especialmente en el hígado, riñones, vesícula biliar, pulmones, tejidos ginecológicos y prostáticos. Su administración oral es rápida y absorbida por el sistema gástrico (65%), pero puede disminuir en presencia de alimentos. También se distribuye a las secreciones nasales, piel, grasa, músculos y cartílagos. La unión a proteínas plasmáticas es baja, con un porcentaje entre 20-40%; su metabolismo es hepático (menos del 20%) y una función renal de 4 horas (Facmed, 2005).



*Figura 3.* Ciprofloxacina en comprimidos de 500 mg.

Tomado de (Merk, 2011).

### 2.2.6.2. Acetaminofén

El acetaminofén o paracetamol es un analgésico y antipirético. Su nombre sistemático es *N*-(4-hidroxifenil) acetamida. Su fórmula química es  $C_8H_9NO_2$  (Figura 4) con un peso molecular de  $151,17 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$  (Goodman & Gilman, 2001).

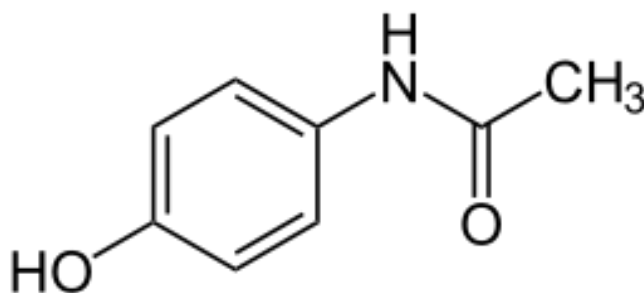


Figura 4. Estructura química del acetaminofén.

Tomado de (Merk, 2011).

Su presentación común es en tabletas blancas, cada una contiene 500 mg de acetaminofén (Figura 5). Entre los excipientes podemos encontrar el ácido esteárico, almidón de maíz y el almidón de maíz pregelatinizado. Este medicamento actúa sobre los dolores leves o moderados causado por procedimientos quirúrgicos menores, afecciones en las articulaciones, cefaleas, neuralgias, entre otros. También es eficaz para disminuir la fiebre originada por infecciones causadas por microorganismos (Facmed, 2005).

Este medicamento se absorbe por el tubo digestivo con una biodisponibilidad del 60 al 70%. También se une a las proteínas plasmáticas (30%) y se distribuye en un tiempo de 1 a 2 horas. Su metabolismo se realiza en el hígado (25%) con una vida media de 2 a 4 horas. Entre el 1 y 2% de la dosis del medicamento sin ningún cambio, se elimina por la orina (Merk, 2011).



El mecanismo de acción no ha sido completamente estudiado, se cree que puede inhibir la síntesis de prostaglandinas y bloquear los impulsos del sistema nervioso. Actúa sobre el regulador de temperatura que se encuentra en el hipotálamo, aumentando el flujo sanguíneo hacia la piel, provocando sudoración y pérdida de calor (Facmed, 2005).



*Figura 5. Acetaminofén en comprimidos de 500 mg.*

Tomado de (Merk, 2011).

### **2.3. Métodos de descontaminación de aguas**

La remediación de ambientes contaminados ha despertado el interés del campo científico. Esta necesidad de restaurar el ambiente ha llevado a la búsqueda de técnicas que utilizan los principios fisicoquímicos de los componentes, el metabolismo biológico de los organismos, métodos avanzados y la combinación de los mismos (Garcés, Mejía, & Santamaría, 2004).

#### **2.3.1. Tratamientos fisicoquímicos**

Dentro de los tratamientos fisicoquímicos para la remoción de CE, podemos encontrar técnicas que emplean la floculación, coagulación y cloración. Sin

embargo, no remueven compuestos como el estradiol, estrona, nonilifenol, productos farmacéuticos, ni de cuidado personal (Bolong, Ismail, Salim, & Matsuura, 2009).

Estudios a nivel laboratorio analizaron la eliminación de 30 compuestos farmacéuticos utilizando los tratamientos de coagulación/flotación, suavización con cal, ozonación, cloración y adsorción con carbón activado (CA). Los resultados muestran que al utilizar la coagulación/flotación y suavización con sal, no se logró eliminar estos CE (<20%); mientras que el uso de CA, ozonación y cloración alcanzó una remoción superior al 90% de estos contaminantes en aguas residuales (Werker, Dough, McHenry, & Van Loon, 2002). Otros estudios mencionan que el carbadox, sulfadimetoxina y trimetropim no pueden ser eliminados utilizando agentes coagulantes como el sulfato de aluminio o el sulfato férrico (Adams, Wang, Loftin & Meyer, 2002). De igual manera con medicamentos como el ibuprofeno, ketoprofeno, diclofena y carbazepina, resultó ineficiente la aplicación de estas técnicas fisicoquímicas (Petrovic, Gonzalez, & Barceló, 2003)

Los tratamientos de adsorción utilizando CA y los procesos de oxidación son efectivos para eliminar estos contaminantes, debido a las interacciones de las moléculas hidrofóbicas con componentes orgánicos polares. A pesar de que exista competencia por los sitios activos, o por bloqueo de los poros con otras moléculas, resulta ser eficaz especialmente con la materia orgánica refractaria y componentes no biodegradables (Ying, Kookana, & Waite, 2004). En un estudio utilizando CA obtuvieron una eliminación superior al 90% de CE; incluyendo los estrógenos, donde incluso resultó mejor que los tratamientos que emplean la nanofiltración por membranas (Bodzek & Dudziak, 2006).

Otros tratamientos utilizan los procesos de oxidación por ozono y cloración para eliminar contaminantes; sin embargo, los subproductos que se generan pueden

provocar efectos desconocidos en el ambiente. Los autores recomiendan que el carbono orgánico disuelto (COD) sea de bajas concentraciones ya que es un parámetro que influye en el proceso (Huber, *et al.*, 2005). La ozonación es un proceso por el cual los compuestos sufren un ataque directo o indirecto de moléculas de ozono, generando radicales hidroxilos, conocidos por su gran capacidad de oxidación (Trujillo, García, Hinojosa, & Castellón, 2010).

### 2.3.2. Tratamientos avanzados

En la remoción de CE también se han empleado metodologías como la osmosis inversa, reactores biológicos de membranas (MBR), ultrafiltración, nanofiltración y oxidación avanzada. Sin embargo, el uso de estas técnicas implica una alta inversión (Roig, 2010).

Los MBR es una mejora de las técnicas que emplean microorganismos para la eliminación de contaminantes. Las ventajas de este sistema son: una baja carga de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), que facilita la mineralización de compuestos orgánicos, el tiempo de retención del lodo hace que los microorganismos pueden adaptarse al tratamientos prolongado de componentes resistentes (Cote, Buisson, Pound, & Arakaki, 1997). Un estudio reportó la eliminación del 90% de nonifenol y bisfenol utilizando tres reactores biológicos, ultrafiltración y finalmente una adsorción con CA. Estos sistemas se emplearon en AR que provenían de una planta de lixiviados de restos vegetales (Wintgens, Gellenkemper, & Melin, 2002).

Se ha empleado el proceso de oxidación avanzada, combinando ozono ( $O_3$ ) y peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ), donde se logró una remoción del 90% de los fármacos como el ibuprofeno y el diclofenaco. De igual manera, se eliminó la carbamazepina aplicando un sistema solar combinado con fotocátalisis y oxido de

titanio ( $\text{TiO}_2$ ),  $\text{O}_3$ , y  $\text{H}_2\text{O}_2$  (Andreozzi, Canterino, Marotta, & Paxeus, 2005). La combinación de  $\text{O}_3$  con rayos ultravioletas (UV) resultó eficiente para la remoción de fragancias, bloqueadores, estrógenos, entre otros contaminantes emergentes (Ternes, *et al.*, 2003). Un estudio a nivel de laboratorio evaluó la eficiencia del proceso de ozonación y UV/ $\text{TiO}_2$  en la remoción de metabolitos: nonifenol polietoxilados (NPEO), nonifenol (NP), nonifenol monoetoxilano (NP1EO) y el ácido nonilfenoxicarboxílico (NP1EC). Los resultados indican que se logró remover el NP en un 80% y el NP1EO en un 50% en un tiempo de 6 minutos. El resto de compuesto mostró una menor tasa de remoción (Ike, *et al.*, 2002).

### **2.3.3. Tratamientos combinados**

Los tratamientos combinados pueden ser una alternativa de eliminación completa de los CE, empleándolos como pre o post tratamiento (Roig, 2010). Para la remediación en agua de medicamentos como la penicilina se han empleado tratamientos fisicoquímicos combinados con agentes biológicos (Arslan, Dogruel, Baykal, & Gerone, 2004). Un estudio determinó que el tratamiento con  $\text{O}_3$  combinado con reactores de lecho móvil es eficiente en la remoción de estrógenos (Gunnarsson, *et al.*, 2009). De igual manera, se realizó la eliminación de  $\alpha$ -metilfenilglicina mediante la combinación de foto-fenton y  $\text{H}_2\text{O}_2$ ; del 95% de remoción, el 33% pertenece al tratamiento de oxidación avanzado y el restante al tratamiento biológico (Sirtori, *et al.*, 2009).

### **2.3.4. Tratamientos biológicos**

Los tratamientos biológicos o biorremediación también se aplican para la remediación de ambientes contaminados. La finalidad de esta técnica es promover los procesos naturales del ambiente, involucrando bacterias, hongos, algas o plantas (Escolástico, Lerma, López, & Alía, 2015).

Las técnicas de biorremediación son amigables con el medio ambiente porque no modifican su estructura, no transfieren el contaminante a otras etapas, no introducen nuevos reactivos que pueden generar otros efectos, no es invasiva, e incluso los organismos llegan a mineralizar compuestos orgánicos (Muñoz, Álvarez, & Asedegbega, 2016). Estas técnicas se pueden dividir en dos grupos, aquellos que involucran microorganismos como bacterias, algas y hongos, y las que utilizan plantas fitorremediadoras de ambientes contaminados (Escolástico, Lerma, López, & Alía, 2015).

#### **2.3.4.1. Acción de microorganismos en el tratamiento de aguas residuales**

Los microorganismos pueden descomponer o degradar moléculas en su totalidad para dar dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), agua ( $\text{H}_2\text{O}$ ) y residuos inorgánicos. En una PTAR, la composición del agua es variada debido a las actividades como la ganadería, agricultura y la industria, En las PTAR se aplica un tratamiento primario, seguido de procesos secundarios y terciarios. En el primer tratamiento se reduce la carga de sólidos aplicando métodos físicos (sedimentación y desbaste) (Hammeken & Romero, 2005). En el tratamiento secundario se encuentran las lagunas de estabilización donde se inyecta oxígeno para evitar la sedimentación de sólidos y a su vez incrementar el metabolismo de los microorganismos para degradar los sólidos biológicos; y en la tercera unidad de tratamiento se puede encontrar una capa color verde muy característico de las algas unicelulares (Figura 6) que se encargan de fijar el nitrógeno (N) y fósforo (P) (ETAPA, 2016).



*Figura 6.* Laguna de estabilización de la PTAR de Ucubamba.

Tomado de (ETAPA, 2016).

Los sólidos que se encuentran precipitados pueden ser retirados a través de conductos que desembocan en el área de lodos activados, en la cual se realiza la extracción, bombeo, recolección y transporte de los residuos. También se hace un tamizado, espesamiento, acondicionamiento, deshidratación y almacenamiento de los mismos (Ganzhi, 2010). Por último, en el tratamiento terciario se aplican técnicas combinadas o avanzadas para remover los residuos que provienen de los otros tratamientos, tales como radiación UV, filtración por membrana e intercambio iónico (Bolong, Ismail, Salim, & Matsuura, 2009). La combinación de los procesos de ósmosis, oxidación, cloración y ozonación resulta efectiva para la remoción de CE en el agua, como carbadox, sulfacloropiridacina y sulfadimetoxina (Adams, Wang, Loftin, & Meyer, 2002).

Estos procesos biológicos no se aplican en ambientes contaminados por antibióticos porque resultan inefectivos. Un estudio indica que 12 medicamentos (sulfamidas) provenientes de aguas hospitalarias no son biodegradados mediante la técnica de lodos activados, ya que no llegan a adsorberse en este sistema. Sin embargo, la combinación de los procesos fisicoquímicos y biológicos resulta más

efectiva. Los resultados de un estudio muestran que el metabolismo aerobio combinado con filtración con CA y osmosis reversa, reducen la DBO, la demanda química de oxígeno (DQO) y el total de sólidos disueltos en un 80% (García, Gortáez, & Drogui, 2011).

#### **2.3.4.2. Fitorremediación**

Otro mecanismo de remediación ambiental es mediante la utilización de plantas o fitorremediación. Esta técnica utiliza las propiedades de la plantas para extraer, acumular, inmovilizar y transformar los contaminantes orgánicos o inorgánicos. El éxito de esta metodología es la selección de la planta adecuada para recuperar el ambiente contaminado y la selección de enmiendas (Escolástico, Lerma, López, & Alía, 2015).

La fitorremediación conocida como tecnología verde es utilizada para remediar ambientes como suelo, sedimentos, aguas superficiales y subterráneas, contaminadas por metales y compuestos orgánicos e inorgánicos. Esta técnica es efectiva, amigable con el ambiente y menos costosa (Prasad, 2003)

La fitorremediación puede aplicarse *in situ*, *ex situ*, *in vivo* o *in vitro*. En el primer caso, se colocan plantas en aguas contaminadas, suelos o sedimentos. Las plantas utilizan los mecanismos de respuesta a este ambiente (fitoestabilización, fitoextracción y fitodegradación) y una vez finalizado el proceso son removidas para la recuperación del compuesto. Es importante que el contaminante sea accesible a las raíces de la especie vegetal. (Susarla, Medina, & McCutcheon, 2002)

La fitorremediación *in vivo* se utiliza para la remoción de contaminantes que no son accesibles a la planta (acuíferos). Se realiza una extracción aplicando métodos físicos, se exponen las plantas en el agua que se encuentra en una área temporal y finalizado este proceso se devuelve a su ambiente. Las plantas cosechadas pueden ser eliminadas o recicladas para futuros tratamientos. En cuanto a costos, resulta más caro que la fitorremediación *in situ* (Susarla, Medina, & McCutcheon, 2002)

Finalmente, la fitorremediación *in vitro* utiliza enzimas que son extraídas de las especies vegetales fitorremediadoras. También se pueden aplicar extractos de estas plantas a aguas contaminadas, estanques o humedales, o se puede utilizar barreras porosas impregnadas de estas proteínas extraídas. Este enfoque es el más caro que los anteriores debido a los costos de preparación y extracción de enzimas. Sin embargo se ha utilizado enzimas provenientes de *Artemisia dracunculoides* variedad *sativa* para la fitorremediación de ambientes. Los exudados son liberados bajo condiciones de estrés, lo que resulta en una reducción de costos (Susarla, Medina, & McCutcheon, 2002). Los principales mecanismos de fitorremediación de las especies vegetales se observan en la Figura 7.



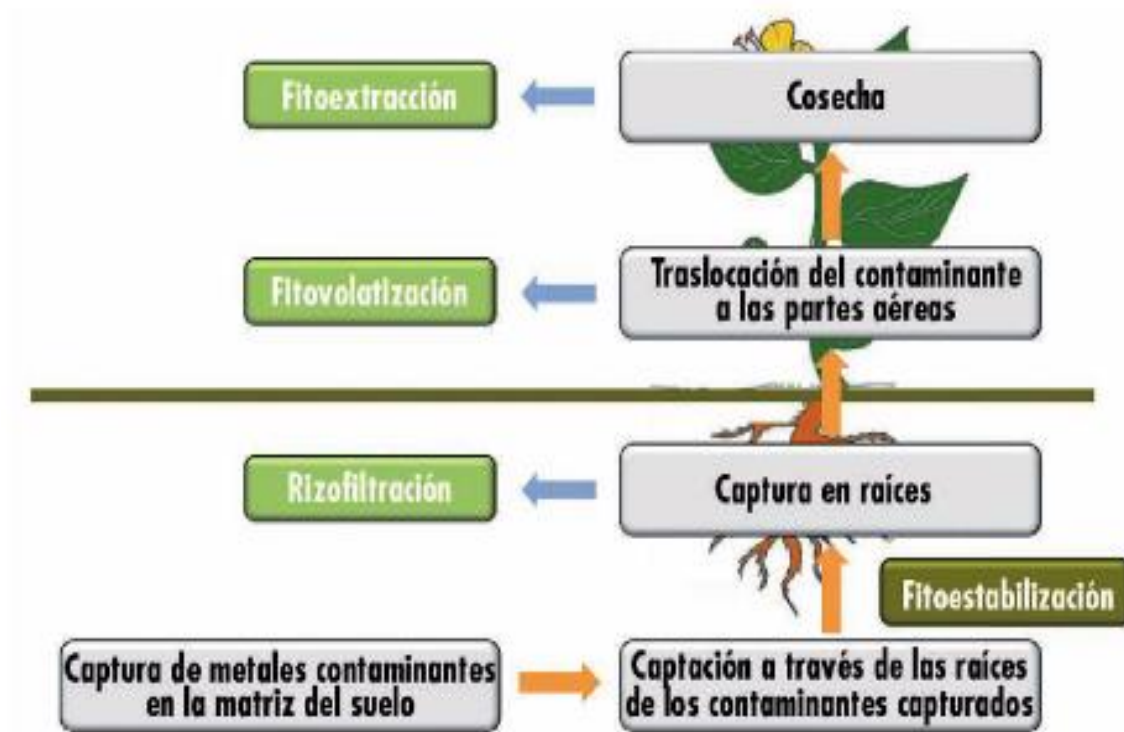


Figura 7. Mecanismos de Fitorremediación.

