

Artículo Original

Fitorremediación mediante las especies palustre y flotante, *Zantedeschia aethiopica* y *Eichhornia crassipes* en el tratamiento de aguas residuales domésticas en la zona de la región natural Quechua-Cajamarca

PHYTOREMEDIATION THROUGH THE PALUSTRE AND FLOATING SPECIES, *Zantedeschia aethiopica* AND *Eichhornia crassipes* IN THE TREATMENT OF DOMESTIC WASTEWATER IN THE AREA OF THE NATURAL REGION QUECHUA-CAJAMARCA

ERLIN NUÑEZ MORALES§*, NEMIAS SABOYA RIOS§, MILDA CRUZ HUARANGA§

Recibido: 19 junio de 2019 / Aceptado: 14 noviembre de 2019

§Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Peruana Unión

Resumen

La investigación tuvo el propósito de evaluar la eficiencia del sistema de fitorremediación mediante las especies palustre (*Zantedeschia aethiopica*) y flotante (*Eichhornia crassipes*) en el tratamiento de aguas residuales domésticas en la región natural Quechua-Cajamarca, para ello se ubicó el punto de captación y la ubicación del proyecto, posteriormente se diseñó e implementó el sistema de tratamiento considerando infiltraciones en el humedal subsuperficial horizontal que contuvo al sustrato, el agua a tratar, la especie *Zantedeschia aethiopica* con las medidas (ancho = 1.16 m, largo = 2.32 m, altura = 0.5 m) seguido del humedal superficial compuesto por el agua a tratar y la especie *Eichhornia crassipes* (ancho = 1.39 m, largo = 2.78 m, altura = 0.40 m). El tratamiento duró 90 días, luego se monitoreó en la entrada y salida los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos cuyos resultados de remoción dieron para Aceites y grasas 76%, DBO₅ 95%, DQO 92%, SST 95%, turbidez 96%, N-NH₃ 64%, Conductividad 59%, y los valores más bajos fueron Color 34% y CTT 22%. En el análisis, el LMP que no cumplió únicamente fue CTT y los demás sí, no obstante para los ECA cumplieron Aceites y Grasas, Color, Conductividad, temperatura, pH, SST, turbidez, y aquellos que no cumplieron N-NH₃, DBO₅, DQO, OD y CTT. En conclusión se alcanzó un 70% de eficiencia de remoción, los parámetros que no lograron la remoción adecuada para cumplir el LMP y ECA por completo indican la necesidad de implementar un tratamiento primario.

Palabras clave: biotecnología ambiental, contaminación, calidad del agua, monitoreo

Abstract

The purpose of the research was to evaluate the efficiency of the phytoremediation system by means of the palustre (*Zantedeschia aethiopica*) and floating (*Eichhornia crassipes*) species in the treatment of domestic wastewater in the natural Quechua-Cajamarca region, for which the catchment point was located and the location of the project, the treatment system was subsequently designed and implemented considering infiltrations in the horizontal subsurface wetland that contained the substrate, the water to be treated, the *Zantedeschia aethiopica* species with the measures (width = 1.16 m, length = 2.32 m, height = 0.5 m) followed by the surface wetland composed of the water to be treated and the species *Eichhornia crassipes* (width = 1.39 m, length = 2.78 m, height = 0.40 m). The treatment lasted 90 days, then the physicochemical and microbiological parameters were monitored at the entry and exit whose removal results gave Oils and fats 76%, BOD₅ 95%, COD 92%, SST 95%, turbidity 96%, N-NH₃ 64%, Conductivity 59%, and the lowest values were Color 34% and CTT 22%. In the analysis, the LMP that did not meet only was CTT and the others did, however for the RCTs they met Oils and Fats, Color, Conductivity, temperature, pH, SST, turbidity, and those that did not meet N-NH₃, BOD₅, COD, OD and CTT. In conclusion, 70% removal efficiency was reached, the parameters that failed to achieve adequate removal to comply with the LMP and ECA completely indicate the need to implement a primary treatment.

Keywords: environmental biotechnology, pollution, water quality, monitoring

*Correspondencia de autor: E-mail:

erlinmorales@upeu.edu.pe, saboya@upeu.edu.pe, mildacruz@upeu.edu.pe

INTRODUCCIÓN

El agua es un elemento indispensable para el hombre, este es el mayor consumidor en comparación con otras especies que usan este recurso (Raymundo, 2017). Al usar el recurso, durante el ciclo del agua se generan subproductos que afectan la naturalidad del agua, causando su contaminación a lo que se denomina aguas residuales (Villanueva & Jance, 2017).

En toda la región Cajamarca, de acuerdo al SIAR (2018), se registró una brecha de 49.53% de aguas residuales domésticas no tratadas; además, el INEI (2018) reportó que un 64.6% vive en zona rural donde los habitantes dejan circular sus efluentes domésticos libremente al ambiente, pastizales, suelos, quebradas y demás cuerpos de agua, esto es evidenciado en el distrito de Catache, provincia de Santa Cruz región Cajamarca. Este distrito cuenta 8958 habitantes según el censo del INEI (2018), distribuidos en 72 centros poblados, de los cuales al hacer una visita técnica solo tres centros poblados tienen instalaciones para su tratamiento de aguas residuales domésticas mientras que los demás con un total de 6318 habitantes no tienen algún tratamiento en sus 69 centros poblados o caseríos.

Para el último censo 2017 el INEI (2018) hizo una categorización interesante, dividió a los centros poblados según regiones naturales teniendo en consideración los pisos altitudinales (msnm). Catache que representaba el 56.42% (5054 habitantes) de la población se encontraba en la región natural Quechua donde el 63.7%, es decir 3220 habitantes ubicados en 42 centros poblados no contaban con saneamiento básico para la disposición de sus efluentes domésticos, estando expuestos a enfermedades diarreicas agudas, relacionada con la desnutrición crónica en niños de la región Cajamarca con un 8.9% y 32% respectivamente de prevalencia (Encuesta Demográfica y de Salud Familiar, 2018).

Ante tales situaciones es necesario evaluar sistemas de tratamiento aplicables a las condiciones geográficas, socioeconómicas, culturales y ambientales de los centros poblados rurales de la región natural Quechua. En la actualidad existen diversos sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas eficientes, sostenibles y que no requieren de energía o altos costos de mantenimiento como los humedales artificiales (superficiales y sub-superficiales) donde una de las plantas con más frecuencia utilizada es la *Eichhornia crassipes* (Palta & Morales, 2013).

En consideración de lo expuesto, la investigación tuvo el propósito de evaluar la eficiencia del sistema de fitorremediación mediante las especies palustre (*Zantedeschia aethiopica*) y flotante (*Eichhornia crassipes*) en el tratamiento de aguas residuales domésticas en la región natural Quechua-Cajamarca.

MATERIALES Y MÉTODOS

AMBITO DE ESTUDIO

El sistema de fitorremediación se ejecutó en el Centro Poblado Udima, ubicado en el distrito de Catache, provincia de Santa Cruz, región Cajamarca con una población de acuerdo al censo del 2007 de 900 personas con una tasa de crecimiento igual a 9 %, por lo

que se estima que al año 2038 habrá una población igual a 1198.9 (1200) habitantes, así mismo el (INEI I. N., Sistema de Información Geográfica , 2018) lo ha catalogado como regional natural Quechua por presentar un clima templado frío. La temperatura promedio anual del centro poblado es igual a 15.46° C, durante el año varía entre una temperatura mensual mínima igual a 10.9 ° C y una mensual máxima de 20.3°C según reportes del SENAMHI. La temperatura más baja registra durante los meses de junio a setiembre.

