



Biotempo (Lima)



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

PASSIVE MINERAL TREATMENT SYSTEM BEFORE THE ESTIMATED SUSTAINABLE ENVIRONMENTAL COST IN THE OXIDATION LAGOON ANGOSTURA LIMÓN, ICA, PERU

SISTEMA DE TRATAMIENTO MINERAL PASIVO ANTE EL COSTO AMBIENTAL SOSTENIBLE ESTIMADO EN LA LAGUNA DE OXIDACIÓN ANGOSTURA LIMÓN, ICA, PERÚ

George Argota-Pérez^{1,*} & José Iannacone^{2,3}

¹ Centro de Investigaciones Avanzadas y Formación Superior en Educación, Salud y Medio Ambiente "AMTAWI". Puno, Perú. george.argota@gmail.com

² Escuela Universitaria de Postgrado. Grupo de Investigación Sostenibilidad Ambiental (GISA). Facultad de Ciencias Naturales y Matemática (FCCNM), Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA), Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV). Lima, Perú.

³ Laboratorio de Parasitología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Ricardo Palma (URP).

*Corresponding author: george.argota@gmail.com

ABSTRACT

Effluent pollution in oxidation ponds continues to be an environmental problem for which the search for practical solutions is required. The aim of the present study was to evaluate a passive mineral treatment system at the estimated sustainable environmental cost in the Angostura Limón oxidation lagoon, Ica-Peru. Through random probabilistic sampling, the following were measured from July to December 2018 in effluent (without treatment and with treatment): biochemical oxygen demand (BOD₅), phosphate (PO₄³⁻), nitrite (NO₂⁻), nitrate (NO₃⁻), and ammonium (NH₄⁺). With the values of the physicochemical parameters, the relative sustainable environmental cost (COASOR) was estimated through a ratio between the evaluation cost (COA) and the cost of regulatory prevention (CONP). The removal percentage was calculated according to the environmental treatment system that was applied. Only the DO complied with the regulations where the COASOR estimate was 0.3 for the effluent without treatment and with treatment indicating that the resource was relative non-sustainable. A removal percentage of 33.33% was obtained, so it was considered inefficient where the treatment order was: NH₄⁺ > BOD₅ > DO > PO₄³⁻ = NO₂⁻ = NO₃⁻. It was concluded that the wastewater that affects the limited use value and the passive environmental mineral treatment system was effective for the BOD₅, although it did not comply with the recommendations.

Keywords: environmental cost – ecotoxicological prediction – oxidation lagoon – physico-chemical parameters

RESUMEN

La contaminación de efluentes en las lagunas de oxidación continúa siendo un problema ambiental donde se requiere la búsqueda de soluciones prácticas. El objetivo del estudio fue evaluar un sistema de tratamiento mineral pasivo ante el costo ambiental sostenible estimado en la laguna de oxidación Angostura Limón, Ica-Perú. Mediante un muestreo probabilístico aleatorio se midió desde julio a diciembre del 2018 en el efluente (sin tratamiento y con tratamiento), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), fosfato (PO_4^{3-}), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y oxígeno disuelto (OD). Con los valores de los parámetros físico-químicos se estimó el costo ambiental sostenible relativo (COASOR) mediante un cociente entre el costo de evaluación (COA) y el costo de prevención normativo (CONP). Se calculó el porcentaje de remoción según el sistema de tratamiento ambiental que se aplicó. Solo el OD cumplió con lo reglamentado donde la estimación del COASOR fue de 0,3 para el efluente sin tratamiento y con tratamiento indicándose que, el recurso fue no sostenible relativo. Se obtuvo un porcentaje de remoción del 33,33% por lo que se consideró poco eficiente donde el orden de tratamiento fue: $NH_4^+ > DBO_5 > OD > PO_4^{3-} = NO_2^- = NO_3^-$. Se concluyó que, las aguas residuales mostraron concentraciones no deseadas siendo su valor de uso limitado y el sistema de tratamiento mineral ambiental pasivo fue eficaz para la DBO_5 aunque no se logró cumplir con lo recomendado.

Palabras claves: costo ambiental – laguna de oxidación – parámetros físico-químicos – sistema de tratamiento

INTRODUCCIÓN

El crecimiento poblacional, demanda más agua potable y recreacional, pero la contaminación antropogénica afecta su suministro (Pritchard *et al.*, 2010; Sato *et al.*, 2013). Por lo general, en las plantas de tratamientos ocurren procesos complejos debido a los volúmenes de agua que reciben y la calidad ambiental que se exige antes del vertimiento (Verbyla *et al.*, 2016). Las plantas de tratamientos convencionales, no están diseñadas para la remoción de todo tipo de contaminante (Lee & Dhart, 2012; Feria & Martínez, 2014; Pal *et al.*, 2014) generándose una baja eficiencia de tratamiento; y por ende, limitación en el valor de uso de los efluentes (Argota *et al.*, 2016).