Tomado de (Escolástico, Lerma, López, & Alía, 2015).

La fitoestabilización es el proceso por el cual se reduce la biodisponibilidad de los contaminantes ambientales a través de la revegetación con plantas tolerantes al ambiente contaminado que tienen la capacidad de inactivar estos compuestos. La finalidad es estabilizar y reducir los posibles riesgos que pueden causar los contaminantes al ser humano, a los animales y al ambiente, mejorando sus propiedades físicas y químicas (Escolástico, Lerma, López, & Alía, 2015).

La inmovilización de los contaminantes se realiza a través de la adsorción y acumulación en sus raíces evitando su propagación en el ambiente. Las ventajas de esta técnica es su aplicación *in situ*, evitando la alteración del ambiente. Las especies vegetales deben ser capaces de tolerar y no acumular estos

contaminantes, así como tener un buen sistema radicular y una alta densidad de siembra (Grimaldo, 2011).

La fitoextracción o fitoacumulación es la extracción de los contaminantes acumulados en las estructuras de las especies vegetales, como raíces, tallos y hojas. Cuando el proceso de remediación ha terminado estas plantas son retiradas del ambiente, eliminadas o recicladas aplicando técnicas de extracción de los componentes (Escolástico, Lerma, López, & Alía, 2015).

La mayor parte de especies vegetales absorben metales esenciales para su crecimiento y desarrollo. Una excepción de este grupo son las llamadas plantas hiperacumuladoras, aquellas que acumulan más del 0.1% de níquel (Ni), Co, Cu, Cr y Pb o el 1% de Zn en sus partes foliares, se considera hiperacumuladoras (Prasad, 2003).

Se han identificado plantas angiospermas hiperacumuladoras (400 especies), entre este grupo encontramos *Thlaspi caerulescens*, *Thlaspi rotundifolium*, *Thlaspi praecox*, *Brassica juncea*, *Elsholtzia splendens*, *Hemidesmus indicus*, *Phragmites australis*, entre otras (Watanabe, 1997). En este grupo de especies vegetales podemos encontrar árboles como *Populus tremula* aplicado en ambientes contaminados con trinitrotolueno; además reducen la cantidad de fertilizantes y herbicidas presentes en aguas y ríos (Escolástico, Lerma, López, & Alía, 2015).

Las especies del género *Brassica* han sido empleadas para la evaluación de toxicidad de dos metales (Zn y Cu), las cuales toleran y acumulan estos contaminantes en sus tejidos vegetales.

En la Tabla 4 se muestran algunos ejemplos de especies vegetales hiperacumuladoras de metales como Cu, Ni, Cr, Hg, entre otros.

Tabla 4.

*Plantas Hiperacumuladoras*

Nombre común	Nombre científico
Helecho acuático	<i>Azolla filiculoides</i>
Bacopa	<i>Bacopa monnieri</i>
Jacinto de agua	<i>Eichornia crassipes</i>
Maleza acuática	<i>Hydrilla verticillata</i>
Lenteja de agua	<i>Lemna minor</i>
Lechuga de agua	<i>Pistia stratiotes</i>
Salvinia	<i>Salvinia molesta</i>
Flores de agua	<i>Spirodela polyrrhiza</i>
Valisneria lisa	<i>Valisneria americana</i>

Tomado de (Jaramillo & Flores, 2012)

La fitodegradación es la capacidad de degradar los contaminantes por parte de las especies vegetales y los microorganismos asociados a su ambiente. Estos contaminantes se metabolizan en los tejidos de la planta, gracias a la producción de enzimas como la dehalogenasa, oxygenasa, lacasas, nitroreductasa, peroxidasas, entre otras (Boyajin & Carreira, 1997). La degradación se puede realizar en las raíces (rizodegradación), las mismas que liberan sustancias que contribuyen en el metabolismo de los microorganismos (rizomicrobianos) para la degradación de los contaminantes (Escolástico, Lerma, López, & Alía, 2015).

Se han empleado especies vegetales como *Festuca rubra* para la remoción de ambientes contaminados con Pb, Zn y Cu. Esta planta tolera altas concentraciones de metales tóxicos, su crecimiento es rápido y sus raíces son

extensas (Escolástico, Lerma, López, & Alía, 2015). Hoy en día se utilizan plantas para remediar contaminantes orgánicos como solventes clorados, hidrocarburos derivados del petróleo, fármacos, aditivos industriales, herbicidas y fertilizantes, entre otros contaminantes (Ferro, Sims, & Bugbee, 1994).

Los autores mencionan que las especies vegetales pueden cambiar las propiedades fisicoquímicas del contaminante, retardar el movimiento por los tejidos vegetales, interactuar con microorganismos para facilitar la degradación y disminuir la concentración en aguas (Chang & Corapcioglu, 1998).

#### 2.3.4.3. Especies vegetales fitorremediadoras

*Eichhornia crassipes*, llamada también jacinto de agua, se distribuye en el sur del continente americano, específicamente en la cuenca del Amazonas. Esta especie vegetal fue introducida a más de 50 países alrededor del mundo, en zonas templadas y cálidas (Solms, 2013). En la Tabla 5 se muestra un resumen de la taxonomía de esta planta.

Tabla 5.

##### *Taxonomía de Eichhornia crassipes*

---

Filo	Magnoliophyta
Clase	Liliopsida
Orden	Liliales
Familia	Pontederiaceae
Género	<i>Eichhornia</i>
Especie	<i>Crassipes</i>

---

Tomado de (Solms, 2013)

Jacinto de agua es una planta con raíces fasciculadas de color negruzco, que pueden alcanzar hasta 1 m de longitud (Figura 8a). Sus hojas son ovaladas, y en conjunto forman una roseta, cuya base contiene el peciolo esponjoso formado por un tejido de celdas que almacenan aire, lo que le facilita la flotación en el agua (Figura 8d). Sus flores de color lila o azules crecen en el centro de la roseta y duran entre 2 a 3 días; florecen en los meses de marzo a julio (Figura 8c). Su fruto en forma de cápsula (Figura 9d) está formado por tres lóbulos, y en su interior se encuentran entre 3 y 450 semillas, las cuales conservan la capacidad de germinación entre 5-20 años (Sanz, Sánchez, & Vesperinas, 2004). Su reproducción es sexual mediante semilla y asexual mediante estolones. Las condiciones de crecimiento deben ser adecuadas para duplicar su población, proceso que toma aproximadamente cinco días; debido principalmente a que puede realizar fotosíntesis C4 (García, Gortáez, & Drogui, 2011). Esta planta llega a colonizar nuevos ambientes gracias a la dispersión de semillas por la corriente de agua y por parte de las aves (Solms, 2013).

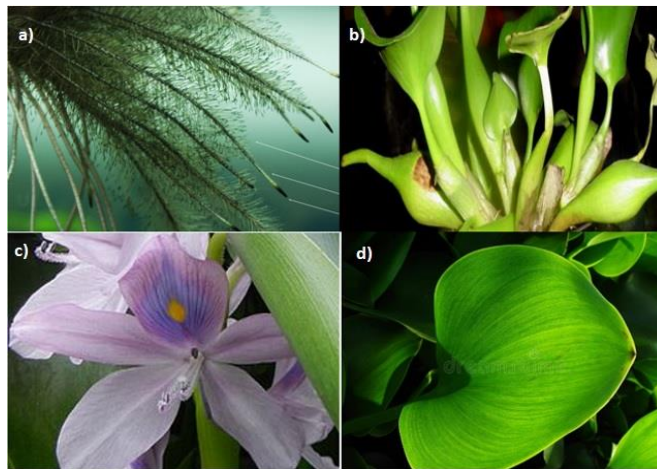


Figura 8. Estructuras de *Eichhornia crassipes*:

- a) raíces
- b) tallo
- c) flores
- d) hojas

Las condiciones de crecimiento de esta planta son: temperaturas de entre 15 y 30 °C. No tolera la exposición directa al sol, sin embargo soporta sitios con altas concentraciones de contaminantes como metales pesados. Habita en ambientes cuyo pH se encuentre entre 5,5-9 (Sanz, Sánchez, & Vesperinas, 2004).



*Figura 9. Partes del Jacinto de agua*

Tomado de (Cabrera, 1968).

- a) planta
- b) gineceo
- c) estambres
- d) fruto
- e) semilla.

*Eichhornia crassipes* ha despertado un gran interés en las investigaciones acerca de remediación ambiental. Un estudio evaluó la capacidad de remediar el pesticida etión. Los resultados indican que la fitodegradación y absorción del contaminante fue del 69%; mientras que el metabolismo microbiano alcanzó un 12% por lo que se puede verificar su amplio potencial de remediación (Xia & Ma, 2005). También ha demostrado su capacidad de remoción de metales como Ag, Pb, Cd, Cr, Cu y Se, con excepción del Sr (Zhu, Zayed, Qian, De Souza, & Terry, 1999).

Un estudio valoró el potencial de esta especie vegetal como planta hiperacumuladora de metales en canales de México. Los resultados indican que el sistema radicular acumuló altas concentraciones de metales; los coeficientes de acumulación mostraron que esta planta puede ser considerada como fitorremediadora de este tipo de contaminantes (Carrión, *et al.*, 2012). Además, en este estudio se elucidó el mecanismo de detoxificación del Cr como se observa en la Figura 10.

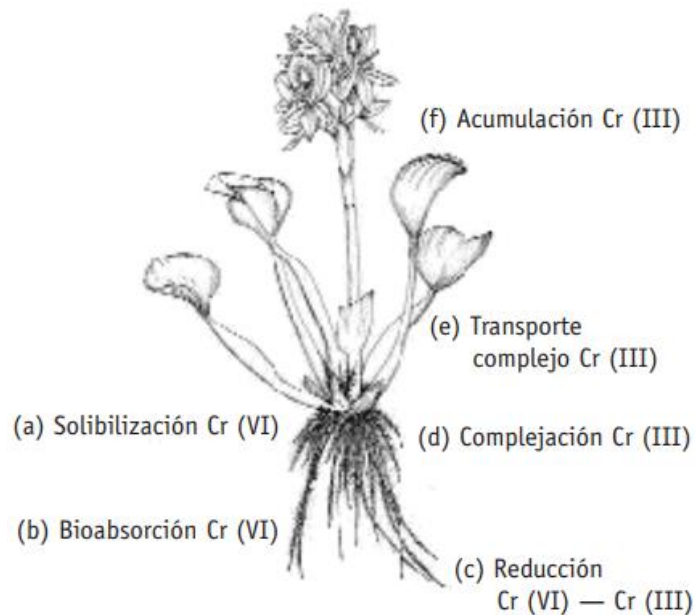


Figura 10. Mecanismo de detoxificación de cromo.

Tomado de (Carrión, *et al.*, 2012).

Esta planta macrófita acuática es una alternativa para la remediación de contaminantes provenientes de actividades mineras, como el Hg. Mediante el mecanismo de absorción se puede remover el contaminante del agua en un 29,5%. Esta especie vegetal presenta mayor tolerancia al Hg, en comparación con *Lemna minor* o conocida como lenteja de agua. Los efectos en las plantas pueden ser observados a los 5 días, presentando necrosis en las hojas y clorosis (Jaramillo & Flores, 2012).

*Chrysopogon zizanioides* llamada comúnmente vetiver, pertenece a la familia Gramínea y subfamilia Panicoindae. Es una planta perenne de tupidos penachos, con semillas estériles y con inflorescencias de tipo panícula (Figura 11). No posee rizoma radicular, crece en macollos a partir de una masa de raíces ramificadas y esponjosas (Figura 12a). El tallo erguido alcanza una altura de 0.5-1.5 m. sus hojas son alargadas y rígidas con un tamaño de 75 cm aproximadamente como se observa en la Figura 12b (Orejuela, 2007).



Figura 11. Inflorescencia de *Chrysopogon zizanioides*.

Tomado de (Joy, 2009).





Figura 12. Estructuras de *Chrysopogon zizanioides*

a) raíces

b) hojas

Esta especie vegetal tolera sequías extremas gracias a su contenido de sales en sus hojas. También soporta inundaciones de hasta 45 días y temperaturas de hasta  $-9^{\circ}\text{C}$  desde 0 hasta 2500 msnm. Su propagación se da mediante esquejes, cuya finalidad es conservar y obtener parcelas de crecimiento uniforme. Debido a sus características, vetiver se emplea para contrarrestar algunas formas de contaminación en el ambiente (Orejuela, 2007).

Se distribuye en el continente asiático y americano. Es una especie que se enfrenta a la erosión de suelo en los trópicos y subtrópicos. Esta planta forma parte de las llamadas barreras vegetales, que son de menor costo y de rápida aplicación, debido a que sus raíces son difíciles de cortar porque debajo de este sistema radicular se encuentra otra barrera vegetal formada por una red de raíces que alcanzan más de 5 m de profundidad. Del mismo modo, se aplica en aguas contaminadas con metales, ya que es muy eficiente en la remoción de N, P, Hg, Cd y Pb (Agrodesierto, 2008). Por ello se utiliza en la biorremediación de aguas

residuales como biofiltros y facilita la descontaminación de aguas en lagunas de oxidación. (Orejuela, 2007)

*Chrysopogon zizanioides* es una planta hiperacumuladora de contaminantes como el Pb. Un estudio evaluó la capacidad de fitorremediación de esta especie vegetal en combinación con hongos micorrizicos arbusculares. Los resultados indican que la simbiosis incrementa la acumulación de este metal en tallos y hojas de esta planta (Alvarado, Dasgupta, Ambriz, Sánchez, & Villegas, 2001). Otros estudios han reportado que esta planta puede reducir la contaminación de Cr (30%) y acumular en el tejido foliar (Rodríguez, Cumana, Torrealba, & Posada, 2009).

De igual manera, un estudio dedicado a evaluar la capacidad de esta planta hiperacumuladora para disminuir la toxicidad ambiental, determinó que el principal mecanismo de fitorremediación de esta planta fue la fitoextracción de metales como Cu, Cd, Zn y Mn extraídos en un tiempo de 4 meses (Vargas, Pérez, Masaguer, & Moliner, 2013). Otra investigación evaluó la eficiencia de fitorremediación en lodos residuales de la industria curtiembre que contenía altas concentraciones de Cr ( $21000 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Los resultados muestran que se redujo la cantidad de dicho elemento en 45 días acumulándose el contaminante en el tejido foliar; disminuyendo la concentración a  $596,92 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Torres, Cumana, Torrealba, & Posada, 2010).

Un estudio en Asia indicó que el extracto de las raíces de vetiver tiene el potencial de controlar la proliferación de microorganismos patógenos como *Salmonella typha*, *Staphylooccus aureus* y *Pseudomonnas aeruginosa*. También se utiliza como repelente de insectos y como controlador de plagas (Orejuela, 2007).

### 3. Capítulo III. Diseño del plan experimental

#### 3.1. Tipo de Diseño

Se planteó un diseño experimental en bloques completos al azar (DBCA), figurando como bloque 1 *Chrysopogon zizanioides* y bloque 2 *Eichhornia crassipes*. Se evaluó cada contaminante por sí solo en tres concentraciones, es decir, tres niveles sin interacciones.

#### 3.2. Tratamientos

Para la experimentación se plantearon los siguientes tratamientos (Tabla 6).

Tabla 6.