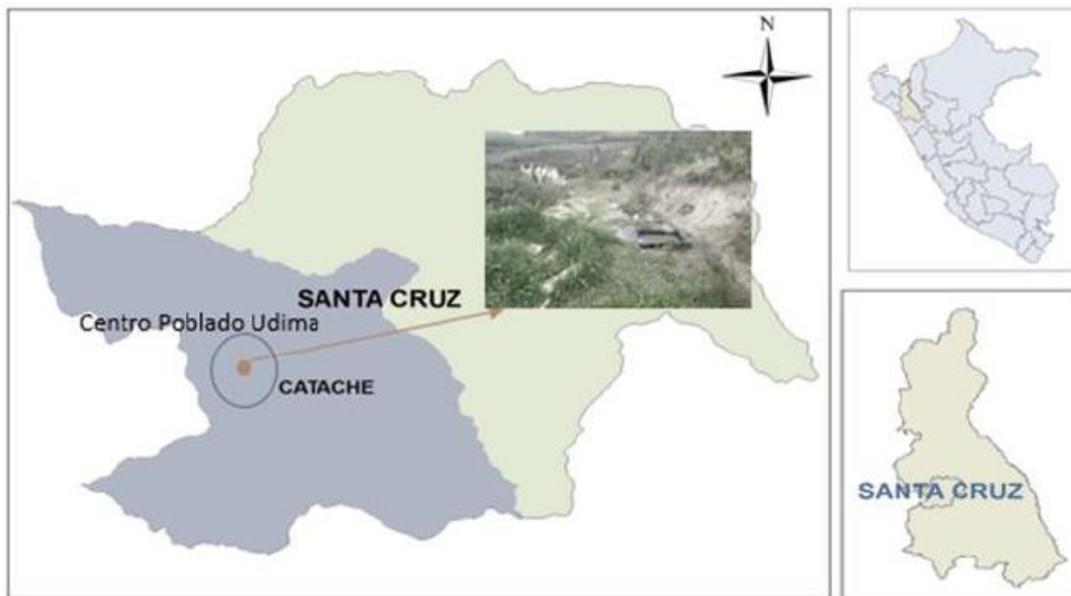


Figura 1. Ubicación del lugar de estudio

La ubicación del proyecto a nivel piloto se realizó en la actual planta de tratamiento de aguas residuales que se encuentra en la parte baja del centro poblado, en las coordenadas UTM 710909.00 m E; 9247061.00 m S. Debido a que presta las condiciones para el aprovechamiento del afluente luego de pasar la cámara de rejillas y el vertedero sutor. Las aguas residuales domésticas del centro poblado cuenta con un caudal promedio (Q_p) de agua residual fue 2 l/s, y caudal máximo horario (Q_{mh}) de 5 l/s.

Se efectuaron los análisis biológicos de la muestra en el laboratorio de Ciencias Biológicas de la Universidad Peruana Unión.

EVALUACIÓN PRELIMINAR DEL ESTUDIO

En esta etapa se ubicó y verificó el funcionamiento de la cámara de rejillas, se identificó el caudal y punto de captación de afluente para el proyecto, se evaluó las costumbres relacionados de la población que alteren o modifiquen las muestras y el tratamiento, y se encontró el área y acores de influencia directa. Así mismo se realizó trabajos para que la ejecución del proyecto no altere el normal desarrollo de la PTAR existente, luego se llevó a campo las medidas del proyecto para verificar la ubicación. También se evaluó la disponibilidad de las especies palustre y acuática, su transporte, así como la selección del sustrato y los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a evaluar.

DISEÑO DEL SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN A ESCALA

Para el diseño del sistema de fitorremediación a escala se requiere los datos generales de población final de diseño, la temperatura (°C) corregida, el Qp y la carga volumétrica.

El sistema de fitorremediación consiste en un tratamiento en serie mediante humedales artificiales, considerando como tratamiento secundario al humedal de flujo subsuperficial horizontal y terciario al humedal de flujo superficial o libre, pues según Rodríguez, Reyes, Jácome, Molina, & Suárez (2013) dicen que los humedales de flujo superficial son tratamientos usadas para tratamiento terciario y mejoramiento de calidad agua mientras tanto los humedales sub-superficiales puede ser usados como tratamiento secundario. Se considera para el tratamiento primario un tanque sedimentador.

Para el diseño del tanque sedimentador se requiere primero encontrar la carga orgánica media la siguiente ecuación.

$$CO = P_{ob} * APC \dots \text{Ecuación 1. Carga orgánica}$$

Una vez encontrada la carga orgánica, se procede a hallar el volumen mediante la carga orgánica y la carga volumétrica definida según la ecuación 2.

$$V = CO / \lambda V \dots \text{Ecuación 2. Volumen de tanque sedimentador}$$

Para determinar el área superficial del humedal de flujo subsuperficial horizontal se calcula por medio de ecuación 3 de Kickuth, considerando un porcentaje de remoción de DBO igual a 60%:

$$A_s = (Q * (\ln C_o - \ln C_e)) / (Kt * y * n) \dots \text{Ecuación 3. Kickuth en un humedal subsuperficial}$$

Para hallar el valor de KT se considera el K₂₀ para este tipo de humedal que difiere con el siguiente humedal artificial por medio de la ecuación 4, con el valor de K₂₀ = 1.104d⁻¹

$$Kt = K_{20} * [1.06]^{(T-20)} \dots \text{Ecuación 4. Kt en humedal subsuperficial y superficial}$$

Para encontrar las dimensiones de largo y ancho del humedal se utilizó el resultado del área superficial en la formula siguiente, considerando que la relación largo ancho es 2.

$$\text{Ancho} = (A_s / 2)^{0.5} \dots \text{Ecuación 5. Ancho del humedal subsuperficial y superficial}$$

En el diseño de un humedal de flujo superficial o libre, lo único que cambia con respecto al anterior humedal es el valor Kt por medio de la ecuación siguiente, con un valor de K₂₀ = 0.678d⁻¹

$$Kt = K_{20} * [1.06]^{(T-20)} \dots \text{Ecuación 6. KT para un humedal superficial.}$$

IMPLEMENTACIÓN DEL TRATAMIENTO

La implementación consiste en la instalación y puesta en funcionamiento del sistema de fitorremediación en el siguiente orden:

Instalación del Tanque Sedimentador

- Trazo y replanteo en el lugar de ejecución.

- Limpieza del terreno
- Transporte del material de trabajo
- Excavación del tanque sedimentador
- Medición de las dos capas de plástico (infiltración)
- Instalación de la madera de soporte
- Conexión de la tubería de la captación del afluente hacia el sistema primario.
- Prueba hidrostática mediante agua superficial
- Verificación de las dimensiones de diseño a escala
- Descarga del afluente doméstica

Instalación del Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal (HFSS)

Los pasos realizados que se planean ejecutar para la construcción se han extraído de Nuñez (2016):

- Trazo y replanteo en el lugar de ejecución.
- Limpieza del terreno, y transporte de algunas plantaciones.
- Instalación y limpieza de las vías de acceso al humedal.
- Transporte del material de trabajo
- Conexión de la tubería del tratamiento primario hacia el humedal (HFSSH).
- Excavación para el humedal en forma manual.
- Verificación de las medidas del diseño de HFSSH, largo, ancho y profundidad.
- Construcción del humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal, revestirlo con doble lámina de plástico grueso para evitar las filtraciones.
- Instalar las tuberías de acuerdo al diseño, con sus respectivos accesorios, válvulas de cierre rápido (llaves de paso), codos, tapones donde corresponda y otros.
- Transporte de la grava, lavado y llenado en el humedal con grava
- Prueba hidrostática para ver el funcionamiento del humedal mediante agua limpia para detectar estancamientos y poner a funcionar con el agua residual doméstica.
- Siembre de la especie emergente *Zantedeschia aethiopica* (Cartucho).