En su inmensa mayoría, los sistemas de tratamientos urbanos se basan en lagunas de oxidación (Robert *et al.*, 2009; Huber *et al.*, 2016), siendo esta tecnología la práctica de gestión alternativa para la mitigación de los efectos que ocurren en las aguas receptoras superficiales (Ivanovsky *et al.*, 2018). Aunque, las lagunas de oxidación son sistemas de tratamiento con cierta simplicidad, los procesos y/o mecanismos de transformación de la carga dispuesta resultan complejos pues, implican desde la propia sedimentación hasta la digestión, fotosíntesis y respiración, oxidación, filtración, intercambios de gases, flujo de energía y aireación (Rolim, 2000).

La diferencia entre los tipos de lagunas de oxidación está en el contenido de oxígeno disuelto pudiendo ser:

aeróbicas, aireadas con mezcla parcial, facultativas y anaeróbicas (Crites & Tchobanoglous, 2000). Una de las necesidades sociales que se requiere está en conocer, qué tipos de sistemas eco-eficientes de tratamiento ambiental podrían aplicarse; además, cuál sería el costo ambiental de sostenibilidad del valor de uso de las aguas tratadas en las lagunas de oxidación. En tal sentido, comprender la dinámica del tratamiento (Correa *et al.*, 2012) para la reutilización de las aguas (Veliz *et al.*, 2007) continúa significando la mayor responsabilidad social.

El objetivo del estudio fue evaluar un sistema de tratamiento mineral pasivo ante el costo ambiental sostenible estimado en la laguna de oxidación Angostura Limón, Ica, Perú.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó desde julio a diciembre del 2018 en el efluente de la laguna de oxidación Angostura Limón, Ica, Perú. Mediante un muestreo probabilístico aleatorio se seleccionaron las muestras sin réplicas siguiendo los protocolos de muestreo y análisis para su determinación analítica (ISO 1980, 1991, 1994).

Los parámetros físico-químicos de calidad de agua fueron: la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), fosfato (PO_4^{3-}), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y oxígeno disuelto (OD). Con los valores de los parámetros físico-químicos se estimó el costo ambiental sostenible relativo (COASOR) mediante un cociente entre el costo

de evaluación (COA) y el costo de prevención normativo (CONP) según la siguiente expresión (Argota *et al.*, 2016):

$$\text{COASOR} = \frac{\sum_i^n \text{COA}}{\sum_i^n \text{CONP}}$$

COASOR = ambiental sostenible relativo

COA = costo de evaluación (medición de cumplimiento sobre parámetros). CONP = costo de prevención normativo (número de parámetros medidos) i) observación inicial y n) observación final

La tabla 1 muestra los criterios y su puntuación (cumplimiento normativo) y luego, se establece la categoría de sostenibilidad del recurso según el cociente entre los valores hallados (tabla 2).

Tabla 1. Criterio de puntuación / costo ambiental sostenible relativo.

Criterios	Puntuación
cumple el valor establecido por la norma regulatoria utilizada	1
no cumple el valor establecido por la norma regulatoria utilizada	0

Tabla 2. Categorías del costo ambiental sostenible relativo / intervalo.

Categorías de sostenibilidad relativa *	Intervalos
recurso sostenible relativo	1,0
recurso moderadamente sostenible relativo	0,85 – 0,99
recurso ligeramente sostenible relativo	0,60 – 0,84
recurso poco sostenible relativo	0,41 – 0,59
recurso no sostenible relativo	0,00 – 0,40

Descripción de las categorías de sostenibilidad relativa.
Categorías de sostenibilidad relativa.

1. Recurso sostenible relativo: uso del recurso con muy baja probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia.
2. Recurso moderadamente sostenible relativo: uso del recurso con baja probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia donde se genera cambios muy puntuales.
3. Recurso ligeramente sostenible relativo: uso del recurso con probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia donde se genera cambios no puntuales.
4. Recurso poco sostenible relativo: uso del recurso con elevada probabilidad de daños ambientales y

para la salud pública por transferencia que generan determinadas pérdidas.

5. Recurso no sostenible relativo: uso del recurso con muy elevada probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia que resultan invalidantes.

Los resultados de los parámetros físico-químicos se compararon con el Decreto Supremo No. 004-2017-MINAM (Categoría 1: Población y Recreacional; Subcategoría A: aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable; A₂: aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional).

Para la remoción (porcentaje) del efluente se diseñó y aplicó un sistema de tratamiento mineral pasivo que consistió en arena silicatada y carbón activado granulométrico (figura 1).



Figura 1. Sistema de tratamiento mineral.