*Diseño experimental*

Tratamiento	Concentración (ppm)	Contaminante	Planta	Bloques
T1	6	Acetaminofén	Vetiver	1
T2	6	Acetaminofén	Jacinto	2
T3	6	Acetaminofén	-	C
T4	9	Acetaminofén	Vetiver	1
T5	9	Acetaminofén	Jacinto	2
T6	9	Acetaminofén	-	C
T7	12	Acetaminofén	Vetiver	1
T8	12	Acetaminofén	Jacinto	2
T9	12	Acetaminofén	-	C
T10	4	Ciprofloxacino	Vetiver	1
T11	4	Ciprofloxacino	Jacinto	2
T12	4	Ciprofloxacino	-	C
T13	6	Ciprofloxacino	Vetiver	1
T14	6	Ciprofloxacino	Jacinto	2

T15	6	Ciprofloxacino	-	C
T16	8	Ciprofloxacino	Vetiver	1
T17	8	Ciprofloxacino	Jacinto	2
T18	8	Ciprofloxacino	-	C
T19	-	-	Vetiver	0
T20	-	-	Jacinto	0

Nota: Control interno (C); Control experimental (0)

Se realizaron 3 repeticiones por tratamiento, y dos replicas biológicas del experimento en diferentes tiempos. Se establecieron las siguientes variables de respuesta (Tabla 7). Para la medición de variables, se tomaron alícuotas de agua de cada unidad experimental, en 4 tiempos (0, 24, 96 y 168 horas) para espectrofotometría. Mientras que las variables restantes se las midió al inicio y al final del experimento, con excepción del peso seco, que solo se cuantificó al final del ensayo. Los datos de la variable clorofila, fueron tomados con el equipo CCM-200 Plus de Opti-Sciences.

Tabla 7.

*Variables respuesta de la experimentación*

Variables Respuesta
Abs. Espectrofotometría
Peso húmedo
Peso seco
Clorofila total

### 3.3. Unidad experimental

Se considera como unidad experimental a los recipientes de plástico contenientes de las especies vegetales objeto de evaluación.

### 3.4. Diagrama de flujo

En el siguiente cuadro (Figura 13) se aprecia el diseño del plan experimental aplicado en la presente investigación

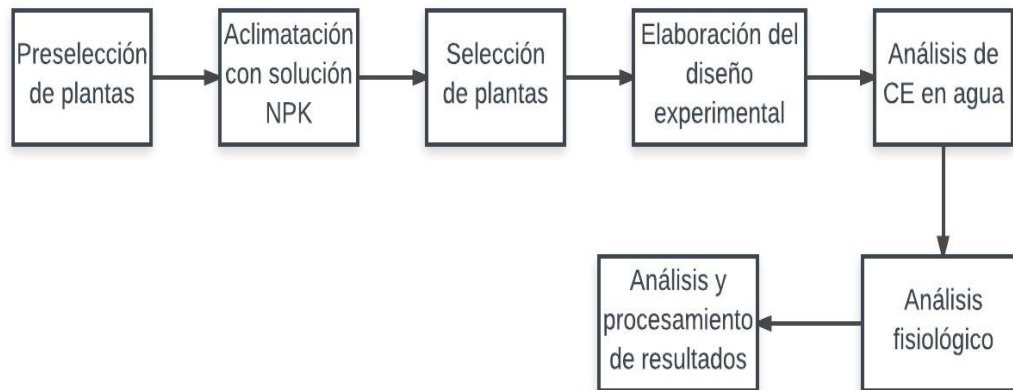


Figura 13. Diagrama de flujo del proceso experimental

## 4. Capítulo IV. Materiales y métodos

### 4.1. Población y muestra

*Chrysopogon zizanioides* fue recolectada en la provincia de Guayas, cantones Milagro y Guayaquil del campus de la Escuela Politécnica del Litoral (ESPOL). En cambio, *Eichhornia crassipes* fue obtenida en la provincia de Guayas, en los cantones Durán y Daule, y en la provincia de Los Ríos, específicamente en la ciudad de Vinces.

### 4.2. Materiales y métodos para la obtención de datos

#### 4.2.1. Fase de invernadero

Se preparó solución nutritiva básica de macronutrientes: nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) con los siguientes compuestos: 0,9 g.L<sup>-1</sup> de nitrato de amonio

( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ),  $1,04 \text{ g.L}^{-1}$  de fosfato mono amónico ( $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ ),  $0,85 \text{ g.L}^{-1}$  de cloruro de potasio (KCl).

Las dos especies se lavaron para eliminar restos de tierra y otras impurezas del tejido radicular y aéreo (Figura 14). La especie vegetal *Eichhornia crassipes* fue adaptada y multiplicada con aplicaciones periódicas de solución nutriente NPK, en piscinas de agua ubicadas en el Centro de Investigaciones Biotecnológicas del Ecuador, Campus Gustavo Galindo, Km 30,5 vía Perimetral (Figura 15a). *Chrysopogon zizanioides* fue adaptada a la fase acuática en tinas de agua en condiciones de invernadero, con aplicaciones periódicas de solución NPK (Figura 15b).



Figura 14. Invernadero del Centro de Investigaciones Biotecnológicas del Ecuador (CIBE-ESPOL): Lavado del material vegetal sujeto de la evaluación.





Figura 15. Aclimatación de plantas

a) *Eichhornia crassipes*

b) *Chrysopogon zizanioides*

#### 4.2.3. Fase de laboratorio

Se prepararon soluciones “estándar” de 50 mL a una concentración de 40 ppm de fármaco puro, proveniente de la marca SIGMA-ALDRICH del 98% de pureza disuelto en ácido clorhídrico (HCl) 0,1 M para acetaminofén y 0,01 M para ciprofloxacino. Se tomaron alícuotas de dichas soluciones y se determinó el espectro de luz de máxima absorción para cada compuesto mediante un barrido espectrofotométrico.

Para el diseño experimental se utilizaron los contaminantes farmacológicos en su presentación comercial en tabletas recubiertas de 500 mg del principio activo. Para cada fármaco se pesaron 10 tabletas, se calculó el peso promedio y se pesó el equivalente a 40 mg de principio activo, y se disolvieron en 38 mL de HCl 0,1 M para acetaminofén y 0,01 M para ciprofloxacino, para posteriormente llevarlas al

sonicador por 40 min. Luego se aforaron hasta 50 mL con su respectivo disolvente, y se filtraron a través de membrana de 0,45  $\mu\text{m}$ . Seguido, se realizó un barrido espectrofotométrico de cada muestra para confirmar el espectro de máxima absorción de luz obtenido previamente con cada estándar, en el proceso anterior.

A partir de dichas soluciones stock se realizó la curva de calibración espectrofotométrica desde 0,4 a 10 ppm para ciprofloxacino y de 1 a 14 ppm para acetaminofén, realizando por triplicado cada punto mediante una repetición diaria. Se calculó la media, desviación estándar, el coeficiente de variación y los límites de detección y de cuantificación. Luego se graficó la media para obtener la curva patrón de cada compuesto.

Durante el experimento se tomaron alícuotas de 2 mL de cada unidad experimental exceptuando los tratamientos T19 y T20 (controles fisiológicos), para posteriormente medir la absorbancia de cada muestra a una longitud de onda de 244 y 277 nm para acetaminofén y ciprofloxacino, respectivamente.

#### **4.3. Evaluación estadística de los resultados**

Se utilizó el programa INFOSTAT para la evaluación de los resultados. Se realizaron las pruebas: Shapiro-Wilk para verificar si las variables se ajustan a una distribución normal, un análisis de la varianza (ANOVA) y contraste de medias Duncan con un nivel de significancia de 0,05. Para las variables que no siguen una distribución normal, se realizó la prueba Kruskal-Wallis.

### **5. Capítulo V. Resultados y Discusión**



### 5.1. Eficiencia de remoción: tiempo y tasa de remoción de contaminantes farmacológicos

El porcentaje de remoción está dado en función de la diferencia entre el porcentaje de contaminante en el tiempo 0 (100%) y el porcentaje residual del contaminante en cada tiempo evaluado (24, 96 y 168 horas). Los resultados de las pruebas estadísticas para esta variable se muestran en la Tabla 8 y 9 para vetiver y jacinto de agua, respectivamente.

Como se observa en la Tabla 8, se determinó que para la variable porcentaje de remoción en acetaminofén y ciprofloxacino existen diferencias estadísticamente significativas tanto a las 24, 96 y 168 h, con excepción de acetaminofén a las 24h.

Tabla 8.

*Valor P de la prueba ANOVA para vetiver para cada contaminante*

Tiempo (h)	Acetaminofén	Ciprofloxacino
24	0,0501	0,0173
96	0,0066	0,0129
168	0,0042	0,0176

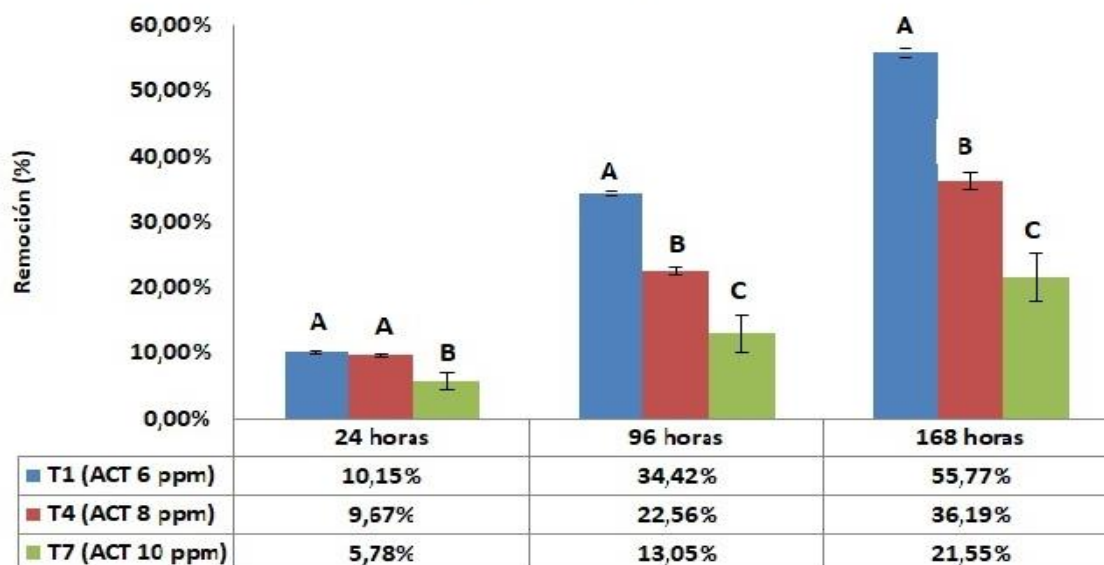
La variable porcentaje de remoción en jacinto de agua, muestra diferencias estadísticamente significativas a las 24h para ciprofloxacino y a las 96h para acetaminofén, mientras que para el resto de evaluaciones no existen diferencias significativas como se observa en la Tabla 9.

Tabla 9.

*Valor P de la prueba ANOVA para jacinto de agua para cada contaminante*

Tiempo (h)	Acetaminofén	Ciprofloxacino
24	0,0506	0,0132
96	0,0118	0,0518
168	0,2463	0,0567

a) **Remoción Media de RBs en función del tiempo  
(Vetiver)**



b) **Remoción Media de RBs en función del tiempo  
(Vetiver)**

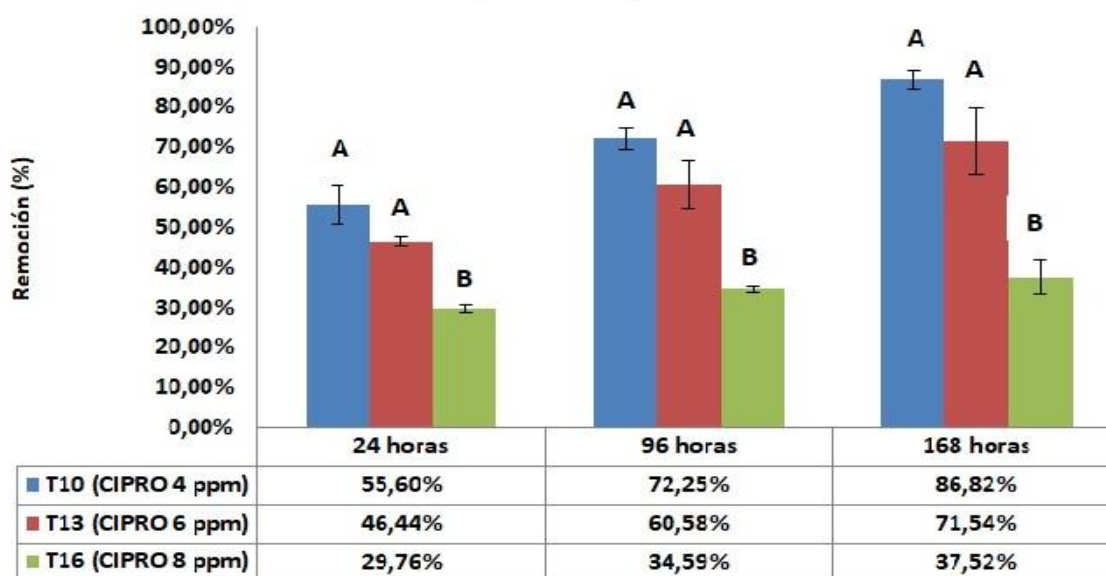
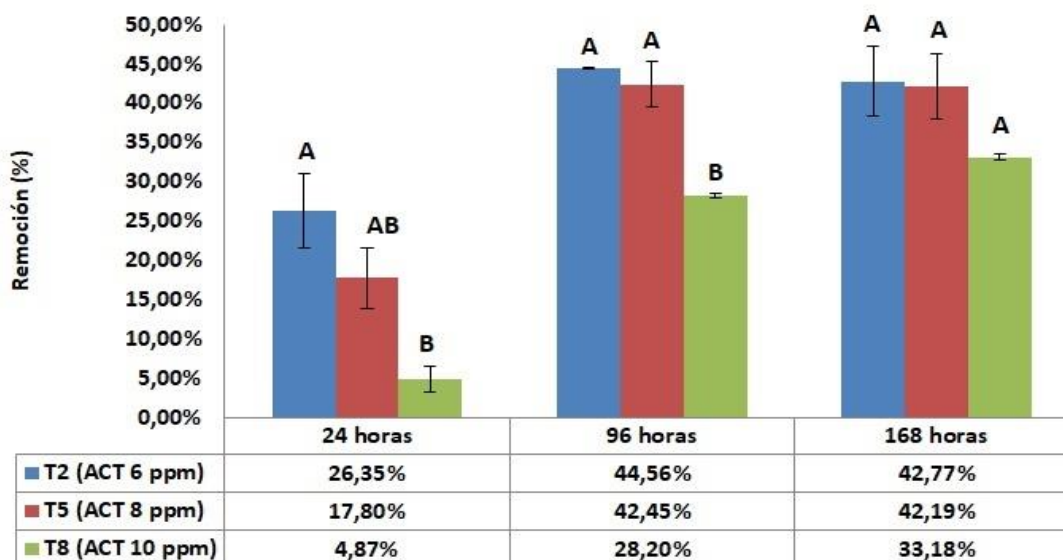


Figura 16. Porcentaje de remoción en función del tiempo para el Bloque 1: vetiver

- a) Acetaminofén  
b) Ciprofloxacino.

a) **Remoción Media de RBs en función del tiempo  
(Jacinto de agua)**



b) **Remoción Media de RBs en función del tiempo  
(Jacinto de agua)**

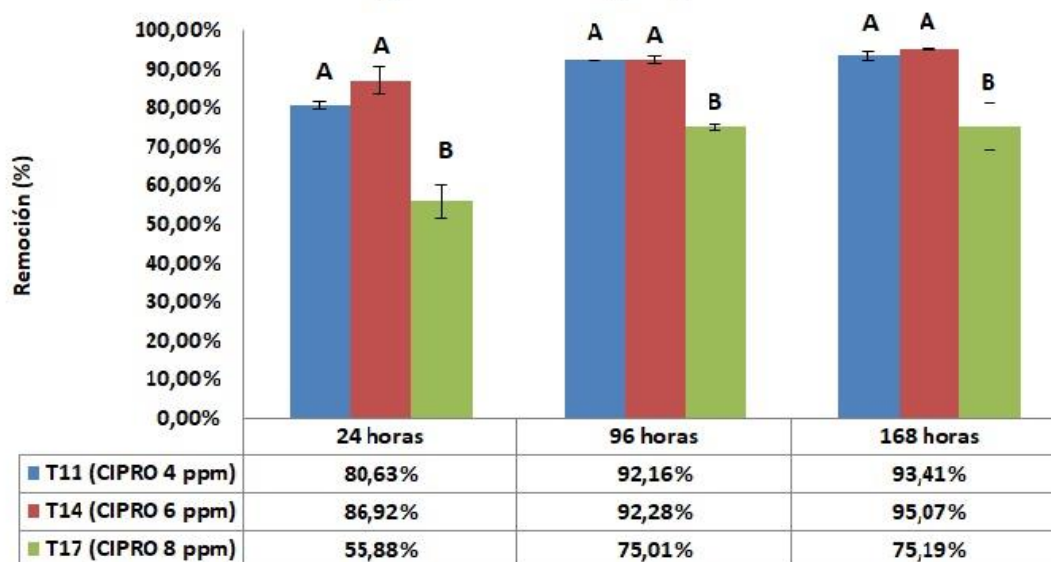


Figura 17. Porcentaje de remoción en función del tiempo para el Bloque 2: jacinto de agua

- a) Acetaminofén  
b) Ciprofloxacino.