Instalación del Humedal de Flujo Libre o Superficial (HFS).

El siguiente procedimiento es elaboración propia con referencia de Lara (1999).

- Trazo, replanteo y limpieza del área a utilizar.
- Se toma como propuesta un reservorio de geometría rectangular, debido a que la construcción es menos tediosa.
- Transporte del material de trabajo
- Conexión de la tubería del humedal (HFSSH) al humedal (HFS).
- Excavación para el humedal en forma manual.
- Verificación de las medidas del diseño de FWS, largo, ancho y profundidad.
- Construcción del humedal artificial de flujo libre, revestirlo con dos capas gruesa de plástico para evitar las filtraciones.
- Instalar las tuberías de acuerdo al diseño, con sus respectivos accesorios, válvulas de cierre rápido (llaves de paso), codos.
- Prueba hidrostática para ver el funcionamiento del humedal mediante agua limpia para detectar estancamientos.
- Siembre la especie flotante *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua).
- Controlar regularmente el color, olor y desfogue del efluente.

PROCEDIMIENTO DE TOMA DE MUESTRA Y DETERMINACIÓN DEL CAUDAL

El punto de monitoreo del afluente (antes) será ubicado en el ingreso del sistema de fitorremediación, luego de pasar los colectores de agua residual doméstica y el cribado o cámara de rejas, de tal forma que los sólidos de gran tamaño no interfieran en la toma de muestra simple.

El punto de monitoreo del efluente (después) se ubicará en la salida del sistema de fitorremediación luego de ser el agua tratada, considerando las características siguientes para ubicar el punto y asegurar el monitoreo; la muestra debe ser representativa del flujo, ubicar el punto donde hay mayor mezcla y cerca del aforo, para medir el afluente el monitoreo debe ser antes del ingreso del agua.

La toma de muestras para su evaluación fue el día 11 de enero del 2019.

Procedimiento para diagnóstico de la eficiencia de remoción

Para evaluar la eficiencia de remoción del sistema de fitorremediación para tratar aguas residuales domésticas se realizará una comparación del afluente y efluente (cruda y tratada) según la ecuación 6, aplica para todos los parámetros a excepción de pH, Oxígeno disuelto y temperatura (MVCS, 2013; Vanegas & Reyes, 2017).

$DBOr = [(DBOe - DBOs)/DBOe] * 100$... Ecuación 6. Eficiencia de remoción DBO

Donde:

DBOr: Demanda Bioquímica de Oxígeno removido (%)

DBOe: Demanda Bioquímica de Oxígeno en la entrada (mg/l)

DBOs: Demanda Bioquímica de Oxígeno en la salida (mg/l)

Variables

Independiente: Sistema de fitorremediación.

Dependiente: Calidad de aguas residuales domésticas. Parámetros fisicoquímicos: Aceites y Grasas, DBO5, DQO, Temperatura, pH, SST, Color, Nitrógeno Amónico, Oxígeno disuelto, Turbidez, Conductividad. Parámetro microbiológico: Coliformes Termotolerantes.

DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

Para el presente estudio aplica el experimental porque de acuerdo a Hernández, Fernández, y Baptista (2014) se genera una situación en su contexto para ver el comportamiento de quienes son los afectados y compararlo con quienes no están involucrados, en este caso para ver la eficiencia de remoción del sistema de fitorremediación en la remoción de contaminantes fisicoquímicos y microbiológicos. Sin embargo no es un experimento puro más bien de tipo cuasi experimental, puesto que el tratamiento o grupos ya están conformados antes del experimento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

EVALUACIÓN PRELIMINAR DEL ESTUDIO

En la cámara de rejillas el día 04 de octubre del 2018 se encontró que el espaciamiento entre las barras de 10 a 15 cm, de acuerdo a Metcalf y Eddy (1995) dichas medidas permitieron que algunos sólidos obstruyan e impidan el normal funcionamiento del sistema de fitorremediación, por lo tanto en el punto de captación se agregó un filtro de PVC de 2" (Figura 2).

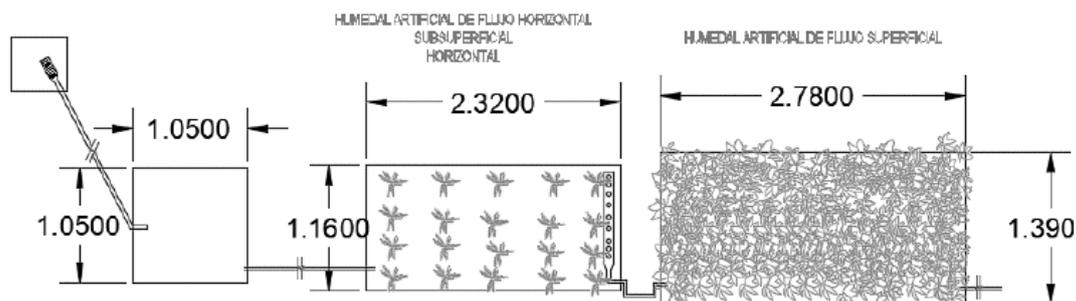


Figura 2. Dimensiones del sistema de fitorremediación (vista de planta).

El caudal máximo horario de ingreso en la PTAR existente del afluente fue 5 l/s, se reguló a escala de 5 ml/s. El punto de captación identificado en campo, es en la caja del vertedero.

Se identificó y verificó que las costumbres del centro poblado, en su mayoría suelen realizar sus necesidades básicas entre las 4:30 am – 6:00 am para salir a trabajar en el campo como la mayoría de pobladores de la región Quechua, por lo que se realizó el monitoreo en de 6:30 am – 8:00 am para lograr una muestra con mejor concentración.

Se logró identificar fuentes de agua que se usan para regadío bebidas de animales y que un posible desvío o aumento podía inundar el sistema de fitorremediación por lo que se instaló un canal de protección. También se conoció en campo un conflicto de agricultores cercanos al proyecto entre los usuarios de agua para riego, por lo que se obtuvo los permisos respectivos para evitar más conflictos. Al captar el caudal para el proyecto de la caja del vertedero el caudal sobrante podría perjudicar la infraestructura de la PTAR existente, por lo tanto se recolectó por una tubería de PVC de 4" y devuelta a las lagunas de estabilización sin problemas.

El sistema de fitorremediación a escala funcionaría a 2 metros del borde de la PTAR actual, en dicho lugar se verificó que las medidas del área del proyecto según la Figura 2, alcanzaría sin complicaciones.

De las especies vegetales se eligió la especie palustre, *Zantedeschia aethiopica* por su disponibilidad en la región, así como su adaptabilidad y su tolerancia en el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Eichhornia crassipes*, no se encontró en la región natural por lo que se optó por introducir dicha especie pues la literatura revisada lo señaló como un componente muy útil en la remoción, además por su resistencia y rápido crecimiento en bajas temperaturas (Alarcón, Ricardo, Zurita y García, 2018).

El sustrato estuvo conformado por material de soporte proveniente de una cantera cercana a la ubicación lugar de estudio, cuyas característica roca caliza, dicho sustrato fue lavado por la presencia de sedimentos, limo y arcilla. El volumen para su llenado fue 1.3 m³, en 24 carretillas llenadas en 5/6 de su volumen total igual a 54 litros.

Los Límites Máximos Permisibles dictan los parámetros, así mismo se suman los parámetros para evaluar el funcionamiento; N-NH₃ (Silva, 2002), OD (Montoya, Ceballos, Casas y Morató, 2010), Color (Luna y Aburto, 2013), Turbiedad (Marín, Solís, López, Bautista y Romellón, 2016) y conductividad (Quintero, 2014).