Se utilizó el programa estadístico Epidat 4.2 donde se comparó mediante la prueba t-Student las medias del coeficiente de transformación. Los resultados fueron considerados significativos cuando $p < 0,05$.

Se consideró como aspectos éticos en el estudio lo siguiente:

1. Derechos
 - a) Consideración a participar en el estudio por los autores, una vez que los objetivos y los métodos hayan sido explicados.
 - b) Necesidad social para comunicar los resultados contribuyendo a la visibilidad en la prevención de los

cuerpos hídricos.

2. Deberes
 - a) Excluir toda posibilidad de engaños indebidos o, influencia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 3 muestra los valores de parámetros físico-químicos en efluente sin tratamiento y con tratamiento donde el oxígeno disuelto y el ion amonio fueron los únicos parámetros que cumplieron con el valor límite permisible. Comparativamente, las menores concentraciones se observaron en el efluente con tratamiento.

Tabla 3. Valor de parámetros físico-químicos.

Parámetros	Efluente sin tratamiento	Efluente con tratamiento	Valor de referencia
DBO ₅	248,00	164,20	5,00
PO ₄ ³⁻	42,52	42,52	0,15
NO ₂ ⁻	55,66	55,66	3,00
NO ₃ ⁻	0,041	0,041	50,00
NH ₄ ⁺	53,27	10,36	1,50
OD	15,04	14,99	≥5,00

Ante los valores hallados de los parámetros físico-químicos se estimó el costo ambiental sostenible relativo para el efluente sin tratamiento (EST) y con tratamiento (ECT).

$$RESCO (EST) = DBO_5 (0) + PO_4^{3-} (0) + NO_2^- (0) + NO_3^- (1) + NH_4^+ (0) + OD (1) / 6$$

$$RESCO (EST) = 0 + 0 + 0 + 1 + 0 + 1 / 6$$

$$\text{RESCO (EST)} = 2 / 10$$

$$\text{RESCO (EST)} = 0,33$$

$$\text{RESCO (ECT)} = \text{DBO}_5 (0) + \text{PO}_4^{3-} (0) + \text{NO}_2^- (0) + \text{NO}_3^- (1) + \text{NH}_4^+ (0) + \text{OD} (1) / 6$$

$$\text{RESCO (ECT)} = 0 + 0 + 0 + 1 + 0 + 1 / 6$$

$$\text{RESCO (ECT)} = 2 / 6$$

$$\text{RESCO (ECT)} = 0,33$$

La tabla 4 muestra la categoría de sostenibilidad relativa correspondiente a los dos puntos y de forma similar fueron clasificados como recurso no sostenible relativo.

Tabla 4. Categoría de sostenibilidad relativa / puntos de muestreo.

Categoría de sostenibilidad relativa	Intervalo	Efluente sin tratamiento	Efluente con tratamiento
recurso sostenible relativo	1,0		
recurso moderadamente sostenible relativo	0,85 – 0,99		
recurso ligeramente sostenible relativo	0,60 – 0,84		
recurso poco sostenible relativo	0,41 – 0,59		
recurso no sostenible relativo	0,0 – 0,40	0,33	0,33

La tabla 5 muestra, el área, peso y tiempo de filtración transcurrido por cada gavetero del sistema de tratamiento mineral donde los residuales tratados permanecieron menor tiempo en el carbón activado.

Tabla 5. Área, peso y tiempo de filtración / gaveteros del sistema de tratamiento mineral.

Tipo de gavetero	Volumen inicial (L)	Área (cm)			Peso (Kg)	Tiempo de filtración (min)		
		ancho	largo	altura		inicio	final	total
Arena silicatada	5,0	85,0	85,0	16,0	5,0	10:35	11:05	30
Carbón activado		85,0	85,0	10,0	3,0	10:06	10:21	15

La tabla 6 muestra el porcentaje de remoción según los valores reportados en el punto 2 (correspondiente al tratamiento) donde no hubo variación en algunos parámetros.

Tabla 6. Porcentaje de remoción de parámetros físico-químicos.

Parámetros	Efluente sin tratamiento	Efluente con tratamiento	% remoción
DBO ₅	248,00	164,20	33,79
PO ₄ ³⁻	42,52	42,52	0,00
NO ₂ ⁻	55,66	55,66	0,00
NO ₃ ⁻	0,041	0,041	0,00
NH ₄ ⁺	53,27	10,36	80,55
OD	15,04	14,99	0,33

Hall & Klitgaard (2012) señalan que, la transformación de materiales es el resultado de todas las formas de producción e intercambio económico, lo que a su vez requiere energía y aunque la sociedad necesita desarrollar productos más seguros y biodegradables, persisten en las aguas, elementos generados por la actividad antropogénica (Toccalino *et al.*, 2012; Gatto *et al.*, 2014).