Como se observa en la Figura 16, los tratamientos que evidenciaron mayores porcentajes de remoción empleando como modelo a la planta vetiver fueron: el T1 con una disminución del 10,15% a las 24 h y 55,77% a las 168 h; y el T10 con una disminución del 55,60 y 86,82% a las 24 y 168 h, respectivamente. El comportamiento de esta especie vegetal evidencia una aparente disminución progresiva del contaminante en el tiempo, tanto en el caso del analgésico como del antibiótico; obteniendo mayores porcentajes de remoción del antibiótico.

En la Figura 17 se observa que los tratamientos con mayores porcentajes de remoción utilizando jacinto de agua fueron el T2 y T5 con valores superiores al 40% a las 96 h. Mientras que para ciprofloxacino los tratamientos con mayor remoción fueron el T11 y T14, lográndose a las 24 h valores superiores al 80% en ambos casos y a las 96 h superiores al 92%.

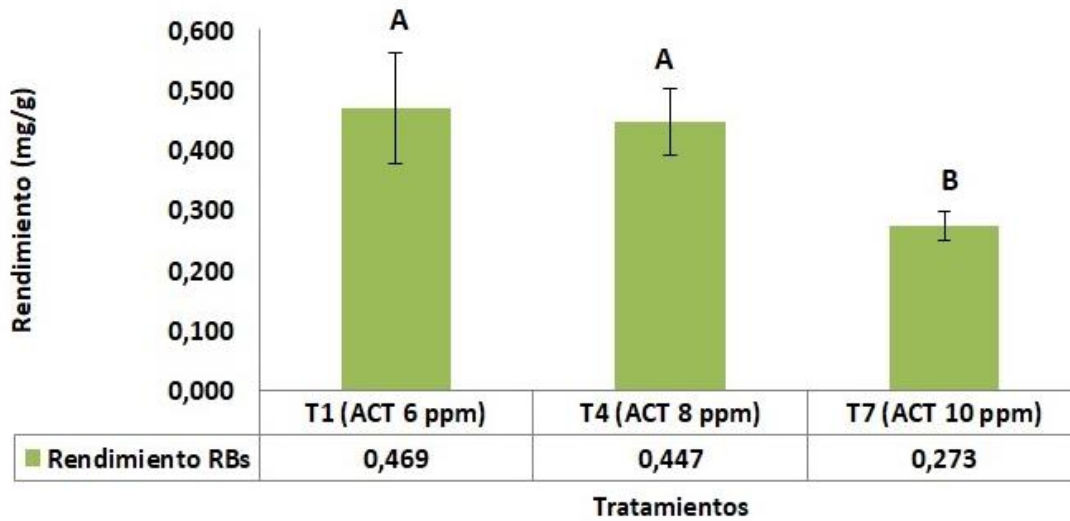
El comportamiento de esta planta a diferencia de la especie anterior podría presentar una disminución de tipo exponencial del contaminante en las primeras 96 horas, sin embargo, a partir de ese punto la disminución de concentraciones perdería este aparente comportamiento. Por esta razón esta especie vegetal sería ideal para la remoción de contaminantes en tiempos cortos de hasta 96 h o 4 días, mientras que vetiver sería una planta ideal para la remoción de contaminantes por tiempos prolongados de 168 h o 7 días en adelante. No obstante, se necesitarían más datos para comprobar el tipo de comportamiento de cada planta en la remoción de estos contaminantes.

En este estudio mediante el uso de vetiver se logró remover más del 55,77% de acetaminofén en una concentración de 6 ppm. En contraste, en un estudio donde se evaluó la remoción de ciprofloxacino, acetaminofén y otros compuestos farmacológicos en el proceso de tratamiento de aguas, utilizando técnicas avanzadas como la ultrafiltración, se llegó a remover entre el 95 y 99% de estos

fármacos (Qarni, Collier, Keeffe, & Akunna, 2016). Los autores indicaron en su momento que los procesos biológicos son ineficientes para la remoción de compuestos farmacológicos, debido a que estos son recalcitrantes, y solo se eliminan de manera parcial, no obstante, en sus estudios no emplearon la fitorremediación. En este trabajo, se demostró que la remoción con vetiver es de más de 10 veces las concentraciones reportadas en aguas residuales en el estudio mencionado anteriormente ( $1000 \text{ ng.L}^{-1}$ ), en un tiempo de 168 h con un posible comportamiento vegetal que podría implicar una disminución constante en el tiempo. Por otro lado, con el uso de jacinto de agua se logró una remoción superior al 92% de ciprofloxacino en concentraciones muy superiores a las reportadas en aguas residuales ( $30\text{-}300 \text{ ng. L}^{-1}$ ) en apenas 96 h. (Prado, Orozco, Guallpa & Landivar, 2009).

El rendimiento de remoción está dado según la cantidad de contaminante removido en miligramos por gramo generado de biomasa. Los resultados obtenidos para vetiver tras la evaluación estadística de los resultados muestran mediante un ANOVA (valor  $P = 0,4086$ ) que no existen diferencias significativas entre los tratamientos para la variable de rendimiento, en el contaminante ciprofloxacino. En el caso de acetaminofén, en la misma variable existen diferencias significativas (valor  $P = 0,0432$ ). En el caso de jacinto de agua, no se evidencian diferencias significativas para el mismo contaminante (valor  $P = 0,3301$ ). Para ciprofloxacino en la prueba de Kruskal-Wallis se detectan diferencias estadísticamente significativas (valor  $P = 0,0467$ ) entre los tratamientos en cuanto a la misma variable.

a) **Rendimiento Medio de Remoción entre RBs (Vetiver)**



b) **Rendimiento Medio de Remoción entre RBs (Vetiver)**

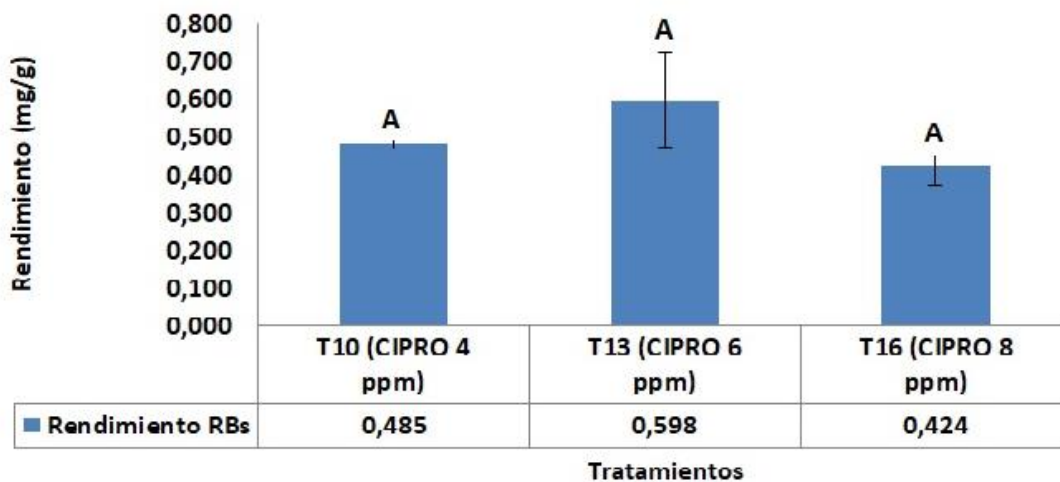
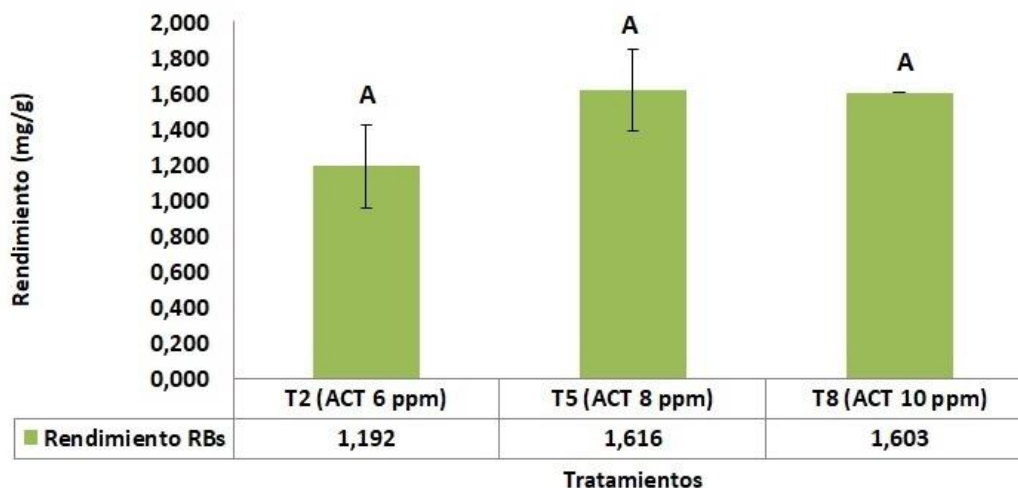


Figura 18. Rendimiento medio de Remoción entre réplicas biológicas para el Bloque 1: vetiver

- a) Acetaminofén
- b) Ciprofloxacino.

a) **Rendimiento Medio de Remoción entre RBs  
(Jacinto de Agua)**



b) **Rendimiento Medio de Remoción entre  
RBs (Jacinto de Agua)**

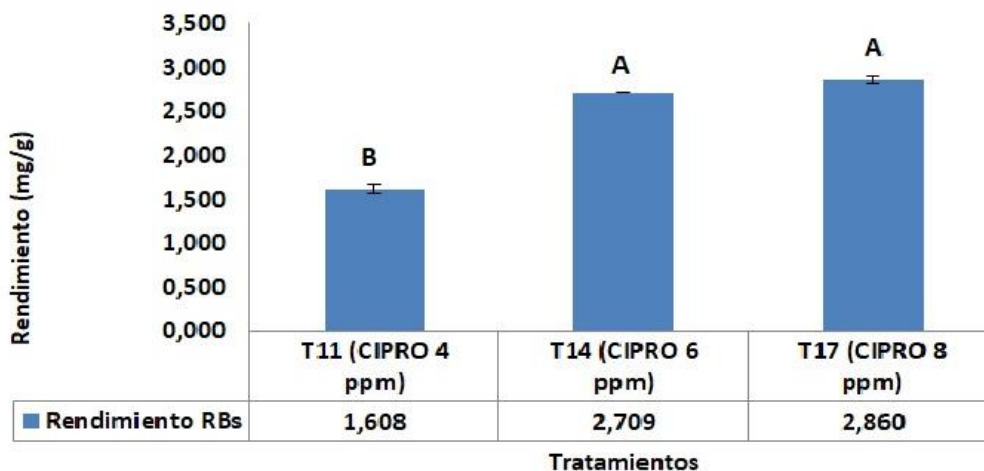


Figura 19. Rendimiento medio de Remoción entre réplicas biológicas para el Bloque 2: jacinto de agua

- a) Acetaminofén
- b) Ciprofloxacino.



Como se observa en la Figura 18, en cuanto a la variable rendimiento de vetiver, se evidencia que los tratamientos T1, T4; T10 y T13 presentan los mayores rendimientos, con valores de 0,469, 0,447, 0,485, 0,598 mg de contaminante por cada gramo de biomasa, respectivamente. No obstante, no se evidencian diferencias significativas entre los tratamientos previamente mencionados.

Del mismo modo, la estadística para la variable rendimiento en jacinto de agua, no muestra diferencias significativas entre los tratamientos con acetaminofén. Mientras que para ciprofloxacino si se evidencian diferencias significativas. Por otra parte, se observa que los rendimientos de remoción usando jacinto de agua son superiores a los valores de rendimiento obtenidos con el uso de vetiver. No obstante, en el caso del T11 la variación en el rendimiento considerada como significativa por la prueba Duncan, puede estar ligada a que el rendimiento, relaciona la cantidad removida de contaminante por la totalidad de biomasa generada. De modo que, el T11 al representar al nivel inferior de contaminación por ciprofloxacino, presenta una menor cantidad de compuesto a remover. A su vez, una menor concentración del contaminante, podría implicar un mayor crecimiento en biomasa, lo que implicaría la obtención de un menor rendimiento, como se observa en este caso.

Estudios previos mencionan que vetiver tiene la capacidad de absorber y translocar contaminantes farmacológicos, como los antibióticos, con una media superior al 70%, mecanismos que podrían estar ocurriendo de igual manera en la presente investigación. Por otro lado, otros estudios sugieren que los antibióticos también se pueden encontrar en el sistema radicular, adheridos a las raíces de la planta, por lo que se presumiría que este proceso habría ocurrido con el contaminante ciprofloxacino en este estudio (Migliore, Cozzolino, & Fiori, 2003).

El nivel de eficiencia en la remoción de los contaminantes utilizando métodos biológicos, depende directamente de las propiedades fisicoquímicas, el tipo de tecnología, tiempo, la dilución y las condiciones ambientales como la temperatura y el nivel de radiación solar. En los estudios de Kasprzyk (2009) y Aksakal & Rehman (1999) utilizando procesos biológicos en PTAR, se obtuvo una mayor eficiencia de remoción de fármacos a temperaturas superiores a los 20°C, lo cual se corroboró con esta investigación al trabajar en condiciones de invernadero a una temperatura de 25°C.

En un estudio realizado en Florida por Musson y colaboradores (2010), se evaluó la degradación de varios compuestos farmacológicos mediante el uso de microorganismos anaeróbicos y se logró la digestión de ácido acetilsalicílico a 37°C luego de 112 días de incubación; sin embargo no lograron remover acetaminofén, ibuprofeno, entre otros fármacos, a diferencia de los resultados obtenidos en este estudio, en el cual se logró remover grandes cantidades de acetaminofén y ciprofloxacino mediante el uso de plantas bajo condiciones de invernadero a 25°C luego de 7 días de evaluación.

## **5.2. Evaluación de los parámetros fisiológicos**

### **5.2.1. Peso húmedo**

La evaluación estadística de los resultados obtenidos del ANOVA en la especie vetiver para acetaminofén (valor  $P = 0,5405$ ) y ciprofloxacino (valor  $P = 0,1957$ ) mostraron que no existen diferencias significativas entre los tratamientos para la variable de peso húmedo. Por otro lado, en la especie jacinto de agua los resultados de la prueba Kruskal-Wallis para acetaminofén (valor  $P = 0,0773$ ) y ciprofloxacino (valor  $P = 0,0707$ ) evidenciaron que no existen diferencias significativas entre los tratamientos para la variable antes mencionada.