DISEÑO DEL SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN

En la Tabla 1 así como en la Figura 2 se detallan las características del diseño del sistema de tratamiento mediante fitorremediación, a escala real y piloto, para el humedal subsuperficial horizontal mediante tratamiento secundario y para el humedal superficial mediante el tratamiento terciario.

El criterio para el diseño a escala es a partir del volumen y el caudal máximo horario debido a la influencia en el tiempo de retención.

Tabla 1. Diseño del sistema de fitorremediación

Nivel de tratamiento	Unidad de tratamiento	Escala Real	Escala Piloto – 1/1000	Tiempo de retención
Caudal ingreso real = 432 m ³ /día = 5l/s		Caudal ingreso escala piloto = 60ml/12s = 5ml/s		
Secundario	Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal	H= 1.5m	H= 0.50m	3.1 días
		L= 42.22m	L= 2.32m	
		A= 21.11m	A= 1.16m	
		V= 1336.896	V= 1.34m ³	
Terciario	Humedal de Flujo Libre	H= 1.33m	H=0.40	3.2 días
		L= 54m	L=2.78m	
		A= 27m	A= 1.39m	
		V= 1931.625	V= 1.932m ³	

H= Altura; L= Largo; A= Ancho; V=Volumen

ANÁLISIS DE LOS PARÁMETROS FISIQUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS DEL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA TRATADA

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el afluente, efluente y remoción en el agua en el sistema de fitorremediación

Parámetro	Afluente	Efluente	Remoción (%)
Fisicoquímicos			
Aceites y Grasas (mg/l)	19.8	4.8	76
Color (b) (pt/Co)	56.4	37.5	34
Conductividad a 25°(us/cm)	1186.5	491.5	59
DBO ₅ (mg/l)	437	24	95
DQO (mg/l)	687.8	54.3	92
Nitrógeno Amoniacal (mg/l-NH ₃)	56.9	20.618	64
Solidos Suspendidos Totales (mg/l)	260	13	95
Turbidez (UNT)	314.4	11.93	96
Microbiológicos			
Coliformes Termotolerantes(NMP/100ml)	92000000	1700000	22

Aceites y Grasas

Los resultados muestran una gran reducción de grasas y aceite, de 19.8 mg/l en el afluente a 4.8 mg/l en el efluente doméstico, esto luego de haber tenido un tiempo de retención de 6.2 días atravesando el humedal subsuperficial horizontal y finalmente el humedal de flujo superficial.

Esto indica que el sistema de fitorremediación tuvo alta eficiencia de remoción (76% según la Tabla 2), mediante la rizodegradación han filtrado los enlaces de carbono, hidrogeno y oxígeno (Arias, Betancur, Gomez, Salazar y Hernández, 2010), que al ser retenidos en la parte superior del lecho por su densidad flotan (Huané y Rivera, 2014) y son aprovechados como nutrientes útiles para la actividad de los microorganismos aerobios que descomponen a los compuestos en metabolitos útiles para el mismo crecimiento de las plantas mediante la fitodegradación (Agudelo, Macias y Suárez, 2005). Luna & Aburto (2013) han registrado un promedio de 4 mg/l en el efluente usando este mismo esquema de humedales, muy similar al presente efluente. En cuanto al cumplimiento de la normativa nacional, el efluente cumplió con lo estipulado por el sector saneamiento que establece los límites máximos permisibles para este parámetro, aunque al comparar el afluente aparentemente no se requiere tratamiento pues ya cumplía con el límite establecido. Así mismo el efluente cumple con el estándar de calidad ambiental estipulado en el ECA riego, por lo que el sistema es apto en este parámetro.

Color (b)

El color se puede percibir de forma organoléptica, en este caso es científicamente medible y mediante la fitorremediación se ha reducido de 56.4 Pt/Co en el afluente (entrada) a 37.5 Pt/Co en el efluente de descarga (salida), su eficiencia es de nivel medio igual a 34%. Luna y Aburto (2013) han registrado un promedio de 37 mg/l en el efluente usando este mismo esquema de humedales y el valor es muy semejante. Estos resultados se deben a los componentes que conforman las sustancias húmicas, cuyo componente principal es el ácido fúlvico, tiene una proporción de 50 – 80% en el agua cuya composición es de C, H, N es 59.2%, 6.4%, 2.4% respectivamente (Arboleda, 1992).

Así mismo la reducción está relacionada con el pH como lo señala el autor antes mencionado, en este caso ha disminuido. En cambio con la turbiedad el pH no varía, pues el color tiene características distintas, el tamaño de las sustancias coloidales del color es de 10 veces a más pequeñas que las arcillas coloidales (turbiedad), el origen del color es orgánico y el de turbiedad es mineral, así como químicamente el color tiene ácidos orgánicos y la turbiedad cristales de silicatos. Las muestras de afluente y efluente son de color verdadero y no aparente porque se removió la turbiedad mediante un filtro para su medición (Rodríguez L. D., 2018). La razón por la que no se alcanzó una alta remoción de color se debe a que los ácidos fúlvicos se generan con mayor proporción en tratamientos de remoción de materia orgánica que incluyen plantas acuáticas para la fitorremediación (Arboleda, 1992).

Conductividad

La cantidad de sales disueltas en el agua residual del afluente en el muestreo se obtuvieron 1186.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ siendo reducido por el sistema de fitorremediación a 491.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ alcanzando una remoción medianamente significativa del 59%. Esto quiere decir que los

componentes vegetales han tolerado y absorbido los iones de sales solubles adhiriéndolos a sus tejidos sin afectar el crecimiento a pesar de la gran cantidad, más aun reduciéndolos para su descarga. Sin embargo el efluente sigue siendo un conductor de electricidad indicados un contenido importante de impurezas y sales disueltas.

La conductividad es afectada la presencia de sólidos disueltos y otras impurezas. Por lo que los sólidos disueltos están en cierta forma representados por la conductividad eléctrica (Corrales y Rodríguez, 2014)

La normativa colombiana exige un límite de 1500 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en aguas para riego (Martinez, Murcia y Suarez, 2015). En el Perú no existen límites permisibles en este parámetro para su descarga de efluentes domésticos, no obstante si es importante para el ECA riego (categoría 3) que aplicándolo en el presente proyecto cumple con los estándares de calidad ambiental (Lahora, 2014).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

La cantidad de materia orgánica biodegradable es medible gracias a los valores de DBO₅, el ingreso al sistema de fitorremediación del afluente doméstico indica alta contaminación pues el valor es de 437 mg/l. Para remover esta cantidad de materia orgánica se requiere de gran cantidad de bacterias, es decir las unidades posteriores de los humedales artificiales mediante las plantas acuáticas palustres y flotantes han provisto del suficiente oxígeno a las bacterias de tal forma que el efluente ha reducido su concentración a 24 mg/l.

El resultado en términos de eficiencia de remoción del sistema de tratamiento mediante fitorremediación con un tiempo de retención aproximado de 6 días, alcanza un porcentaje muy alto (95%), según Rincón y Millán (2013), se debe el 50% aproximadamente al sustrato que actúa como medio filtrante, los espacios de la grava y las raíces medios para sedimentación, el resto es removido por el mecanismo de las bacterias de forma aerobia en los micro espacios de las raíces de las especies vegetales y complementado de forma anaerobia en el lecho sumergido por fermentación metánica y sulfato reducción (Lahora, 2014). Estos mecanismos están relacionados con la temperatura, en este caso la temperatura ha sido constante según los resultados, lo que contribuye a los mecanismos en la remoción de la DBO₅ (Martinez, Murcia y Suarez, 2015).