En este contexto, si bien se reconoce que, el número de plantas de tratamientos para aguas residuales está en las prioridades de gestión para los tomadores de decisiones; por otro lado, el índice demográfico a nivel mundial está creciendo de modo que, la carga contaminante tributaria, quizás sea mayor al tiempo requerido para el tratamiento potable de las aguas donde el efluente cuando es pobremente tratado puede ocasionar efectos indeseables (Magni *et al.*, 2018) y en este estudio, las concentraciones halladas, así lo demostrarían.

En ciertas ocasiones, realizar comparaciones con otros estudios podría resultar limitante debido a, las variables que incorporan determinadas fórmulas. Por ejemplo, Pearce & Turner (1990) indicaron para valorar el costo ambiental con relación al uso y disponibilidad futura del recurso (estimándose igualmente para las aguas) la siguiente ecuación:

$$PO = ECE + VO$$

- PO = opción a pagar
- ECE = excedente del consumidor esperado
- VO = valor de opción

Otro estudio, interpreta la posible sostenibilidad ambiental mediante el gasto de protección ambiental el cual, relacionó el gasto de protección público sumado al gasto de protección privado (CEPAL, 2015):

$$GPA = GPA_{\text{público}} + GPA_{\text{privado}}$$

Las expresiones anteriores no consideran, la calidad físico-química de los efluentes por lo que, Byappanahalli *et al.* (2012) y Young *et al.* (2016) sugieren cómo necesidad, mostrarse datos que refieran las condiciones de tratamientos, además, de posibles controles para los agentes microbiológicos patógenos (Shah *et al.*, 2012).

Del mismo modo, el entendimiento sobre la sostenibilidad sigue siendo argumentado por algunas herramientas metodológicas en la contabilidad de la gestión ambiental (Burritt, 2004). Sin embargo, las expresiones anteriores no conciben de forma directa, la determinación de los parámetros de calidad físico-químicos por cuanto, la

subjetividad de los actores involucrados podría influir en la necesidad objetiva de transformación sobre el problema de la contaminación de los efluentes. Cualquier monitoreo de la calidad de parámetros físico-químicos, es fundamental para conocer, el funcionamiento sobre el tratamiento (Alex *et al.*, 2008) de la laguna de oxidación. El ion amonio y el oxígeno disuelto fueron los que se encontraron en el valor permisible por la norma reguladora, lo cual representó el 33,33%. Esta es una situación preocupante y más, al considerarse la ubicación del Departamento de Ica en un área geográfica semi-desértica con limitación de recursos hídricos donde la tendencia a nivel global, ya es la reutilización de las aguas residuales (BIO by Deloitte, 2015).

La materia orgánica biodegradable (DBO₅) al ser directamente proporcional a la concentración de oxígeno disuelto (Park & Noguera, 2004), resultaría imposible eliminarse aquella que se encuentra en exceso generándose, condiciones de eutrofización (Guo *et al.*, 2013).

En un estudio sobre la reducción de la contaminación en el agua residual se indicó que, la demanda bioquímica de oxígeno estuvo entre 61,22 y 68,58 mg·L⁻¹ donde se reconoció, la necesidad de implementación sobre tecnologías eficientes para la planta de tratamiento de residuales lácteos (Herrera & Corpas, 2013). En este estudio, los valores estuvieron por encima a lo reportado.

En otro estudio donde se aplicaron humedales para mejorar la demanda bioquímica de oxígeno, se mencionó un valor de entrada de 1948 mg·L⁻¹ y al final de 249 mg·L⁻¹. Aunque hubo un porcentaje significativo, se indicó contaminación por no encontrarse el valor final en lo reportado.

Muñoz *et al.* (2012) mencionaron que, uno de los principales problemas de contaminación en los ríos de México, se debe a la presencia de materia orgánica proveniente de las actividades agrícolas, industriales y las aguas residuales de zonas urbanas y rurales. En la ciudad de Ica la actividad agrícola es abundante, pues es considerada un potencial agroexportador y donde probablemente, el uso de agroquímicos es considerable para mantener determinados cultivos como la vid.

Jie *et al.* (2018) utilizaron a la DBO₅ como parámetro para predecir la calidad ambiental del agua donde la concentración hallada fue de 87,5 mg·L⁻¹ siendo menor el valor al encontrado en esta investigación. Se refirió por parte de los autores que, es crítico el control sobre la DBO₅ para proporcionar confiabilidad en el tratamiento que se produce por cualquier sistema o planta de tratamiento.