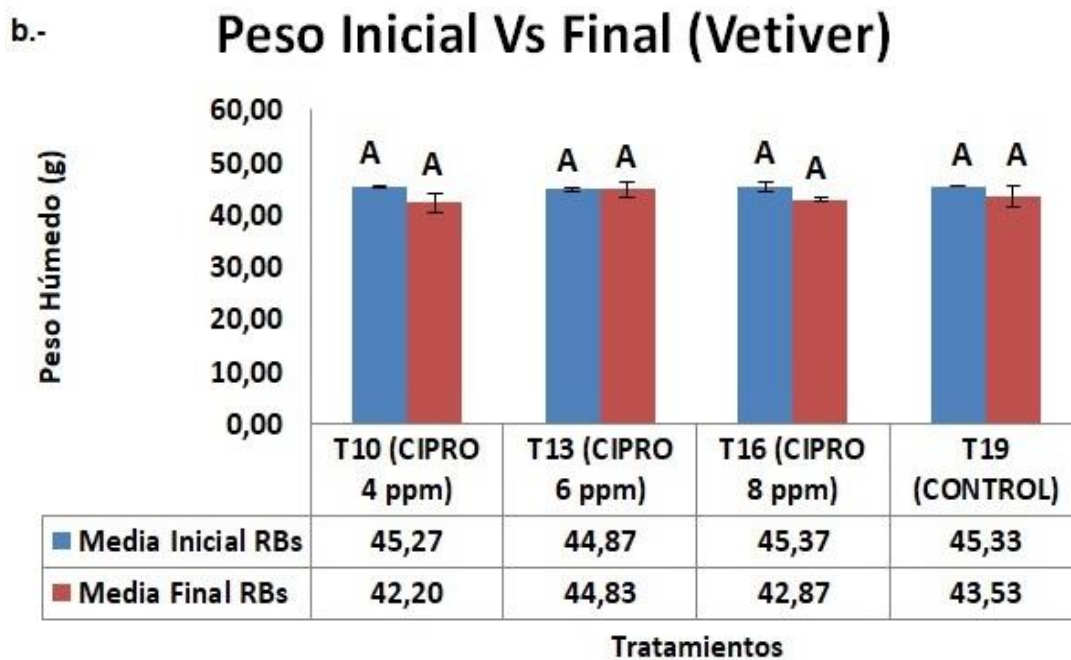
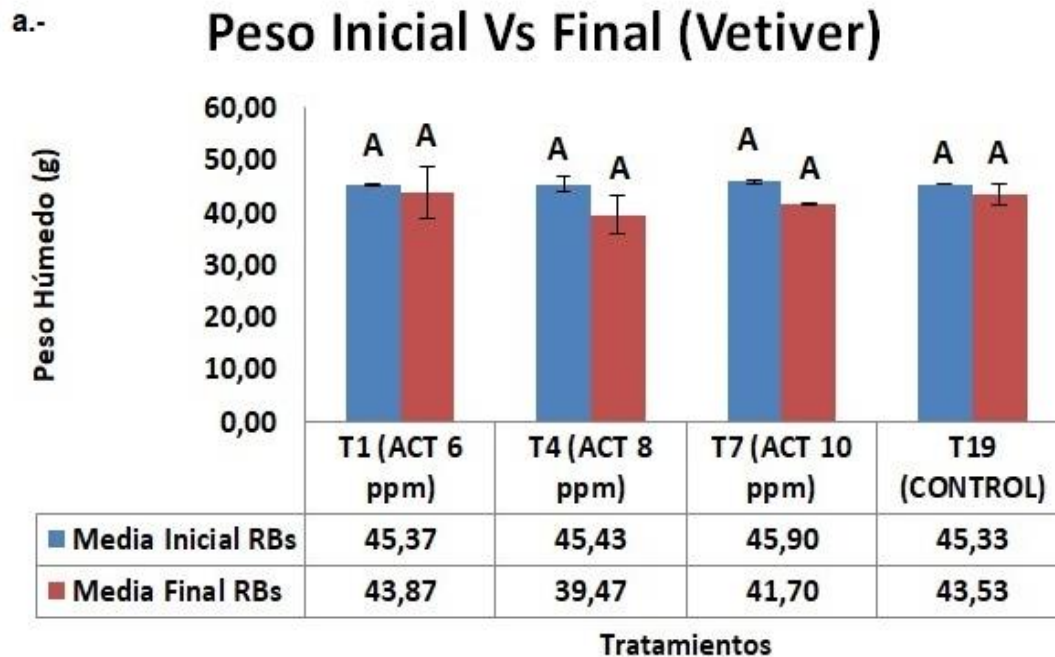


Figura 20. Peso húmedo medio entre réplicas biológicas para el Bloque 1: vetiver

- a) Acetaminofén
- b) Ciprofloxacino.

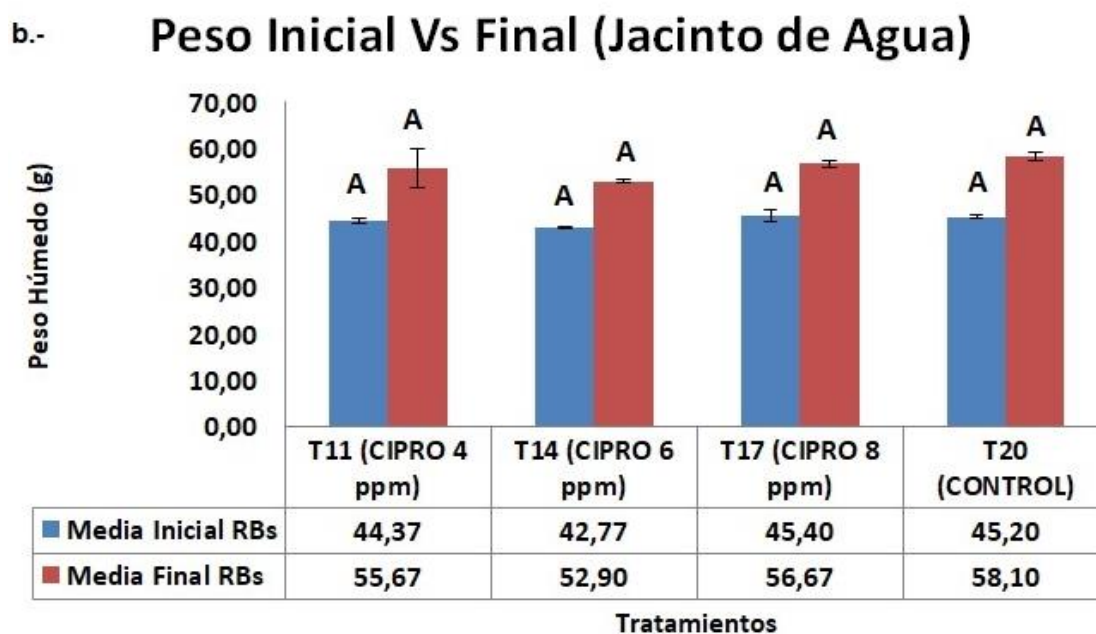
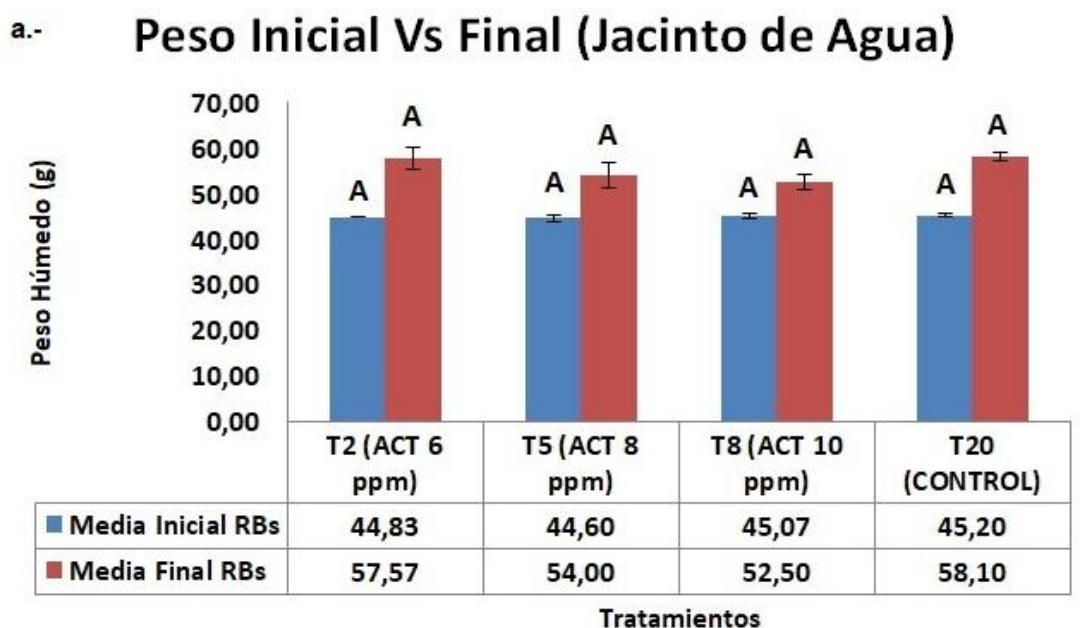


Figura 21. Peso húmedo medio entre réplicas biológicas para el Bloque 2: jacinto de agua

- a) Acetaminofén
- b) Ciprofloxacino.

Como se observa en la Figura 20, los resultados obtenidos en cuanto a la variable peso húmedo muestran que no hay un efecto directo en el crecimiento de vetiver tras su exposición a las diferentes concentraciones de los contaminantes y el grupo control. Datta y colaboradores (2013) mencionan que vetiver es una planta con la capacidad de remover antibióticos, como la tetraciclina en concentraciones de 5, 10 y 15 mg.L<sup>-1</sup> en un tiempo 40 días, sin presentar efectos tóxicos en sus tejidos, ni disminución en el crecimiento, lo que se corrobora con la presente investigación.

Westgate & Bassetti (1986) y Antonietta (2012) en sus estudios citan que vetiver crece en macollos a partir de una masa de raíces robustas y profundas, con hojas alargadas y rígidas, que sufren de senescencia, la misma que depende directamente del contenido de agua en la planta y produce la disminución del peso final de la planta, especialmente en condiciones de estrés abiótico, lo que habría ocurrido en el presente estudio, donde se evidenció una reducción en el peso húmedo final de las plantas al terminar el ensayo.

Heinz (2016) menciona que la presencia de los fármacos en el medio genera estrés fisiológico; que se presenta como enrollamiento por deshidratación, lo que conduce a la senescencia foliar, reducción de la tasa fotosintética y del crecimiento de las raíces. Estos efectos se corroboran con la disminución del peso húmedo obtenido en el presente trabajo de investigación. Por el contrario, en los estudios de Datta y colaboradores (2013) se menciona que vetiver al estar en contacto con el antibiótico tetraciclina no evidencia efectos de fitotoxicidad, ni diferencias significativas en el crecimiento, tal como se observa en este estudio.

Del mismo modo, jacinto de agua evidencia un incremento normal en peso húmedo en los distintos tratamientos y el control como se observa en la Figura 21,

lo cual evidencia que la variable peso húmedo no se relaciona con los efectos de los contaminantes farmacológicos.

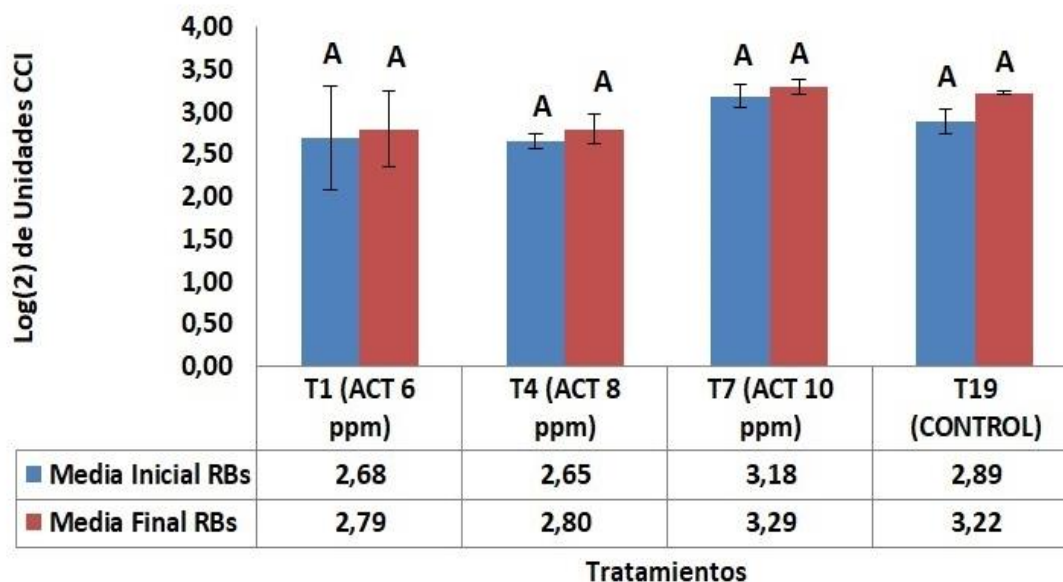
El peso final de jacinto de agua fue superior al peso inicial, esto se debe a que presenta un crecimiento acelerado en menos de 5 días. Sanz, Sánchez & Vesperinas (2004) en sus estudios mencionan que la estructura en forma de roseta, formada de tejido esponjoso, es firme lo que le permite flotar en el agua e hidratarse constantemente, lo que explicaría el aumento del peso húmedo obtenido en esta investigación. Por otro lado, el sistema radicular forma una red que puede alcanzar más de 1 m de longitud en su ambiente natural, lo que contribuiría a su incremento en peso. Según el estudio realizado por España (2006), esta planta tiene la capacidad de retener en su sistema radicular los contaminantes, contribuyendo de esta manera a un aumento en el peso final, lo que se presume habría ocurrido en el presente estudio.

### **5.2.2. Clorofila**

Para vetiver, la prueba ANOVA tanto para los tratamientos con acetaminofén y ciprofloxacino, mostró que no existen diferencias significativas entre los tratamientos en cuanto al contenido de clorofila, con un valor P de 0,6136 y 0,1374, respectivamente. En el caso de jacinto de agua, el ANOVA para los tratamientos con ciprofloxacino dio como resultado que existen diferencias en el contenido de clorofila en los distintos tratamientos con un valor P = 0,0465. En el caso de acetaminofén, la prueba de Kruskal-Wallis dio como resultado que no hay diferencias estadísticamente significativas en la variable antes mencionada, con un valor P = 0,5449.

a.-

### Clorofila Inicial Vs Final (Vetiver)



b.-

### Clorofila Inicial Vs Final (Vetiver)

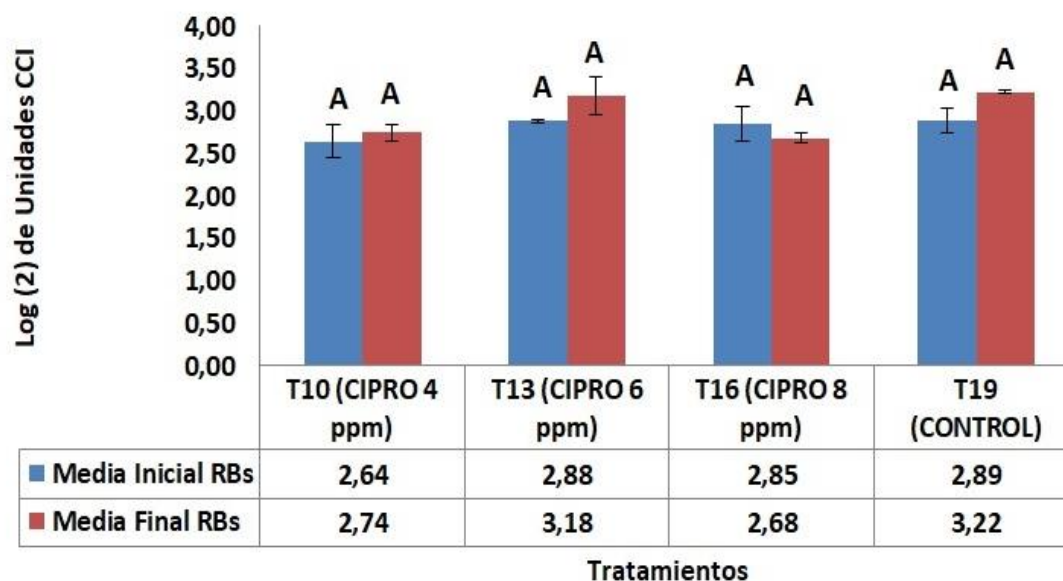
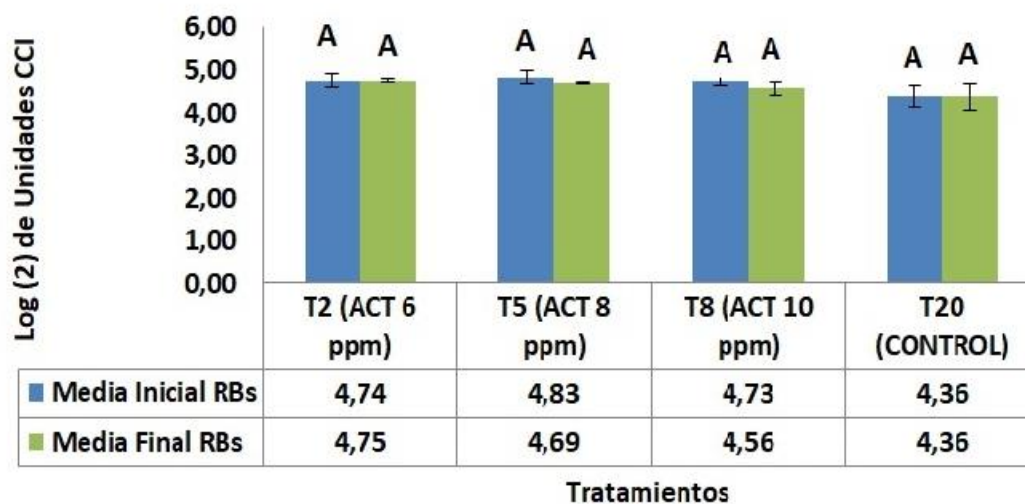