Al comparar otros tratamiento como el de Guio y Toscano (2018) que también utilizaron *Eichhornia crassipes* con la misma estructura, logró una remoción para DBO₅ superiores al 70% con un nivel de eficiencia un poco menor a lo obtenido en esta investigación. Comparando con la normativa del sector saneamiento, cumplió en este parámetro para hacer la descarga del efluente tratado, pues el valor obtenido fue cinco veces menor que el límite máximo permitido, a este nivel de concentración del efluente con descargas el agua fue aceptable, pues es posible su autodepuración (Guio y Toscano, 2018). No obstante, en caso se requiera usar el efluente para riego agrícola o para bebidas de animales, no es apta debido a que condicionalmente no cumple con el estándar de calidad ambiental de 15 mg/l.

Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO en el afluente tuvo una concentración de 687.8 mg/l, sin embargo en el

efluente el valor fue muy distinto, esto se debió a que en los humedales artificiales hubo reacciones químicas por la interacción de las bacterias y la secreción de la raíces mediante la fitoestimulación permitieron reducir la DQO a un nivel bajo igual a 54.3 mg/l en el efluente. Además, según Palta & Morales (2013), la materia orgánica mediante el oxígeno y las reacciones químicas como el intercambio de gases debido a los tejidos aeronquimáticos de las especies *Zantedeschia aethiopica* y *Eichhornia crassipes*, sumado a las bacterias, actuaron como catalizadores alimentan a las plantas con el CO₂ y este recíprocamente vuelve el O₂ mediante la fotosíntesis por las raíces.

El material filtrante, la grava y el tiempo de retención también fueron importantes para alcanzar una remoción de 92%, muy similar al comportamiento de DBO₅ (Lahora, 2014), así mismo la relación DQO/DBO en el efluente fue 2.26. En cuanto a la comparación con la normativa ambiental, la DQO estuvo muy relacionada con la DBO₅ tanto en la eficiencia de remoción como al comparar con los límites máximos permisibles fueron similares, en esta caso el efluente fue cuatro veces menor que el límite por lo que no hubo problema para realizar la descarga y usar el tratamiento planteado. Sin embargo si se requiere reutilizar para riego agrícola no es posible pues no cumple con los estándares de calidad ambiental (40 mg/l) estipulados por el sector ambiental nacional.

Nitrógeno amoniacal

Los resultados muestran en el afluente una fuerte concentración de nitrógeno en forma de nitrógeno amoniacal (NH₃) fue 56.9 mg/l, dicho valor de acuerdo a Metcalf y Eddy (1995) lo caracteriza como una concentración más que fuerte, eso significa que ingresa al tratamiento una concentración elevada de orina (procedentes de proteínas y aminoácidos) que a la vez es fuente de fertilizante para las especies vegetales, y un gran reductor de oxígeno disuelto, debido a la oxidación de la materia orgánica nitrogenada.

Los humedales artificiales, mediante fitorremediación, el nitrógeno amoniacal (20.6 mg/l) fue reducido mediante nitrificación, por acción de las bacterias *Nitrobacter* para descomponerlo en nitrato (NO₃), seguidamente fue tomado por las raíces como un nutriente esencial o Nitrato; y mediante la desnitrificación por acción de *Bacillus* y *Pseudomonas* presentes en agua residual que vuelven a la atmósfera en forma de N₂, y tomado nuevamente por las plantas. Sin embargo, como el medio acuático se mostró en su fase inicial aerobio, y mayormente anaerobio, este último de acuerdo a Londoño y Marín (2009) no permitió que se logre reducir el total de nitrógeno amoniacal, pues se ha alcanzado una remoción mediamente alta (64%). Silva (2002) señala que solo un 10% se remueve de forma directa con las especies vegetales y siempre se necesita cosecharlas. El sustrato también influye en la adsorción débil del ion amonio, que depende mucho del pH y la concentración del mismo en el agua (Peña y Infante, 2012). Existe un estudio de humedales verticales, demuestra que el nitrógeno amoniacal representa el 87% del nitrógeno total en agua residual domestica (Rodríguez, Reyes, Jácome, Molina y Suárez, 2013).

En cuanto corresponde al análisis del cumplimiento normativo, el sector ambiental exige el cumplimiento del nitrógeno amoniacal a 6.8 mg/l para cuerpos de aguas como ríos, que en este caso no cumpliría, sin embargo es discutible pues el muestreo es para LMP y no para ECA pues la muestra no ha sido tomada a la distancia que recomienda el protocolo después de la mezcla. En consecuencia se necesita conocer el caudal de la quebrada para estimar el ECA real.

Temperatura

El monitoreo del afluente se hizo *in situ* mediante un termómetro de alcohol vertical, llegando a medir 18 °C con una diferencia de 7 °C más que la temperatura ambiental. Esto debido a la actividad microbiana en el agua residual doméstica (Gómez, 2017), así mismo dicha temperatura es tolerable para las especies vegetales, *Zantedeschia aethiopica* que crece óptimamente entre 12 y 23 °C (Gualli y Orlandomena, 2017) y *Eichhornia crassipes* de 15 a 18 °C (Cruz *et al.*, 2016), cuando la temperatura está por debajo de los 10° C puede detener o afectar el crecimiento vegetativo (Gómez, 2017).

El resultado del efluente (después del tratamiento) mostró que la temperatura del agua residual disminuyó a 16 °C, 2 °C menos que el afluente. La disminución de la temperatura en el agua fue influenciada por el factor climático, pues la región natural Quechua suele tener sensación fría por las noches como un cambio brusco con respecto a la temperatura del día (MINEDU, 2015), el muestreo *in situ* se realizó a horas 6:30 am cuando la noche recién terminaba, los 11°C de temperatura ambiental explicó la disminución.

La temperatura estuvo en un rango aceptable científicamente para la descarga del efluente a cuerpos de agua, garantizando la vida acuática en los cuerpos receptores. En cuanto a los resultados de remoción de DBO₅, N-NH₃ y SST en la fitorremediación se pudo ver que la temperatura ha influenciado significativamente en la remoción, así mismo como en el crecimiento de las macrofitas, además de acuerdo a Martínez, Murcia y Suarez (2015) cuando la temperatura tiene cambios descendientes los rizomas y estolones permiten la supervivencia de la planta.

La normativa peruana en el sector saneamiento indica que es permisible la descarga hasta los 35 °C, por lo que el cumplimiento fue positivo. En el caso de que se requiera reaprovechar el efluente para regadío en la agricultura el sector ambiental mediante el ECA, aclara que no debería sobrepasar una variación mayor o menor de 3 °C con referencia a la temperatura promedio anual, que según lo registrado por el SENAMHI es igual a 15.46°C y comparado con lo antes mencionado se encuentra que está dentro del rango, por lo que con respecto a este parámetro para el ECA riego también se cumple.

Potencial de hidrogeno (pH)

El pH cuyo resultado del afluente (antes) fue 7.98 pH, ligeramente alcalino (8-14). Así mismo, el efluente (después) mostró una optimización gracias al tratamiento de fitorremediación, ya que su valor fue neutral (7.07 pH), este resultado mostró que el pH ha sido favorable para la disponibilidad de nutrientes a los microorganismos que permitieron controlar los procesos biológicos como la fotosíntesis y respiración vegetal de las macrofitas en los humedales artificiales, la reducción se explicó por la muerte mínima de vegetales desprendidos presentes en la fitorremediación, ya que tienden acidificar el pH por lo que han reducido el pH básico en mínima parte del afluente, acercando a la neutralidad.