Los niveles de fosfato al estar por encima de lo recomendado, conduce al crecimiento de algas y dependiendo de la concentración disponible, puede producirse el proceso de eutrofización. 1g de fosfato-fósforo ($\text{PO}_4\text{-P}$) genera el crecimiento de hasta 100g de algas y cuando mueren dichas algas, la descomposición ocasiona una elevada concentración de demanda bioquímica de oxígeno. Teixeira *et al.* (2013) denotan que, cuando las aguas residuales contienen fósforo se necesitan en aquellos sistemas de tratamiento como las lagunas de estabilización, un sistema postratamiento para la remoción total de este elemento y donde los reactores son excelentes tecnologías. Sandarriaga *et al.* (2009) mencionaron un porcentaje de remoción por encima del 95% con sistema en serie anaerobio, anóxico y aerobio cuyo sustrato fue de acetato de sodio y ácido acético. En un estudio realizado para remover fosfato de aguas residuales municipales se reportó valor de $1,00 \pm 0,04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ señalándose contaminación (Ávala *et al.*, 2018) y donde estuvo muy por debajo a, lo encontrado en este estudio: $42,52 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

El nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) son iones muy solubles en agua donde fácilmente, el NO_2^- se convierte a NO_3^- y su presencia en aguas residuales como razón antropogénica obedece a, la agricultura (Vitousek *et al.*, 1997). En un estudio que se realizó en dos cantones de Alajuela (Costa Rica) se reportó que, el rango del ion nitrato fue de 0 a $37,45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, destacándose valores que superaban el valor alerta indicado en el decreto N° 38924-S, establecido en $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Bolaños *et al.*, 2017). Para el presente estudio, las concentraciones fueron superiores ($55,66 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y donde se requiere, el tratamiento de los residuales de forma inmediata.

En el Departamento de Ica, actualmente su desarrollo se debe al aumento de las agroexportadoras y aunque, no se tiene evidencias sobre el uso de agrofertilizantes, es probable que se utilicen, pues las concentraciones determinadas en este estudio fueron significativamente superiores a lo recomendado. Bolaños *et al.* (2017) refieren que, existe un riesgo a la salud humana cuando las aguas se encuentran expuestas a nitritos y nitratos donde se reporta entre los posibles efectos adversos la disminución sobre el transporte de oxígeno (Figueroa & Dávila, 2004).

Los nutrientes son esenciales en el metabolismo de todo ser vivo, además, constituyen precursores de la cadena alimenticia acuática durante la estimulación del crecimiento para el fitoplancton (Boyd & Massaut, 1999) pero un exceso, ya es perjudicial porque generan

contaminaciones (Díaz *et al.*, 2003) y disminuyen la respuesta inmunológica de los organismos acuáticos induciendo a patologías que pueden conducir a la muerte de las especies así como, reducción en la habilidad de osmo-rregulación manifestándose inhibición de los ciclos reproductivos (Shimura *et al.*, 2002).

La presencia de compuestos nitrogenados en las aguas residuales también comprometen la calidad de toda una cuenca hidrográfica (Nóbrega & Pacheco, 2006). Entre los principales problemas ambientales que generan los compuestos nitrogenados están (Choudhury & Kennedy, 2005; UNEP, 2007):

1. aumento de la acidez
2. desarrollo de eutrofización y;
3. aumento de las concentraciones hasta niveles tóxicos (en aguas superficiales y subterráneas)

Por otra parte, en la literatura científica existen diversos estudios que refieren el tratamiento de las aguas residuales desde diferentes perspectivas (Lorenzo *et al.*, 2015; Molinos *et al.*, 2016; Miega *et al.*, 2009). Sin embargo, pocos señalan la eficiencia de las plantas de tratamientos incluyendo lagunas de oxidación con relación a la utilización de minerales.

En esta investigación, el tratamiento de las aguas consistió en un proceso de filtrado, cuyo tiempo total transcurrido fue de 45 min. El menor tiempo correspondió al carbón activado (15') comparativamente con la arena silicatada (30'). La eficiencia del STM fue de la siguiente manera: $\text{NH}_4^+ > \text{DBO}_5 > \text{OD} > \text{PO}_4^{3-} = \text{NO}_2^- = \text{NO}_3^-$ donde se consideró en general, poco aceptable, pues el 50% de los parámetros medidos, no varió su concentración inicial. Además, en uno de los parámetros (DBO_5) su remoción fue menor al 75%.

Comúnmente, las aguas residuales son tratadas mediante procesos biológicos y en el caso de las aguas residuales se utilizan diferentes procesos físico-químicos (Aragón *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2010). En este estudio, no se utilizó naturaleza biológica tampoco, agentes químicos que por lo general, generan costos alternativos, a pesar de ser considerados como razón necesaria para garantizar un alto porcentaje de eliminación para contaminantes no deseados, además, el tiempo involucrado en el proceso de tratamiento, resulta otra variable de interés, pues la demanda potable de agua para el uso poblacional o industrial, cada día es mayor.