Figura 22. Clorofila media entre réplicas biológicas en  $\log_2$  de unidades CCI para el Bloque 1: vetiver

- a) Acetaminofén
- b) Ciprofloxacino.

a) **Clorofila Inicial Vs Final (Jacinto de Agua)**



b) **Clorofila Inicial Vs Final (Jacinto de Agua)**

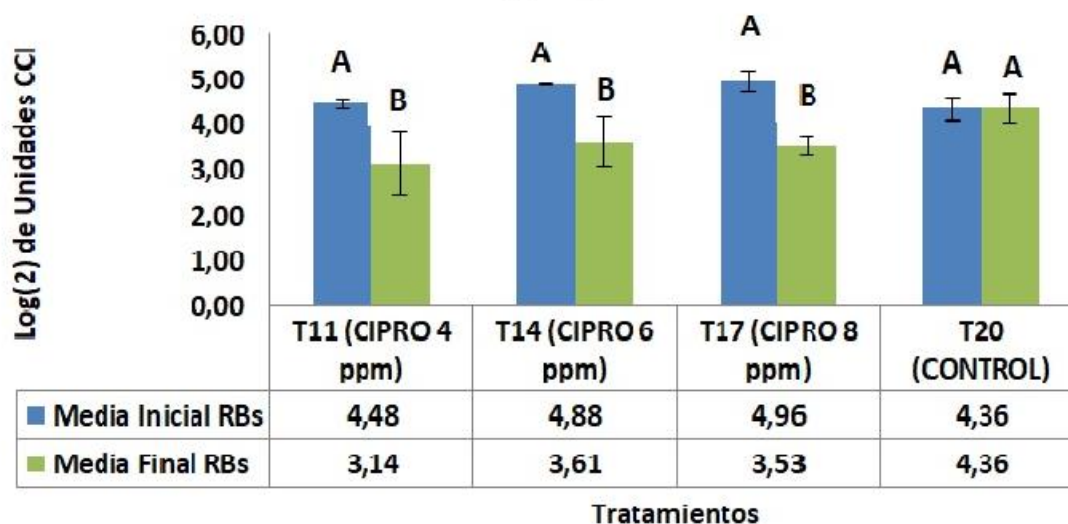


Figura 23. Clorofila media entre réplicas biológicas en  $\log_2$  de unidades CCI para el Bloque 2: jacinto de agua

- a) Acetaminofén  
b) Ciprofloxacino.



En la Figura 22 se observa que la variable del contenido de la clorofila no estaría relacionada con los efectos de los contaminantes en la planta vetiver, puesto que a las 168 h los valores sufren ligeras variaciones que pueden estar atribuidas al envejecimiento de las hojas o a efectos del azar. Por el contrario, como se aprecia en la Figura 23 para jacinto de agua, se observa un efecto claro de decaimiento en el contenido de clorofila, tras la exposición de las plantas al contaminante ciprofloxacino en todas sus concentraciones a diferencia del grupo control, pudiéndose observar un cambio de coloración en las hojas jóvenes, como se muestra en la Figura 24. Sin embargo, dicho efecto no se presenta en la exposición a acetaminofén.



*Figura 24.* Cambio de color en las hojas jóvenes de jacinto de agua

Una de las variables importantes para determinar el estado fisiológico en las plantas es el contenido de clorofila, que se relaciona con el estado nutricional de la planta, especialmente con elementos esenciales como el N, Mg y Fe (Evans, 1989). Según Lomaestro, BM & Baille GR (1995) los antibióticos del grupo de las fluoroquinolonas, tienen un efecto de quelación sobre iones metálicos como Fe, Ca, Zn, Mg, Al, esto podría explicar la disminución de los niveles de la clorofila con los tratamientos de ciprofloxacino, puesto que si el contaminante quela iones como

el Mg que es el átomo central de la molécula de clorofila, la misma deja de formarse y por ende sus niveles fisiológicos disminuyen.

En esta investigación se observó que las hojas de jacinto de agua presentaron clorosis severa casi al grado de albinismo, a diferencia de vetiver. Este fenómeno se corrobora con el estudio de Farkas, Berry & Aga (2007) donde se determinó la sensibilidad que presentaban las plantas a algunos fármacos, particularmente los antibióticos como la clortetraciclina, debido a que no presentan un mecanismo que les permita desintoxicar este compuesto después de asimilarlo en la planta y porque además intervienen en el metabolismo de la clorofila. Los resultados en este trabajo muestran que vetiver es la planta que en general se muestra más tolerante a las distintas concentraciones de acetaminofén y ciprofloxacino en un tiempo de 168 h de evaluación, debido a que no muestra efectos fitotóxicos aparentes en cuanto a su morfología y fisiología.

En diversos estudios se menciona que los cloroplastos evolucionaron a partir de cianobacterias, como las algas rojas, cuyas estructuras plastídicas internas son homólogas a las de los cloroplastos de las células vegetales. Ambos tienen a la clorofila como el principal pigmento de la fotosíntesis y a las ficobilinas como pigmentos accesorios, además su ADN y ribosomas son similares a los procariontes (Whatley, 1993). La hipótesis de la teoría endosimbiótica fue corroborada por Dron M, Rahire M & Rochaix J (1982) quienes elucidaron que las estructuras primaria y secundaria de los sitios de unión a dos proteínas ribosomales del gen 16S rRNAs de *E. coli* y el cloroplasto de *C. reinhardtii* se encuentran estrechamente relacionados, esto explicaría la disminución en los niveles de clorofila en los tratamientos con ciprofloxacino, casi al grado de albinismo, debido probablemente a los mecanismos de acción de los antibióticos, en organismos procariontes y el origen endosimbionte del cloroplasto.

### 5.2.3. Peso seco

Para vetiver, los resultados del ANOVA (valor  $P = 0,8435$ ) en el caso de los tratamientos con acetaminofén y la prueba de Kruskal-Wallis (valor  $P = 0,6857$ ) aplicada a los tratamientos con ciprofloxacino dieron como resultado que no existen diferencias significativas para la variable mencionada. Por otro lado, para jacinto de agua los resultados del ANOVA en acetaminofén (valor  $P = 0,2256$ ) y ciprofloxacino (valor  $P = 0,1180$ ) mostraron que no existen diferencias significativas en cuanto a la generación de biomasa entre los tratamientos y el grupo control.

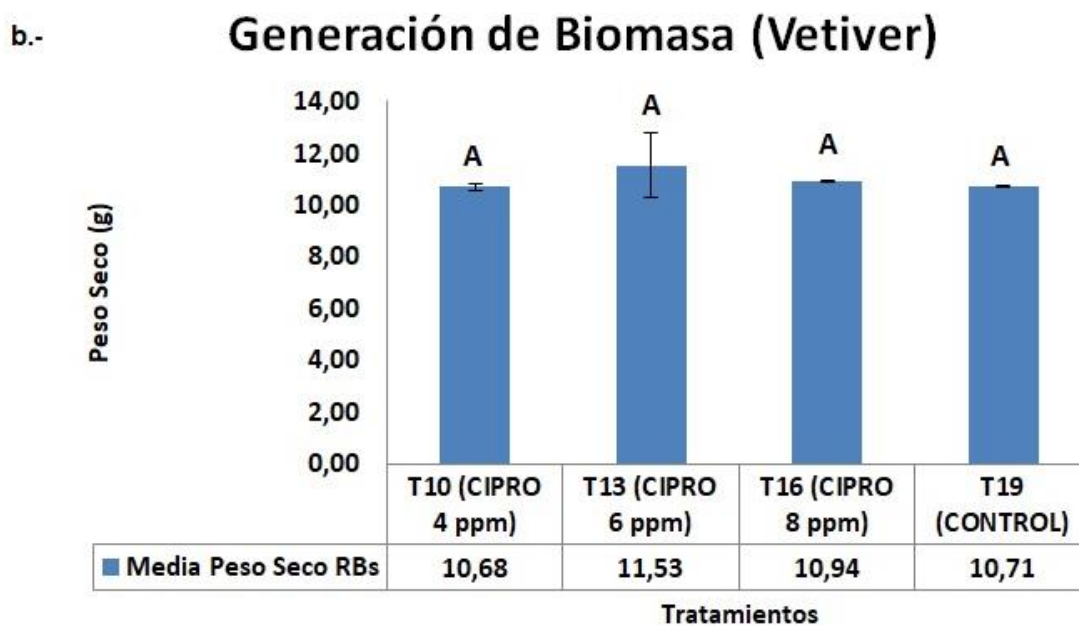
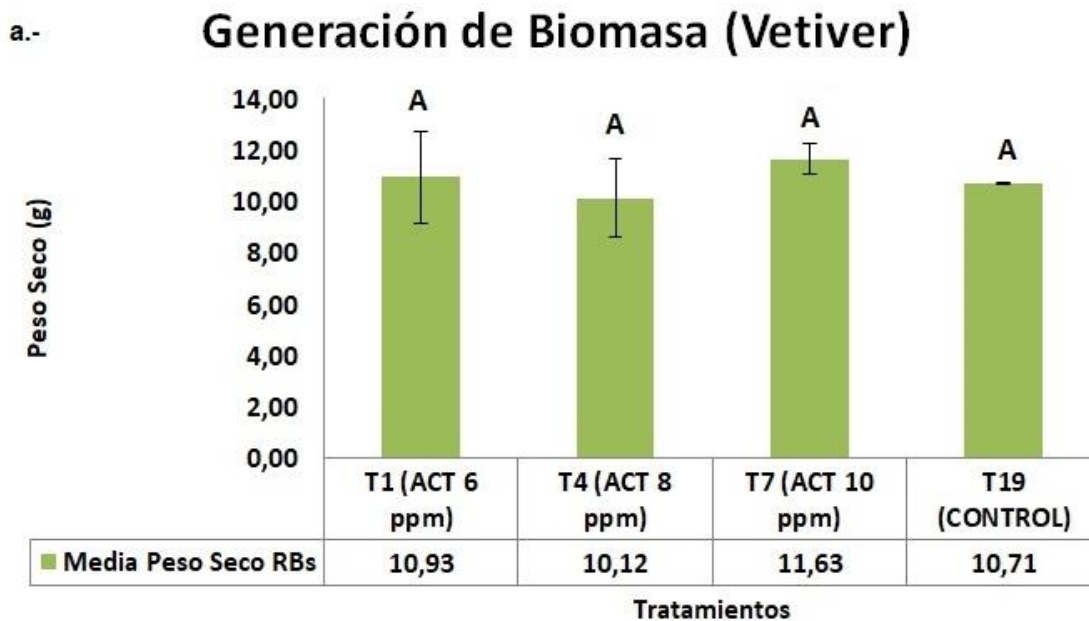
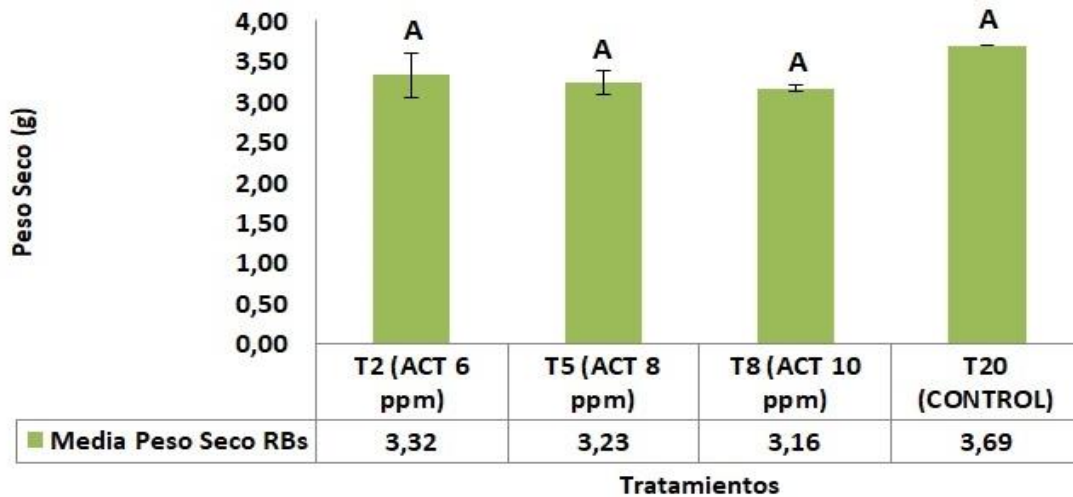


Figura 25. Generación de Biomasa para el Bloque 1 vetiver. Peso seco en g en los tratamientos evaluados con:

- a) Acetaminofén
- b) Ciprofloxacino.

a.-

### Generación de Biomasa (Jacinto de Agua)



b.-

### Generación de Biomasa (Jacinto de Agua)

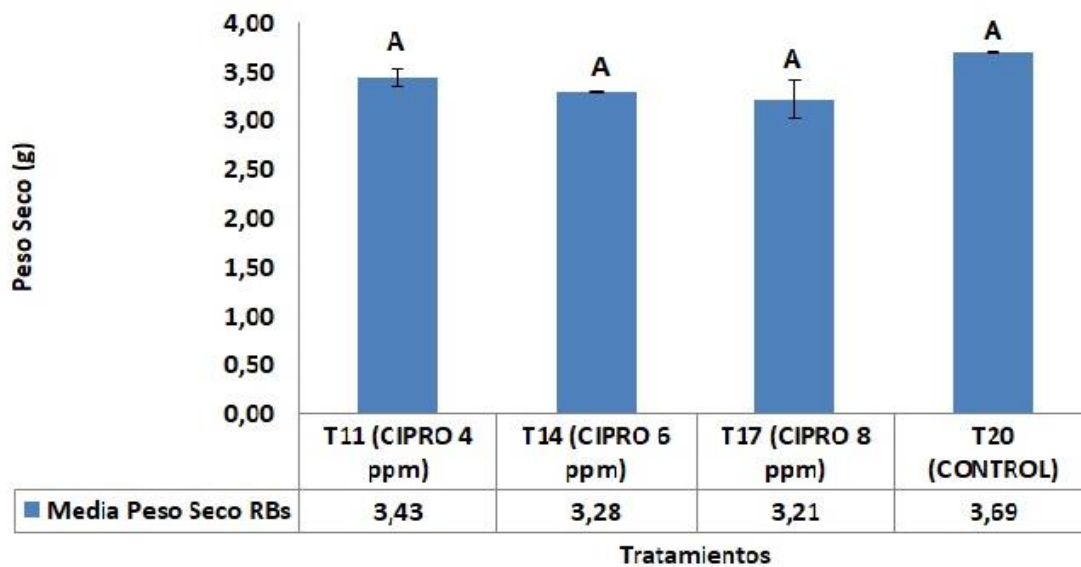


Figura 26. Generación de Biomasa para el Bloque 2 jacinto de agua. Peso seco en g en los tratamientos evaluados con:

- a) Acetaminofén
- b) Ciprofloxacino.

Como se observan en las Figura 25 y 26, los resultados obtenidos evidencian que no existe un efecto directo entre la exposición de las plantas a los contaminantes y la generación de biomasa, al menos en las primeras 168 horas de evaluación. No obstante existen diferencias entre la capacidad para generar biomasa entre una especie y otra, lo cual se debe a su propia fisiología y estado nutricional, siendo vetiver, la especie que es capaz de generar mayor cantidad de biomasa, con un valor medio de 11 g en peso seco por 45 g de peso húmedo (Figura 25). Por su parte, jacinto de agua tiene una media de generación de biomasa de 3 g en peso seco por 45 g de peso húmedo (Figura 26).