La normativa ambiental del sector ambiental y del sector saneamiento indican un rango de pH a favor entre 6.5 a 8.5. Es decir tanto para el LMP y ECA riego cumplen significativamente con el parámetro de potencial de hidrogeno (pH), por lo que en cuanto a este parámetro es posible reutilizar el efluente para regadío y para hacer la descarga aun cuerpo de agua, además de ser un buen indicador del desempeño del tratamiento de las aguas residuales domésticas.

Sólidos Suspendidos Totales

Al comparar el afluente con el efluente en cuantos a los sólidos suspendidos totales se encuentra cambios notorios de valores iguales a 260 mg/l y 13 mg/l respectivamente, esto significa que gracias a la fitorremediación de los humedales en serie mediante el medio filtrante (la grava) y la rizósfera de la *Zantedeschia aethiopica* y *Eichhornia crassipes* que han alcanzado alta densidad han retenido los sólidos suspendidos totales para que actúen como soporte para las bacterias degradadoras, evitando incluso el taponamiento de los conductos, la eutrofización, el aumento de turbidez y color.

Mediante la fitoextracción y rizofiltración se logró absorber y filtrar alto porcentaje de sólidos suspendidos de la columna de agua usando la especie *Eichhornia crassipes* en el humedal de flujo superficial.

El total el nivel de eficiencia alcanzado por el tratamiento de fitorremediación para SST resultado muy alta llegando a remover el 95% del total después de haber ingresado al tratamiento.

En cuanto al cumplimiento de los Límites Máximos Permisibles (LMP) el efluente arroja un valor muy por debajo de los 150 mg/l, 11.5 veces menor que lo permitido; así mismo en los cuerpos de agua para ríos solo se permite 100mg/l, lo cual el presente tratamiento permite que el efluente cumple eficientemente, siendo aunque el punto de monitoreo no es el correcto, sin embargo garantiza su cumplimiento desde su descarga.

Oxígeno Disuelto

Los resultados de 1.02 en el afluente y 0.4 en el efluente nos indican que existe un muy bajo nivel de oxígeno disuelto en el agua residual doméstica. El agotamiento del oxígeno de acuerdo a Alarcón, Ricardo, Zurita y Garcia (2018) se debe a la baja difusión y a la velocidad con la que el oxígeno es consumido por los microorganismos y las raíces para remover DQO, DBO5, Nitrógeno Amoniacal, además está afectado por la cantidad de conductividad y los grados de temperatura, la difusión en el agua del O₂ es 10'000 veces más lento que un suelo bien drenado y el suministro de oxígeno se reduce instantáneamente cuando las raíces son inundadas. A pesar del poco nivel de oxígeno, este permite la tolerancia aparente de las especies. Pues la vegetación y las bacterias dependen del oxígeno disuelto para su crecimiento y su reproducción. Los resultados muestran que el sistema de fitorremediación fue prioritariamente anaerobio, la tabla 13 muestra que de acuerdo a la condición de los valores como del afluente nos muestra que el sistema de fitorremediación trabajó a una condición Hipoxia donde organismos aerobios y especies sensibles desaparecen (Rodríguez L. D., 2018).

Aunque los resultados muestran ausencia de oxígeno se registró normal crecimiento de las macrofitas, probablemente se deba a lo señalado por Martínez, Murcia, & Suarez (2015) que hace alusión a las plantas flotantes pues estas hacen un intercambio gaseoso en forma directa con la atmósfera. Así mismo debido a la densidad elevada de la *Eichhornia crassipes* no se aportó oxigenación a las aguas por la escasa superficie de contacto, facilitando la degradación anaerobia.

El efluente de descarga es netamente anóxica aunque la normativa del sector saneamiento no contempla un límite es posible realizar su descarga a un cuerpo de agua,

sin embargo para la reutilización del efluente para riego el sector ambiental exige que la concentración de mayor o igual a 4 mg/l, por lo tanto en este parámetro se restringe el uso por no cumplir el ECA riego.

Turbidez

La turbidez es un buen indicador del proceso de tratamiento de agua residual domestica mediante la fitorremediación, el afluente presenta un alto valor de turbiedad igual 314.4, sin embargo el efluente ha sido reducido a 11.93 mg/l. Es decir el material en suspensión, las partículas coloidales e incluso el color ha sido removido fuertemente gracias al tiempo de retención que influye altamente en los procesos físicos y la acción del medio filtrante y los mecanismos de fitorremediación de las macrofitas *Zantedeschia aethiopica* y *Eichhornia crassipes*. El resultado del efluente permite tener una buena percepción óptica el tratamiento planteado así como agregar una unidad de tratamiento convencional para desinfectar el agua residual doméstica (< 100 UNT- ECA) en caso se requiera, con la garantía de evitar la generación compuestos trihalometanos y tricloroaminas, sub productos cancerígenos para la salud. Martínez, Murcia, & Suarez (2015) aclaran, cuando se requiere menor o igual a 1 UNT es necesario aplicar los procesos de tratamiento, coagulación, sedimentación y filtración.

De acuerdo a Hurtado (2016) cuando el rango de turbiedad obtenida es de 10 a 15 UNT la eficiencia se considera buena, en la presente investigación el resultado del efluente está en dicho rango, así mismo de acuerdo al cálculo el resultado de eficiencia de remoción es muy buena para la Turbiedad igual a 96%, mejor a lo conseguido por Guio & Toscano (2018) que mediante *Eichhornia crassipes* logró un 70% de remoción. Así mismo la remoción de turbiedad tiene una alta correlación con la DBO5, en la universidad de ingeniería de Lima se encontró altos niveles de remoción en turbidez y una diferencia significativa en cuanto a la remoción de DBO5 en presencia de las macrofitas con respecto a un tratamiento sin macrofitas (Martínez, Murcia, & Suarez, 2015), es decir es un indicador de calidad.

La normativa en el sector saneamiento no restringe en este parámetro para la descarga en cuerpos de agua de las PTAR domésticas, sin embargo el sector ambiental recomienda no sobrepasar los 100 UNT para aguas superficiales destinadas para recreación, es decir es posible verter el efluente tratado a dichos cuerpos de agua.

Coliformes Termotolerantes

La presencia de Coliformes Termotolerantes siempre han significado un problema fuerte de resolver, en esta investigación el afluente tiene una concentración de $9.2 \times 10^7/100\text{ml}$, representa un indicador alto de contaminación fecal, sin embargo mediante el uso de las macrofitas *Zantedeschia aethiopica* y *Eichhornia crassipes* en los humedales artificiales se ha logrado reducir a $1.7 \times 10^6/100\text{ml}$, es decir se ha reducido una unidad de logarítmica para Coliformes Termotolerantes mediante el proceso de rizo filtración de las plantas ya mencionadas, lo que significa una baja remoción.

Las plantas mediante sus raíces adsorben metales y aumentan el pH del agua, eso crea un ambiente de destrucción de algunos microorganismos patógenos, sin embargo de acuerdo a Corpas & Herrera (2012) los Coliformes Termotolerantes soportan hasta 45 °C de temperatura y solo se alcanzó de 18 a 16 °C en el sistema de fitorremediación, por tal las

remociones no pueden ser altas, además se recomienda que la grava sea muy fina para hacer la función de biofiltración.

El porcentaje de eficiencia de remoción en términos de números naturales es del 98% (aparentemente alto), sin embargo el cálculo correcto debería ser en forma logarítmica por la extensión de la cifra, en estos términos la remoción alcanza un 22% (es baja), esto significa que la grava mediante la biofiltración, el tiempo de retención y los antibióticos de la rizósfera han propiciado esta cantidad de muerte natural de los Coliformes Termotolerantes.