El uso de minerales para el tratamiento de las aguas residuales, es ampliamente utilizado, pero sus diferentes características hacen que la eficiencia varíe. Por ejemplo, las arcillas (montmorillonita o caolinita) son muy consideradas por su alta presencia en la naturaleza, pero el carbón activado, resulta mejor aunque su costo limita en muchos casos, poder emplearlos para el tratamiento total de las aguas residuales (Bekheit *et al.*, 2011; Zhou *et al.*, 2016). Es de resaltar que, los filtros con arena garantizan la retención de contaminantes (Liu *et al.*, 2018; Egea *et al.*, 2019) y debido a la alta solubilidad de nitritos y nitratos, no pudieron ser retenidos con este tipo de tratamiento. Al parecer, tampoco se garantiza con el carbón activado quien tiene la particularidad de remover diversos contaminantes e incluso a concentraciones muy bajas (Lemus *et al.*, 2012). Aunque la solubilidad, probablemente no sea una propiedad influyente para la remoción, pues Li *et al.*, (2010) reportaron el costo de efectividad utilizando el carbón activado para remover cloro libre desde las aguas.

Los estudios en condiciones experimentales de laboratorios con el carbón activado son diversos. Por ejemplo, Guillossou *et al.* (2018) lo utilizaron como tratamiento avanzado para aguas residuales que contenían micro-contaminantes orgánicos en comparación con el tratamiento convencional donde se obtuvo más del 80% de remoción. Otro estudio que se realizó con carbón activado en sinergia con la ozonización para el tratamiento de aguas residuales textiles reportó que, el carbono orgánico disuelto se redujo en un 43,0%, la demanda química de oxígeno en 45,8 y el color en 73,0% (Wang *et al.*, 2018). Del mismo modo, el carbón activado es utilizado para la remoción de contaminantes de origen farmacéutico en las aguas residuales donde el porcentaje varía en dependencia de los antibióticos (Liu & Wong, 2013; Dixit *et al.*, 2015; Mailler *et al.*, 2015).

Se concluyó que, las aguas residuales mostraron concentraciones no deseadas siendo su valor de uso limitado y el sistema de tratamiento mineral ambiental pasivo fue eficaz para la DBO_5 , aunque no se logró cumplir con lo recomendado.

AGRADECIMIENTOS

A, Elizabeth Juliana Ramos Torres, Estudiante de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Alas Peruanas por su colaboración durante la preparación y toma de las muestras.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alex, J.; Benedetti, L.; Copp, J.; Gernaey, K.V.; Jeppsson, U. Nopens, I.; Pons, M.N.; Rieger, L.; Rosen, C.; Steyer, J.P.; Vanrolleghem, P. & Winkler, S. 2008. *Benchmark Simulation Model No. 1 (BSM1). (Technical Report)*. Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University.
- Aragónés, B.P.; Mendoza, R.J.A.; Bes, P.A.; García, M.M. & Parra, R.E. 2009. Application of multicriteria decision analysis to jar-test results for chemicals selection in the physical-chemical treatment of textile wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 164: 288–295.
- Argota, P.G.; Argota C.H. & Iannacone O.J. 2016. Costo ambiental sostenible relativo dado la variabilidad físico-química de las aguas sobre la disponibilidad de metales en el ecosistema San Juan, Santiago de Cuba-Cuba. *The Biologist (Lima)*, 14: 219–232.
- Avala, P.J.G.J.; Laos, A.A.; Verano, S.M.V. & Montoya, T.H. 2018. Remoción de nitratos y fosfatos por cepas nativas de *Chlorella* sp. (Chlorellaceae) y *Chlamydomonas* sp. (Chlamydomonadaceae) libres e inmovilizadas en aguas residuales municipales. *Arnaldoa*, 25: 499–514.
- Bekheit, M.M.; Nawar, N. & Addison, A.W. 2011. Preparation and characterization of chitosan-grafted-poly(2-amino-4,5-pentamethylene-thiophene-3-carboxylic acid N'-acryloylhydrazide) chelating resin for removal of Cu(II), Co(II) and Ni(II) metal ions from aqueous solutions. *International Journal of Biological Macromolecules*, 48: 558–565.
- BIO by Deloitte. 2015. *Optimising Water Reuse in the EU. Final report prepared for the European Commission (DG ENV), Part I*. In collaboration with ICF and Cranfield University (UK).
- Bolaños, A.J.; Cordero, C.G. & Segura, A.G. 2017. Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Tecnología en Marcha*, 30: 15–27.