Según Robles & Madsen (2010) jacinto de agua posee un tejido esponjoso, formando como una red que le permite flotar en su ambiente natural, y su sistema de reproducción vegetativa le facilita multiplicar rápidamente su biomasa, lo cual le ayuda a colonizar espacios ambientales en breves periodos de tiempo, sin embargo, al deshidratarse sus tejidos y perder su contenido acuoso, su peso final disminuye notablemente en poco tiempo, como se pudo observar en este trabajo, luego del proceso de secado. Por el contrario, Truong & Thai (2015) mencionan que vetiver por poseer una estructura fisiológica firme, con hojas que alcanzan grandes alturas y un sistema radicular que se adhiere profundamente al suelo que le permitiría absorber y acumular distintos contaminantes, tendría mayor generación de biomasa seca que jacinto de agua, como se pudo observar en esta investigación. Además, en el estudio de Truong & Thai (2015) también se menciona que vetiver es una planta C<sub>4</sub> cuyo proceso de fotosíntesis se da bajo condiciones de alta luminosidad y temperatura, y como consecuencia tiene un alto régimen de crecimiento vegetal y por consiguiente, también de peso seco, que en condiciones tropicales es capaz de generar aproximadamente 100 toneladas de materia seca por año, lo que fundamentaría la alta producción de biomasa de esta especie en este estudio.

## 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 6.1. Conclusiones

La fitorremediación mediante el uso de jacinto de agua y vetiver podría ser una alternativa para la remoción de productos farmacológicos de aguas contaminadas puesto que la inversión y el tiempo de respuesta con estas plantas es menor que con otros métodos tradicionales de depuración de aguas, por lo que la relación costo/beneficio presentaría mayores ventajas con el empleo de la fitorremediación.

El contaminante acetaminofén, podría resultar más difícil de remover que el antibiótico ciprofloxacino, con las plantas evaluadas según sugiere este estudio. Sin embargo las concentraciones de trabajo empleadas en esta investigación son muy superiores a las concentraciones reportadas en aguas residuales.

La remoción de acetaminofén y ciprofloxacino mediante el uso de vetiver presenta porcentajes de remoción que tienden a incrementarse con el transcurso del tiempo, mientras que con jacinto de agua, la mayor parte de la remoción se logra en las primeras 96 horas. Esto sugeriría a vetiver como la planta ideal para procesos de tratamiento de aguas que requieran tiempos prolongados de hasta 168 horas. Mientras que jacinto de agua sería la planta ideal para la remoción en tiempos cortos de hasta 96 horas según sugiere este estudio.

La gramínea vetiver no presenta efectos tóxicos aparentes tras su exposición a los contaminantes durante el tiempo evaluado, en ninguno de sus niveles, según sugieren los resultados de los análisis de parámetros fisiológicos como peso húmedo, peso seco y contenido de clorofila. No obstante, jacinto de agua muestra un efecto fisiológico interesante en los tratamientos con ciprofloxacino, que es la disminución en el contenido de clorofila de las hojas jóvenes, cuyo resultado es

detectable a simple vista con el cambio de color de sus hojas, característica que podría hacer de esta planta un bioindicador de contaminación antibiótica, siempre que dicho comportamiento se mantenga incluso en interacción con otros contaminantes.

Los tratamientos que presentan mayores porcentajes de remoción con el uso de vetiver son el T1 perteneciente a acetaminofén y el T10 que corresponde a ciprofloxacino, mientras que para jacinto de agua son el T2 y T11 para acetaminofén y ciprofloxacino, respectivamente. No obstante no hay mayores diferencias significativas en cuanto al rendimiento de remoción con los tratamientos restantes.

## **6.2. Recomendaciones**

Se recomienda utilizar plantas que garanticen la inocuidad, tales como plantas *in vitro*, puesto que procesos de desinfección podrían resultar en un estrés adicional a las plantas.

Se recomienda evaluar el comportamiento de cada planta bajo la exposición de los contaminantes en interacción, de modo que se pueda obtener resultados que puedan extrapolarse a la realidad de la contaminación de aguas.

Se recomienda evaluar el efecto de la temperatura en el comportamiento vegetal durante la fitorremediación, de modo que pueda extrapolarse a las condiciones ambientales naturales tanto de la época seca como de la época lluviosa.



Se recomienda emplear una metodología analítica de cuantificación con mayor sensibilidad que permita rastrear los contaminantes hasta concentraciones más bajas como HPLC.

Se recomienda emplear metodologías que permitan el rastreo del contaminante en los tejidos vegetales, de modo que se pueda proporcionar un mayor entendimiento de los mecanismos de fitorremediación empleados por las plantas para este tipo de contaminantes.

## REFERENCIAS

- Adams, C., Wang, Y., Loftin, K., & Meyer, M. (2002). *Removal of Antibiotics from Surface and Distilled Water in Convencional Water Treatment Processes. Journal Environ.Eng, 128, 253-260. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:3(253)*
- Agrodesierto. (2008). Uso de Vetiver en labores de contención de la erosión y protección del suelo. Recuperado el 12 de octubre de 2017 de <http://www.agrodesierto.com/ficha.vetiver.mapa.agrodesierto.pdf>
- Akinbowale, O., Peng, H., & Barton, M. (2007). Class I integrin mediates antibiotic resistance in *Aeromonas* spp. From rainbow trout farms in Australia. *International Journal of Antimicrobial Agents, 29, 113-120.*
- Aksakal, A., & Rehman, S. (1999). Radiación solar global en el noreste de Arabia Saudita. *Renovar Energía, 17, 461-472. doi: 10.1016/j.ijantimicag.2012.11.012*
- Albollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C., & Barberis, R. (2002). *Distribution and Mobility of Metals in Contaminates Sites. Environmental Pollution, 119-117. doi: 10.1007/s10661-009-1105-4*
- Alvarado, C., Dasgupta, N., Ambriz, E., Sánchez, J., & Villegas, J. (2001). Hongos micorrízicos arbusculares y la fitorremediación de plomo. Recuperado el 14 de julio de 2017 de <http://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/28243/26080>.
- Álvarez, A., & Castillo, A. (2015). Identificación y cuantificación de contaminantes emergentes en aguas residuales por microextracción en fase sólida-cromatografía de gases-espectometría de masas (MEFS-CG-EM). *ScienceDirect, 18(1), 29-42. doi: 10.1016/j.recqb.2015.05.003.*

- Andreozi, R., Canterino, M., Marotta, R., & Paxeus, N. (2005). *Antibiotic removal from wastewaters: The ozonation of amoxicillin*. *J Hazard Mater*, 122(3), 243-250. doi: 10.1016/j.jhazmat.2005.03.004
- Antonietta, M. (2012). Impacto de la senescencia foliar sobre la producción de fotoasimilados y el rendimiento de maíz bajo condiciones de estrés abiótico. Recuperado el 15 de octubre de 2017 de [http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/26214/Documento\\_completo\\_\\_.pdf?sequence=1](http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/26214/Documento_completo__.pdf?sequence=1)
- Arslan, I., Dogruel, S., Baykal, E., & Gerone, G. (2004). *Combined chemical and biological oxidation of penicillin formulation effluent*. *Journal of Environment Manager*, 73(2), 155-163. doi: 10.1016/j.jenvman.2004.06.007.
- Barceló, L., & López, M. (2003). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Recuperado el 15 de octubre de 2017 de [https://fnca.eu/phocadownload/P.CIENTIFICO/inf\\_contaminacion.pdf](https://fnca.eu/phocadownload/P.CIENTIFICO/inf_contaminacion.pdf)
- Barnes, K. (2008). *A national reconnaissance of pharmaceutical and other organic wastewater contaminants in the United States*. *Sci Total Environ*, 402, 192-200. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.04.028
- Bartels, D & Salamini, F. (2001). *Desiccation tolerance in the resurrection plant Craterostigma plantagineum. A contribution to the study of drought tolerance at the molecular level*. *Plant Physiol*, 127(4), 1346-1353. doi: 10.1104/pp.010765
- Becerril, J. (2009). Residuos de fármacos se hallaron en tres caudales que cruzan Quito. *Revista Unam*, 10. Recuperado el 2 de octubre de 2017 de [www.revista.unam.mx/vol.10](http://www.revista.unam.mx/vol.10)
- Biruk, L., Canosa, I., Oстера, J., Salgueiro, J., & Silveyra, G. (2013). Fitorremediación de fármacos. Recuperado el 4 de octubre de 2017 de

<http://www.dbbe.fcen.uba.ar/contenido/objetos/FitorremediacióndeFrmas.pdf/>.

- Bodzek, M., & Dudziak, M. (2006). *Elimination of steroidal sex hormones by conventional water treatment and membrane processes*. *Desalination*, 198, 24-32. doi: 10.1016/j.desal.2006.09.005
- Bolong, N., Ismail, A., Salim, M., & Matsuura, T. (2009). *A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal*. Recuperado el 09 de julio de 2017 de <https://www.lenntech.com/abstracts/2679/a-review-of-the-effects-of-emerging-contaminants-in-wastewater-and-options.html>
- Boyajin, G., & Carreira, H. (1997). *Phytoremediation: A clean transition from laboratory*. *Nature Biotechnology*, 15, 127-128. doi: 10.1038/nbt0297-127
- Buergue, I. (2009). *Ubiquitous occurrence of the artificial sweetener acesulfame in the aquatic environment: An ideal chemical marker of domestic wastewater in groundwater*. *Environ Sci Technol*, 43(12), 4381-4385. doi: 10.1021/es900126x
- Cabrera, A. (1968). Flora de la Provincia de Buenos Aires. Parte I. Pteridofitas, Gimnospermas y Monocotiledóneas. Recuperado el 23 de octubre de 2017 de <http://www.dbbe.fcen.uba.ar/contenido/objetos/3EQUISETOPSIDA.pdf>
- Carrión, C., Ponce de León, C., Cram, S., Sommer, I., Hernández, M., & Vanegas, C. (2012). *Potencial use of water Hyacinth (Eichhornia crassipes) in Xochimilco for metal phytoremediation*. Recuperado el 23 de julio de 2017 de [https://www.researchgate.net/publication/286316351\\_Potential\\_use\\_of\\_water\\_hyacinth\\_Eichhornia\\_crassipes\\_in\\_Xochimilco\\_for\\_metal\\_phytoremediation](https://www.researchgate.net/publication/286316351_Potential_use_of_water_hyacinth_Eichhornia_crassipes_in_Xochimilco_for_metal_phytoremediation)

- Chang, Y., & Corapcioglu, M. (1998). *Plant-enhanced subsurface bioremediation of nonvolatile hydrocarbons*. *Journal of Environmental Engineering*, 112, 162-169. doi : 10.1080/10643389209388428
- Coleman, J., Blake, M., & Daveces, T. (1997). *Detoxification of xenobiotics by plants: chemical modification and vacuolar compartmentation*. Recuperado el 13 de julio de 2017 de [http://arquivo.ufv.br/dbv/pgfvg/bve684/htms/pdfs\\_revisao/estresse/glutacione.pdf](http://arquivo.ufv.br/dbv/pgfvg/bve684/htms/pdfs_revisao/estresse/glutacione.pdf)
- Cote, P., Buisson, H., Pound, G., & Arakaki. (1997). *Immersion membrane activated sludge for the reuse of municipal wastewater*. *Desalination*, 113, 189-196. doi: 10.1016/S0011-9164(97)00128-8
- Danh, L., Troung, P., Mammucari, R., & Foster, N. (2009). *Vetiveria zizanioides: a choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes*. *Phytoremediation*, 11(8), 664-691. doi: 10.1080/15226510902787302
- Datta, R., Das, P., Smith, S., Punamiya, P., Ramanathan, D., Reddy, R., & Sarkar, D. (2013). *Phytoremediation potential of Vetiver grass (Chrysopogon zizanioides (L.) for tetracycline*. *International Journal of Phytoremediation*, 15, 343-351. doi: 10.1080/15226514.2012.702803
- Daughton, C. (2004). *Non-regulated water contaminants: emerging contaminants in UK groundwater*. Recuperado el 14 de julio de 2017 de <http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/501510/1/Submitted%20version.pdf>
- Delgadillo, A., González, C., Prieto, F. V., & Acevedo, O. (2011). *Phytoremediation: an alternative to eliminate pollution*. Recuperado el 13 de julio de 2017 de <http://www.revista.ccba.uady.mx/ojs/index.php/TSA/article/view/814/565>
- Delgado, S. (2011). *Evaluación de tecnologías potenciales de reducción de la contaminación de las aguas Canarias*. Recuperado el 23 de julio de 2017 de

<https://riull.ull.es/xmlui/bitstream/handle/915/972/Evaluacion%20experimental%20de%20la%20osmosis%20inversa%20para%20mejora%20de%20efluentes%20de%20biorreactores%20anaerobios%20de%20membranas..pdf?sequence=1>

Doménech, X., Fardim, W., & Litter, M. (2004). Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. Obtenido de [https://www.researchgate.net/profile/Marta\\_Litter/publication/290852253\\_Advanced\\_oxidation\\_processes\\_for\\_the\\_removal\\_of\\_pollutants/links/569f77a508ae2c638eb7a371.pdf?origin=publication\\_detail](https://www.researchgate.net/profile/Marta_Litter/publication/290852253_Advanced_oxidation_processes_for_the_removal_of_pollutants/links/569f77a508ae2c638eb7a371.pdf?origin=publication_detail)

Dron, M., Rahire, M & Rochaix, J. (1982). *Sequence of the chloroplast 12S Rrna gene and its surrounding regions of Chlamydomonas reinhardii*. Recuperado el 13 de julio de 2017 de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC327033/>

Dougherty, J., Swarzenski, P., & Reinhard, M. (2010). *Ocurrence of Herbicides and Pharmaceutical and Personal Care Products in Surface Water and Groundwater around Liberty Bay, Puget Sound, Washington*. Recuperado el 24 de julio de 2017 de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20830904>

EPA. (2007). Reporte de calidad del agua potable. Drinking Water Standars and Health Advisories. Recuperado el 23 de agosto de 2017 de <https://www.epa.gov/dwstandardsregulations/drinking-water-contaminant-human-health-effects-information>

Escolástico, C., Lerma, A., López, J., & Alía, M. (2015). Medio ambiente y espacios verdes. Madrid: Universidad Nacional de Educación a Distancia.

España, J (2006). Estanques de Jacinto de Agua. Santiago de Cali: Recuperado el 24 de agosto de 2017 de

<http://erp.untumbes.edu.pe/revistas/index.php/manglar/article/download/52/57>

- ETAPA. (2016). Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Recuperado el 15 de agosto de 2017 de <http://www.etapa.net.ec>
- Evans, J. (1989). Photosynthesis and nitrogen relationships in leaves of C3 plants. Recuperado el 25 de agosto de 2017 de <https://link.springer.com/article/10.1007/bf00377192>
- Facmed. (2005). Ciprofloxacino. Recuperado el 12 de agosto de 2017 de [http://www.facmed.unam.mx/bmnd/gi\\_2k8/prods/PRODS/45.HTM](http://www.facmed.unam.mx/bmnd/gi_2k8/prods/PRODS/45.HTM)
- Farkas, M., Berry, J & Aga, D. (2007). *Chlortetracycline Detoxification in Maize via Induction of Glutathione S-Transferases after Antibiotic Exposure. Environ Sci Technol, 41, 1450-1456.* doi: 10.1021/es061651j
- Ferro, A., Sims, R., & Bugbee, B. (1994). *Hycrest crested wheatgrass accelerates the degradation of pentachlorophenol in soil.* Recuperado el 13 de julio de 2017 de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11539191>
- Ganzhi, F. (2010). Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales de Ucubamba. Recuperado el 14 de agosto de 2017 de <https://publicaciones.ucuenca.edu.ec/ojs/index.php/galileo/article/view/178/175>
- Garcés, G., Mejía, L., & Santamaría, J. (2004). La fotocatalisis como alternativa para el tratamiento de aguas residuales. Recuperado 15 de agosto de 2017 de <http://repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/195/1/083-92%20La%20fotocat%20C3%A1lisis%20como%20alternativa%20para%20el%20tratamiento.pdf>
- García, C., Gortáez, P., & Drogui, P. (2011). La fotocatalisis como alternativa para el tratamiento de aguas residuales. Recuperado el 16 de agosto de

2017 de  
<http://repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/195/1/083-92%20La%20fotocat%C3%A1lisis%20como%20alternativa%20para%20el%20tratamiento.pdf>

Garrett, P., & Moreau, M. (2010). *Conference on petroleum hydrocarbons and organic chemicals in ground water: prevention, detection and restoration*. Recuperado el 17 de agosto de 2017 de [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1909-04552012000200005](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-04552012000200005)

Geerdink, R., Niessen, W., & Brinkman, U. (2002). *Trace-level determination of pesticides in water by means of liquid and gas chromatography*. *Journal of Chromatography*, 27, 65-93. doi: 10.1016/S0021-9673(02)00234-0

Gil, M., Soto, A., Usma, J., & Gutiérrez, O. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. Recuperado el 25 de julio de 2017 de <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>

Gómez, M. (2006). *Determination of pharmaceutical of various therapeutic classes by solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis in hospital effluent wastewaters*. *Journal of Chromatography*, 1114(2), 224-233.