Para cumplir los LMP de descarga se requiere que el efluente reduzca dos (2) unidades logarítmicas más de lo que se ha reducido y tres (3) unidades logarítmicas más en caso se requiera reaprovechar el efluente para riego agrícola o bebida de animales (ECA), en este sentido el tratamiento mediante fitorremediación no es óptima pues no cumple con los estándares microbiológicos.

El sistema de tratamiento mediante la fitorremediación ha alcanzado un nivel en eficiencia de remoción bajo para el parámetro microbiológico en Coliformes Termotolerantes (20%) en la zona región natural Quechua de Cajamarca.

El color es el único parámetro físico que alcanzó un nivel medio de acuerdo al rango de eficiencia de remoción con un valor de 34%.

En el rango de buen nivel de eficiencia de remoción se encuentran los contaminantes fisicoquímicos de Conductividad, Nitrógeno Amoniacal, dichos parámetros alcanzaron remociones de 59% y 64%.

Finalmente se tiene a los indicadores de contaminación de Aceites y Grasas, DBO₅, DQO, Sólidos Suspendidos Totales y Turbidez cuyos valores según la tabla 19 alcanzaron el rango de muy buen nivel de eficiencia de remoción, pues el sistema de tratamiento implementado mediante la fitorremediación utilizando las macrofitas *Zantedeschia aethiopica* y *Eichhornia crassipes* alcanzaron remociones de 76%, 95%, 92%, 95% y 96% respectivamente, en un tiempo de retención total de 6.3 días, para un caudal de 5ml/s.

CONCLUSIONES

El sistema de fitorremediación en general alcanzó una eficiencia de remoción alta para Aceites y grasas 76%, DBO₅ 95%, DQO 92%, SST 95% y turbidez 96%. Seguidamente alcanzaron remociones de 64% y 59% para Nitrógeno amoniacal y Conductividad. Finalmente los valores más bajos de remoción fueron color con 34% y Coliformes Termotolerantes con 22%.

Al comparar y analizar los siete parámetros exigidos por el sector saneamiento para el cumplimiento de los LMP, se encontró que el único parámetro que no cumple es Coliformes Termotolerantes. Entre tanto para el sector ambiental que exige los ECA (categoría 3 y 4) cumplen en Aceites y Grasas, Color, Conductividad, temperatura, pH, SST, turbidez, y aquellos que no cumplen son N-NH₃, DBO₅, DQO, OD y Coliformes termotolerantes, no cumplen con los ECA. Por ser la DBO₅, DQO y Coliformes termotolerantes los parámetros básicos referenciales del cumplimiento de los LMP y ECA

(categoría 3 y 4), su autorización para descarga del efluente a otros cuerpos debería restringirse así como limitar su reúso para fines agrícolas y bebidas de animales.

Los parámetros que no lograron con la remoción para el cumplimiento del LMP y ECA, nos determina que hace falta la implementación de un tratamiento primario para obtener mayores resultados y una eficiencia esperada para lograr que la autorización de la instalación de este sistema de tal forma que permita su normal descarga del efluente o reúso del mismo para el riego agrícola.

Agradecimientos

A los señores; Lizandro Lozano, Artemio Lozano, Nilo Nuñez, Roberto Nuñez, Elmer Nuñez (Mi padre), Lucino Galindo por su apoyo en la mano de obra y experiencia en mejora de las ideas para la ejecución correcta del proyecto. Al profesor Julio Fernández y familia por la donación del material de sustrato (grava). Al señor Hugo Gil, Cristóbal Mestanza y Abner Nuñez por su apoyo en la movilidad para el muestreo. A mis asesores Mg. Nemias Saboya y Mg. Milda Cruz por su tutoría y tiempo. Al Sr. Víctor Saldaña por todo el apoyo. A Abdías por su colaboración en todo momento. A mi madre por todo lo hecho. Finalmente a Dios por darme las fuerzas, la inteligencia, los recursos, la salud, para lograr este objetivo.

Referencias

- Agudelo, L. M., Macias, K. I., & Suárez, A. J. (2005). Fitorremediación: la alternativa para absorber metales pesados de los biosólidos. *Rev. Lasallista de Investigación*, vol. 2, núm. 1, 57-60.
- Alarcón, H. M., Ricardo, H. H., Zurita, F., & García, P. A. (2018). Humedales de tratamiento: alternativa de tratamiento de aguas residuales aplicable en América Latina. *Pontificia Universidad Javeriana*, 33-44.
- Arboleda, V. J. (1992). *Teoría y práctica de la Purificación del agua*. Colombia: Ed. Acodal.
- Arias, S., Betancur, F. y., Gomez, G., Salazar, J. P., & Hernández, M. L. (2010). Phytoremediation with artificial wetlands for the treatment of swine wastewater. *Dialnet*, 14-24.
- Castañeda, S. L. (2016). Revisión de principales investigaciones realizadas en humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas en Latinoamérica. *Ecosistemas*, 83-89.
- Corrales, D. A., & Rodríguez, M. L. (2014). Remoción de patógenos con humedales construidos para aprovechamiento de aguas lluvias en la Pontificia Universidad Javeriana. *Pontificia Universidad Javeriana*, 8-53.
- Corpas, J. E., & Herrera, O. F. (2012). Reducción de Coliformes y *Escherichia coli* en un sistema residual lácteo mediante microorganismos benéficos. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 67-76.
- Cruz, M., Carbo, N., Gonzales, J. L., Tito, G. M., Depaz, K., Torres, S., . . . Quispe, W. (2016). Tratamiento De Las Aguas De La Laguna “Mansión” Mediante La Especie *Eichhorniacrassipes*, Para El Riego De Áreas Verdes En La Universidad Peruana Unión . *IOSR Journal of Agriculture and Veterinary Science*, 53-65.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., & Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Cochabamba: Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA).
- ENDES, E. D. (2018). *Cajamarca: Encuesta Demográfica y de Salud Familiar 2017*. Lima: INEI.
- Figueroa, G. J. (2002). Evaluación de *Zantedeschia aethiopica* como planta emergente en pantanos de flujo horizontal de subsuperficie para el tratamiento de aguas residuales. *Univ. Autón. Chiapas*, 1-6.
- Fronza, M. (24 de Diciembre de 2018). *Plantas Palustres*. Obtenido de <https://www.fronza.com/plantas-palustres>.
- Gallegos, J. (1999). Evaluación Alcatraz (*Zantedeschia aethiopica*) como Planta Emergente en

un Pantano Tipo Flujo Horizontal de Subsuperficie para el Tratamiento de Aguas Residuales de una Granja Porcícola. Universidad Virtual del Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, 1-50.

Gómez, L. Y. (2017). Evaluación de la eficiencia de Humedales artificiales verticales empleando *Cyperus alternifolius* y *Chrysopogon zizanioides* para el tratamiento de aguas residuales servidas. Lima: Universidad Agraria la Molina.

Gualli, C. A., & Orlandomena, M. A. (2017). Evaluación de los efectos ecotoxicológicos del cromo hexavalente, mediante bioensayos en *Zantedeschia aethiopica* y *Helianthus annuus*. Escuela Superior Politécnica del CHIMBORAZO, 1-131.

Guio, A. D., & Toscano, H. J. (2018). Fitorremediación en humedal artificial con *Eichhornia crassipes* para remoción de materia orgánica en muestras de agua del canal albina en Bogotá. 1-30.

Hernández, M. E. (2012). Los humedales y su papel para limpiar el agua y recuperar su calidad. Instituto de Ecología, 1-6.

Hernández, R., Fernández, C., & Baptista, P. (2014). Metodología de la investigación. Journal of Chemical Information and Modeling.