- Boyd, C.E. & Massaut, L. 1999. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 20: 113–132.
- Burritt, R.L. 2004. Environmental Management Accounting: Roadblocks on the way to the green and pleasant land. *Business Strategy and the Environment*, 13: 13–32.
- Byappanahalli, M.N.; Nevers, M.B.; Korajkic, A.; Staley, Z.R. & Harwood, V.J. 2012. Enterococci in the environment. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*; 76: 685–706.
- Choudhury, A.T.M.A. & Kennedy, I.R. 2005. Nitrogen fertilizer losses from rice soils and control of environmental pollution problems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36: 1625–1639.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe) 2015. *Guía metodológica Medición del gasto en protección ambiental del gobierno general. II. Conceptos y definiciones generales para la medición del gasto en protección ambiental*. Ed. CEPAL. Santiago de Chile, Chile. pp. 17–18.
- Correa, R.G.; Cuervo, F.H.; Mejía, R.R. & Aguirre, N. 2012. Monitoreo del sistema de lagunas de estabilización del municipio de Santa Fé de Antioquia, Colombia. *Producción + Limpia*, 7: 36–51.
- Crites, R. & Tchobanoglous, G. 2000. *Sistema de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. Santa Fe de Bogotá: Ed. McGraw-Hill, Tomo 2. pp. 527–551.
- Diaz, R.J.; Nestlerode, J. & Diaz, M. 2003. *A Global perspective on the effects of eutrophication and hypoxia on aquatic biota*. In: Rupp, G. & White, M. (Eds.), *Seventh International Symposium: Fish Physiology, Toxicology, and Water Quality - Tallinn, Estonia*, pp. 1–34.
- Dixit, R.; Wasiullah, M.D.; Pandiyan, K.; Singh, U.B.; Sahu, A.; Sukla, R.; Singh, B.; Rai, J.; Kumar, P.; Lade, H. & Paul, P. 2015. Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: An overview of principles and criteria of fundamental processes. *Sustainability (Switzerland)*, 7: 2189–2212.
- Egea, C.A.; Gutiérrez, S. & Quiroga, J. Ma. 2019. Removal of emerging contaminants from wastewater through pilot plants using intermittent sand/coke filters for its subsequent reuse. *Science of the Total Environment*, 646: 1232–1240.
- Feria, D.J.J. & Martínez, A.L.E. 2014. Tratamiento de lodos de fondo de lagunas facultativas con estabilización en condiciones de laboratorio. *Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia*, 11: 113–122.
- Figueruelo, J. & Dávila, M. 2004. *Química física del ambiente y de los procesos medioambientales*. España: Reverté, S.A. 570.
- Gatto, N.M.; Henderson, V.W.; Hodis, H.N.; St. John, J.A.; Lurmann, F.; Chen J.C. & Mack, W.J. 2014. Components of air pollution and cognitive function in middle-aged and older adults in Los Angeles. *NeuroToxicology*, 40: 1–7.
- Guillossou, R.; Le Roux, J.; Mailler, R.; Vulliet, E.; Morlay, C.; Nauleau, F.; Gasperi, J. & Rocher, V. 2018. Organic micropollutants in a large wastewater treatment plant: What are the benefits of an advanced treatment by activated carbon adsorption in comparison to conventional treatment?. *Chemosphere*, 218: 1–34.
- Guo, J.; Zhang, L.; Chen, W.; Ma, F.; Liu, H. & Tian, Y. 2013. The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. *Bioresource Technology*, 133: 59–67.
- Hall, A.S.C. & Klitgaard, A.K. 2012. *Energy and the Wealth of Nations: Understanding the Biophysical Economy*, 3. Springer Science+Business Media, LLC 2012. New York.
- Herrera, A.O.F. & Corpas, I.E.J. 2013. Reducción de la contaminación en agua residual industrial láctea utilizando microorganismos benéficos. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 11: 57–67.
- Huber, M.; Welker, A. & Helmreich, B. 2016. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: occurrence, influencing factors, and