Goodman, L., & Gilman, A. (2001). *The Pharmacological Basis of Therapeutics*. New York: McGraw-Hill.

Granda, A. (2014). Residuos de fármacos se hallaron en tres caudales que cruzan Quito. Recuperado el 17 de agosto de 2017 de <http://www.elcomercio.com/tendencias/residuos-farmacos-rios-quito-contaminacion.html>

Grimaldo, C. (2011). Evaluación del efecto de enmiendas sobre la fitoestabilización de un suelo contaminado por Pb y Zn. Recuperado el 16 de agosto de



<https://revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/viewFile/755/735>

- Gunnarsson, L., Adolfsson, M., Bjorlenius, B., Rutgersson, C., Forlin, L., & Larsson, D. (2009). *Comparison of six different sewage treatment processes - reduction of estrogenic. Science Total Environmental, 407(19), 5235-5242.* doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.06.018
- Hammeken, A., & Romero, G. (2005). Análisis y Diseño de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales para el Municipio de San Andrés. Recuperado el 17 de agosto de 2017 de [http://catarina.udlap.mx/u\\_dl\\_a/tales/documentos/lic/hammeken\\_a\\_am/indice.html](http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/lic/hammeken_a_am/indice.html)
- Heberer, T. (2002). *Tracking persistent pharmaceutical residues from municipalsewage to drinking water.* Recuperado el 25 de agosto de 2017 de <https://pdfs.semanticscholar.org/4f63/4e2c47be10e5f9d1a7fce0c4edbecd2d1673.pdf>
- Heinz, R. (2016). Tolerancia a estreses abióticos. Recuperado el 05 de julio de 2017 de [http://www.fbmc.fcen.uba.ar/materias/agbt/teoricos/2011\\_15%20Resistencia%20a%20estres%20abiotico.pdf](http://www.fbmc.fcen.uba.ar/materias/agbt/teoricos/2011_15%20Resistencia%20a%20estres%20abiotico.pdf)
- Henriquez, D. (2010). Presencia de contaminantes emergentes en aguas y su impacto en el ecosistema. Estudio de caso: productos farmacéuticos en la cuenca del río Biobío, Región del Biobío, Chile. Universidad de Chile: (Tesis inédita de Mestría).
- Huber, M., Gobel, A., Joss, A., Hermann, N., Loffler, D., Mcardell, A., Gunten, U. (2005). *Oxidation of pharmaceuticals during ozonation of municipal wastewater effluents: A pilot study. Environ.Sci. Technol, 39, 4290-4299.* doi: 10.1021/es048396s

- Iannacone, J., & Alvariño, I. (2009). Evaluación del riesgo acuático de siete productos farmacéuticos sobre *Daphnia magna*. Recuperado el 23 de julio de 2017 de <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v8n1-2/a09v8n1-2.pdf>
- Ike, M., Asano, M., Belkada, F., Tsunoi, S., Tanaka, M., & Fujita, M. (2002). *Degradation of biotransformation products of nonylphenol ethoxylates by ozonation and UV/TiO<sub>2</sub> treatment*. *Water Science & Technology*, 46(11-12), 127-132.
- Iqbal, M., He, Z., Stoffella, P., & Yang, X. (2008). *Phytoremediation of heavy metal polluted soils and wáter*: Recuperado el 12 de julio de 2017 de [http://www.academia.edu/13428998/Comparative\\_study\\_of\\_electrochemical\\_degradation\\_and\\_ozonation\\_of\\_nonylphenol](http://www.academia.edu/13428998/Comparative_study_of_electrochemical_degradation_and_ozonation_of_nonylphenol)
- Jaramillo, M., & Flores, E. (2012). Fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales *Lemna minor* (Lenteja de agua) y *Eichornia crassipes* (Jacinto de agua) en aguas residuales producto de la actividad minera. Universidad Salesiana, Cuenca: (Tesis inédita de Ingeniería).
- Joy, R. (2009). "*Sunshine*" *Vetivergrass Chrysopogon zizanioides*. Recuperado el 15 de julio de 2017 de [https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg\\_chzi.pdf](https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_chzi.pdf).
- Kabata, A. (2000). *Trace elements in soils and plants*. Recuperado el 15 de julio de 2017 de <http://base.dnsgb.com.ua/files/book/Agriculture/Soil/Trace-Elements-in-Soils-and-Plants.pdf>
- Kasprzyk, H. (2009). *The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters*. *Water Res*, 43, 363-380.doi: 10.1016/j.watres.2008.10.047

- Lomaestro, B & Baillie, G. (1995). *Absorption interactions with fluoroquinolones*. Recuperado el 15 de julio de 2017 de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/7669261>
- Lucho, C., Álvarez, M., Beltrán, R., Prieto, F., & Poggi, H. (2005). *A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater*. *Environmental International*, 31(3), 313-323. doi: 10.1016/j.envint.2004.08.002
- Makulak, T., Nagyová, K., Faberová, M., Grabic, R., Koba, O., Gál, M., & Birosová, L. (2015). *Utilization of Fenton-like reaction for antibiotics and resistant bacteria elimination in different parts of WWT*. Recuperado el 23 de agosto de 2017 de <https://www.journals.elsevier.com/environmental-toxicology-and-pharmacology>
- Martín, C. (2000). *Heavy Metals Trends in Floodplain Sediments and Valley Fill*. *Catena*, 39, 53-68. doi: 10.1007/s00254-008-1557-9
- Merk. (2011). *Ciprofloxacin*. Recuperado el 23 de octubre de 2017 de [https://www.merck.com/product/usa/pi\\_circulars/c/cipro/ciproIV\\_pi.pdf](https://www.merck.com/product/usa/pi_circulars/c/cipro/ciproIV_pi.pdf)
- Migliore, L., Cozzolino, S., & Fiori, M. (2003). *Phytotoxicity to and uptake of enrofloxacin in crop plants*. *Chemosphere*, 52, 1233-1244. doi: 10.1016/S0045-6535(03)00272-8
- Monferrán, M., Pignata, L., & Wunderlin, D. (2012). *Enhanced phytoextraction of chromium by the aquatic macrophyte Potamogeton pusillus in presence of copper*. *Environmental Pollution*, 161, 15-22. doi: 10.1016/j.envpol.2011.09.032
- Muñoz, V., Álvarez, J., & Asedegbega, E. (2016). *Gestión y conservación de aguas y suelos*. Madrid: Univesidad Nacional de Educación a Distancia.
- Nakata, H., Kannan, K., Jones, P., & Giesy, J. (2005). *Determination of fluoroquinolone antibiotics in wastewater effluents by liquid*

*chromatography-mass spectrometry and fluorescence detection. Chemosphere*, 67, 607-615. doi: 10.1016/j.chemosphere.2004.08.097

OMS. (1978). Clasificación de plaguicidas. Recuperado el 12 de julio de 2017 de [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/39175/1/9243561391\\_spa.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/39175/1/9243561391_spa.pdf)

Orejuela, J. (2007). Manual sobre el uso y manejo del pasto vetiver. Recuperado el 16 de agosto de 2017 de [http://www.vetiver.org/TVN\\_manualvetiver\\_spanish-o.pdf](http://www.vetiver.org/TVN_manualvetiver_spanish-o.pdf)

Petrovic, M., Gonzalez, S., & Barceló, D. (2003). Contaminantes emergentes. *Chem*, 22, 685-690. doi: 10.1016/S0165-9936(03)01105-1

Prado, C., Orozco, P, Guallpa, G & Landivar, J. (2009). Tratamiento de aguas residuales del efluente de una fábrica de alimento balanceado para camarones, mediante el diseño de procesos unitarios. Escuela Politécnica del Litoral, Guayaquil: (Tesis Inédita de Ingeniería).

Prasad, M. &. (2003). *Metal hyperaccumulation in plants—Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. Electron Journal Biotechnol*, 93(1), 285-321. doi: 10.2225/vol6-issue3-fulltext-6

Prieto, F., Lucho, C., Poggi, H., Acevedo, O., & Barrado, E. (2007). Caracterización físicoquímica y extracción secuencial de metales y elementos trazas en suelos de la región Actopam-Ixmiquilpan del Distrito de Riego. Recuperado el 12 de agosto de 2017 de <http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2004/fcf475d/pdf/fcf475d.pdf>

Prieto, J., González, C., Róman, A., & Prieto, F. (2009). *Plant contamination and phytotoxicity due to heavy metals from soil and water*. Recuperado el 12 de agosto de 2017 de <http://www.redalyc.org/pdf/939/93911243003.pdf>

Qarni, H., Collier, P., Keeffe, J., & Akunna, J. (2016). *Investigating the removal of some pharmaceutical compounds in hospital wastewater treatment plants operating in Saudi Arabia. Environ Sci Pollut Rest Int*, 23, 13003-13014. doi: 10.1007/s11356-016-6389-7

- Richardson, S. (2009). Water Analysis: *Emerging Contaminants and Current Issues*. *Anal. Chem*, 81(12), 4645-4677. doi: 10.1021/ac9008012
- Robles, W & Madsen, J. (2010). Jacinto de Agua. Recuperado el 24 de agosto de 2017 de <http://repositorio.uta.edu.ec/bitstream/123456789/8455/1/BQ%2056%20.pdf>
- Rodríguez, D., Cumana, A., Torrealba, O., & Posada, D. (2009). *Use of Vetiver for the fitoremediation of chromiun in residual sludges in a tennery*. Recuperado el 23 de julio de 2017 de <http://www.revista.ccba.uady.mx/ojs/index.php/TSA/article/view/814/565>
- Roig, J. (2010). Eliminación de contaminantes emergentes mediante Humedales Artificiales como sistema alternative o complementario a un tratamiento de aguas convencional. Universidad Politénica de Valencia, Valencia, España.: (Tesis inédita de Maestría).
- Sanz, E., Sánchez, D., & Vesperinas, S. (2004). Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad. Recuperado el 24 de agosto de 2017 de [http://www.animalrecord.net/Atlas\\_Plantas\\_Aloctonas\\_Espana.pdf](http://www.animalrecord.net/Atlas_Plantas_Aloctonas_Espana.pdf)
- Scott, M., & Jones, M. (2000). *The biodegradation of surfactants in the environment*. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1508, 235-251. doi: 10.1016/S0304-4157(00)00013-7
- Shaim, A., Diab, A., Alsuhami, A., Miazy, E., Mohammed, M., Amd, M., . . . Dawoud, A. (2017). *Analysis of some pharmaceuticals in municipal wastewater of Almadinah Almunawarah*. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(1), 719-729. doi: 10.1016/j.arabjc.2012.11.014
- Sirtori, C., Zapata, A., Oller, I., Gemjak, W., Aguera, A., & Malato, S. (2009). *Decontaminacion industrial pharmaceutical wastewater by combining*

*solar photo-Fenton and biological treatment. Water Research, 43, 661-668.*doi: 10.1021/es034217f

Solms, M. (2013). Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Recuperado el 23 de octubre de 2017 de [http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/eichhornia\\_crassipes\\_2013\\_tcm7-307062.pdf](http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/eichhornia_crassipes_2013_tcm7-307062.pdf)

Stuart, M., & Lapworth, D. (2016). *Emerging Organic Contaminants in Groundwater*. Recuperado el 11 de julio de 2017 de <http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/501510/1/Submitted%20version.pdf>

Susarla, S., Medina, V., & McCutcheon, S. (2002). *Phytoremediation: mediation: An ecological solution to organic chemical contamination*. Recuperado el 19 de octubre de 2017 de [http://www.springer.com/cda/content/document/cda\\_downloaddocument/9783319401461-c1.pdf?SGWID=0-0-45-1589772-p180008102](http://www.springer.com/cda/content/document/cda_downloaddocument/9783319401461-c1.pdf?SGWID=0-0-45-1589772-p180008102).

Ternes, T. (1998). *Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers*. Recuperado el 25 de octubre de 2017 de <https://www.sciencedirect.com/journal/water-research/vol/32/issue/11>

Ternes, T., Stuber, J., Herrmann, N., McDowell, D., Ried, A., Kampmann, M., & Teiser, B. (2003). *Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? Water Res, 37(8), 1976-1982.*doi: 10.1016/S0043-1354(02)00570-5

Torres, D., Cumana, A., Torrealba, O., & Posada, D. (2010). *Use de Vetiver for the phytoremediation of chromiun in residual sludges in a tennery*. Recuperado el 09 de octubre de 2017 de <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/2631/HUMBERTO%20ALTUNAR%20ALTUNAR.pdf?sequence=1>

- Tqfarma. (2015). *Ciprofloxacina*. Recuperado el 15 de noviembre de 2017 de <https://www.tqfarma.com/productos/vademecum-mk/antiinfecciosos-sistemicos-generales/ciprofloxacina-mk>.
- Trujillo, M., García, C., Hinojosa, J., & Castellón, F. (2010). Evaluación de compositos TiO<sub>2</sub>/clinoptilolita en la fotodegradación del tinte MV-2B en un reactor-concentrador solar cpc. Recuperado el 05 de octubre de 2017 de [https://www.researchgate.net/publication/262549282\\_Evaluacion\\_de\\_compositos\\_TiO2clinoptilolita\\_en\\_la\\_fotodegradacion\\_del\\_tinte\\_MV-2B\\_en\\_un\\_reactor-concentrador\\_solar\\_CPC](https://www.researchgate.net/publication/262549282_Evaluacion_de_compositos_TiO2clinoptilolita_en_la_fotodegradacion_del_tinte_MV-2B_en_un_reactor-concentrador_solar_CPC)
- Truong, P & Thai, L. (2015). El Sistema vetiver para mejorar la calidad de agua. Recuperado el 14 de agosto de 2017 de <http://www.vetiver.org/Water%20quality%20Spanish%20web%202.pdf>
- Vargas, C., Pérez, E., Masaguer, A., & Moliner, A. (2013). Comportamiento de la vetiveria (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty) como extractora de metales pesados en suelos contaminados. *VII Congreso Ibérico de Agroingeniería y Ciencias Hortícolas*. Valencia: Universidad Politécnica de Madrid.
- Watanabe, M. (1997). *Phytoremediation on the brink of comercialization*. *Environmental Science & Technology*, 31, 182-186.doi: 10.1021/es972219s
- Werker, A., Dough, J., McHenry, J., & Van Loon, W. (2002). *Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates*. *Ecological Engineering*, 19, 1-11.doi: 10.1590/S2179-975X20120050000043.
- Whatley, J. (1993). *The Endosymbiotic Origin of Chloroplasts*. *International Review of Cytology*, 144, 259-299.doi: 0.1016/S0074-7696(08)61517-X

- Westgat, M & Bassetti, P. (1986). *Reproduction at low silk and pollen water potentials in maize*. Recuperado el 26 de noviembre de 2017 de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC59374/>
- Wintgens, T., Gellenkemper, M., & Melin, T. (2002). *Endocrine disrupter removal from wastewater using membrane bioreactor and nanofiltration technology*. Recuperado el 27 de noviembre de 2017 de <http://www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar/v10n2/garcia.pdf>
- Xia, H., & Ma, I. (2005). *Phytoremediation of ethion by water hyacinth (Eichhornia crassipes) from water*. *Bioresource Technology*, 97, 1050-1054. doi: 10.1016/j.biortech.2005.04.039
- Ying, G., Kookana, R., & Waite, T. (2004). *Endocrine disrupting chemicals (EDCs) and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in reclaimed water in Australia*. *Australian Water Conservation Reuse Research Program*. Recuperado el 28 de julio de 2017 de [http://www.clw.csiro.au/publications/awcrrp/AWCRRP\\_1H\\_Final\\_27Apr2004.pdf](http://www.clw.csiro.au/publications/awcrrp/AWCRRP_1H_Final_27Apr2004.pdf)
- Zhu, Y., Zayed, A., Qian, J., De Souza, M., & Terry, N. (1999). *Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: II Water hyacinth*. *Journal Environ Qual*, 28, 339-344. doi: 10.1631/jzus.B0710633