INEI, I. N. (01 de Septiembre de 2018). Directorio Nacional de Centros Poblados 2017. Obtenido de https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1541/index.htm

Jamanca, G. R. (2017). Eficiencia en la remoción de nutrientes (n, p) y sólidos suspendidos empleando la especie *Zantedeschia aethiopica* (cartucho) aplicado en el humedal de flujo horizontal piloto; en el centro poblado tuyu ruri-marcará. UNIVERSIDAD NACIONAL SANTIAGO ANTUNEZ DE MAYOLO, 1-147.

Jaramillo, M. d., & Flores, E. D. (2012). Fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales *Lemnaminor* (Lentejuela de agua) y *Echirnia crassipes* (Jacinto de agua) en aguas residuales producto de la actividad minera. Universidad Politécnica Salesiana, 1-76.

Lahora, A. (2014). Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: la EDAR de los Gallardos (Almería). Gestión de Aguas del Levante Almeriense, S.A., 99-112.

Lallana, V. H. (1997). LAS PLANTAS ACUATICAS DEL RIO PARANA Su importancia en el ecosistema. V.H. Lallana, 1-3.

Lara, J. (1999). Depuración de Aguas Residuales Municipales con Humedales Artificiales. Universidad Politécnica de Cataluña, 1-122.

Londoño, C. L., & Marín, V. C. (2009). Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética. Universidad Tecnológica de Pereira, 1-70.

Luna, P. V., & Aburto, C. S. (2013). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutrofización del lago del Bosque de San Juan de Aragón. TIP Rev.Esp.Cienc.Quím.Biol., 32-55.

Martelo, J., & Lara, J. B. (2012). Macrofitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: una revisión del estado de arte. Ingeniería y Ciencia, ing. cienc., 221-243.

Martinez, R. M., Murcia, I. D., & Suarez, B. Y. (2015). Evaluación de un sistema de biorremediación de aguas residuales porcícolas en la finca el porvenir, vereda Suncunchoque, sector la Laja, Ubate – Cundinamarca, para su reutilización con fines agroambientales. Corporación Universitaria Minuto de Dios, 1-127.

Mendoza, G. Y. (2013). Fitorremediación como alternativa de tratamiento para aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha (Colombia). Memorias III Seminario Internacional de Ciencias Ambientales SUE-Caribe, 39-41.

Mentaberry, A. (2011). Fitorremediación. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires.

Metcalf, & Eddy, I. (1995). Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización. Mexico: Mc Graw Hill.

MINEDU, M. d. (2015). Orientaciones para el uso de las unidades didácticas y sesiones de aprendizaje Educación Primaria-Dotación 2016. Lima: Corporación Gráfica Navarrete S.A.

Montoya, J., Ceballos, L., Casas, J., & Morató, J. (2010). Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial usando tres especies de macrófitas. Revista EIA, 75-84.

MVCS, M. d. (Setiembre de 2013). Programa Nacional de Saneamiento Rural - PNSR. Obtenido de http://pnsr.vivienda.gob.pe/portal/wp-content/files_mf/PUBLICACIONES%20INSTITUCIONALES/Folleto.pdf

Noyola, A., Morgan, J. M., & Patricia, L. (2013). Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales: Guía de apoyo para ciudades medianas y pequeñas. México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Nuñez, R. (2016). Tratamiento de aguas residuales domésticas a nivel familiar, con Humedales Artificiales de flujo subsuperficial Horizontal, mediante la especie macrófita emergente *Cyperus Papyrus* (Papiro). Universidad Peruana Unión, 1-150.

Palta, G. H., & Morales, S. V. (2013). Fitodepuración de aguas residuales domésticas con Poaceas: *Brachiaria mutica*, *Pennisetum purpureum* y *Panicum maximum* EN EL MUNICIPIO DE POPAYÁN, CAUCA. Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial, 57-65.

Polo, R., Flores, J., Huamán, M., Gregorio, C., & Poma, C. (2017). Efectividad de UBS (unidad básica de saneamiento) empleando humedales artificiales con especies nativas en la depuración de aguas residuales en el centro experimental Tuyu Ruri – Marcará, para reúso de agua en riego año 2016-2017. Universidad Nacional Santiago Antúnez De Mayolo, 1-62.

Poveda, R. A. (2014). Evaluación de especies acuáticas flotantes para la fitorremediación de aguas residuales industrial y de uso agrícola previamente caracterizada en en Cantón Ambato, provincia de Tungurahua. Universidad Técnica de Ambato, 1-86.

Quintero, C. J. (2014). Pilot Assessment Flow Wetlands and Type Horizontal Surface ilot Assessment Flow Wetlands and Type Horizontal Surface. Ingenium, 85-111.

Rabat, J., & Trapote, A. (2016). Análisis de los modelos de diseño de los sistemas naturales de depuración. Universidad de Alicante, 1-112.

Rincón, J., & Millán, N. (2013). Evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales de la universidad libre. Universidad Libre, 1-68.

RNE, R. N. (2006). Planta de tratamiento de aguas residuales. Norma OS.090.

Rodríguez, L. D. (17 de Mayo de 2018). Calidad de Agua. Obtenido de <https://www.youtube.com/watch?v=1tBbSqYqtPQ&index=1&list=PLZ0UFciczQg7ednr8NQ7tFGeYx9TUe8GC>

Quintero, C. J. (2014). Pilot Assessment Flow Wetlands and Type Horizontal Surface ilot Assessment Flow Wetlands and Type Horizontal Surface. Ingenium, 85-111.

Rabat, J., & Trapote, A. (2016). Análisis de los modelos de diseño de los sistemas naturales de depuración. Universidad de Alicante, 1-112.

Rincón, J., & Millán, N. (2013). Evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales de la universidad libre. Universidad Libre, 1-68.

RNE, R. N. (2006). Planta de tratamiento de aguas residuales. Norma OS.090.

Rodríguez, L. D. (17 de Mayo de 2018). Calidad de Agua. Obtenido de <https://www.youtube.com/watch?v=1tBbSqYqtPQ&index=1&list=PLZ0UFciczQg7ednr8NQ7tFGeYx9TUe8GC>

Schmidt-Mumm, U. (1998). Vegetación acuática y palustre de la sabana de Bogotá y plano del río Ubaté: ecología y taxonomía de la flora acuática y semiacuática. Univ. Nac. de Colombia, 1-180.

SIAR, S. d. (05 de Mayo de 2018). Indicadores Nacionales sobre Agua y saneamiento. Obtenido de siar.regioncajamarca.gob.pe: <http://siar.regioncajamarca.gob.pe/indicador/1483>

Silván, R., Ocaña, G., Marguilis, R., Barajas, J., & Cerino, M. (2016). Evaluation of free flow and subsurface wetlands in wastewater pollutant removal using different vegetation macrophyte species. Interciencia, 40-47.

Silva, V. J. (2002). Humedales Construidos. Universidad del Valle: Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente.

Urrutia, E. J., Sánchez, G. P., Pauchard, C. A., & Hauenstein, B. E. (2017). Flora acuática y palustre introducida en Chile. Concepción: Laboratorio de Invasiones Biológicas, Universidad de Concepción.

Valderrama, L. T. (1996). Uso de dos especies de macrófitas acuáticas, *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* para el tratamiento de aguas residuales agro industriales. VNIVERSITAS SCIENTIARUM, 84-97.

Vanegas, C., & Reyes, R. (2017). Carga superficial máxima en lagunas de estabilización facultativas de nicaragua. Nexo Revista Científica, 1-18.

Velásquez, J. (1994). Plantas acuáticas vasculares de Venezuela. Caracas: Anauco Eds. CA