- partitioning. *Science of the Total Environment*, 541: 895–919.
- ISO (Normalization Standart International: ISO) 5667-1. 1980. *Water quality. Sampling. Part 1: Guidance on the design of sampling programmes*. Ed. ISO, Londres.
- ISO (Normalization Standart International: ISO) 5667-2. 1991. *Water quality. Sampling. Part 2: Guidance on sampling techniques*. Ed. ISO, Londres.
- ISO (Normalization Standart International: ISO) 5667-3. 1994. *Water quality. Sampling. Part 3: Guidance on the preservation and handling of samples*. Ed. ISO, Londres.
- Ivanovsky, A.; Belles, A.; Criquet, J.; Dumoulin, D.; Noble, P.; Alary, C. & Billon, G. 2018. Assessment of the treatment efficiency of an urban stormwater pond and its impact on the natural downstream watercourse. *Journal of Environmental Management*, 226: 120–130.
- Jie, Z.J.; Kang, L. & Anderson, P.R. 2018. Predicting influent biochemical oxygen demand: Balancing energy demand and risk management. *Water Research*, 128: 304–313.
- Lee, J. & Dhar, B. 2012. Bio-processing of solid wastes and secondary resources for metal extraction—A review. *Waste Management & Research*, 32: 3–18.
- Lemus, J.; Martin, M.M.; Palomar, J.; Gomez, S.L.; Gilarranz, M.A. & Rodriguez, J.J. 2012. Removal of chlorinated organic volatile compounds by gas phase adsorption with activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 211–212: 246–254.
- Li, B.; Zhang, H.; Zhang, W., Huang, L., Duan, J., Hu, J. & Ying, W. 2010. Cost effective activated carbon treatment process for removing free chlorine from water. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 5: 714–720.
- Liu, J. & Wong, M. 2013. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): a review on environmental contamination in China. *Environment International*, 59: 208–224.
- Liu, J.; Zhu, X.; Zhang, H.; Wu, F.; Wei, B. & Chang, Q. 2018. Superhydrophobic coating on quartz sand filter media for oily wastewater filtration. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 553: 1–19.
- Lorenzo, T.Y.; Vázquez, R.I.; Chanel, S.; Navarro, D.M.; Moreira, M.T. & Feijoo, G. 2015. Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA+DEA method. *Water Research*, 68: 651–666.
- Magni, S.; Gagné, F.; André, C.; Della, T.C.; Auclair, J.; Hanana, H.; Parenti, C.C.; Bonasoro, A. & Binelli, A. 2018. Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia). *Science of the Total Environment*, 631: 778–788.
- Mailler, R.; Gasperi, J.; Coquet, Y.; Deshayes, S.; Zedek, S.; Cren, O.C.; Castiser, N.; Eudes, V.; Bressy, A.; Caupos, E.; Moilleron, R.; Chebbo, G. & Rocher, V. 2015. Study of a large scale powdered activated carbon pilot: removals of a wide range of emerging and priority micropollutants from wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 72: 315–330.
- Miege, C.; Choubert, J.M.; Ribeiro, L.; Eusebe, M. & Coquery, M. 2009. Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plants e conception of a database and first results. *Environmental Pollution*, 157: 1721–1726.
- Molinos, S.M.; Sala, G.R. & Hernandez, S.F. 2016. Development and application of the Hicks-Moorsteen productivity index for the total factor productivity assessment of wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production*, 112: 3116–3123.
- Muñoz, N.H.; Suárez, S.J.; Vera, R.A.; Orozco, F.S.; Batlle, S.O.; Ortiz, X.J. & Mendiola, A.J. 2012. Demanda bioquímica de oxígeno y población en la subcuenca del río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28: 27–38.
- Nóbrega, C.C.L. & Pacheco, F.A. 2006. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de

- despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 22: 1715–1725.
- Pal, A.; He, Y.; Jekel, M.; Reinhard, M. & Gin, K.Y. 2014. Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. *Environmental International*, 71: 46–62.
- Park, H.D. & Noguera, D.R. 2004. Evaluating the effect of dissolved oxygen on ammonia oxidizing bacterial communities in activated sludge. *Water Research*, 38: 3275–3286.
- Pearce, D.W. & Turner, R.K. 1990. *Economics of natural resources and the environment*. New York, Harvester Wheatsheaf, London, 1990. 378 pp.
- Pritchard, D.L.; Penney, N.; McLaughlin, M.J.; Rigby, H. & Schwarz, K.R. 2010. Land application of sewage sludge (biosolids) in Australia: risks to the environment and food crops. *Water Science and Technology*, 62: 48–57.
- Robert, S.P.; Gromaire, M.C.; De Gouvello, B.; Saad, M. & Chebbo, G. 2009. Annual metallic flows in roof runoff from different materials: test-bed scale in Paris conurbation; *Environmental Science Technology*, 43: 5612–5618.
- Rolim, S. 2000. *Sistemas de lagunas de estabilización*. Bogotá: Editorial McGraw-Hill, Pp. 31.
- Saldarriaga, M.J.C.; Garrido, F.J.M.; Hoyos, A.D.A. & Correa, O.M. 2009. Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido UCT modificado. *Dyna*, 162: 39–48.
- Sato, T.; Qadir, M.; Yamamoto, S.; Endo, T. & Zahoor, A. 2013. Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management*, 130: 1–13.
- Shah, D.H.; Zhou, X.; Kim, H.Y.; Call, D.R. & Guard, J. 2012. Transposon mutagenesis of *Salmonella* Enteritidis identifies genes that contribute to invasiveness in human and chicken cells and survival in egg albumen. *Infection Immunology*, 80: 4203–4215.
- Shimura, R.; Ijiri, K.; Mizuno, R.; Nagaoka, S. & Co, E.S. 2002. Aquatic Animal Research in Space Station and its issues -Focus on support Technology on Nitrate Toxicity-. *Advances in Space Research*, 30: 803–808.
- Teixeira, C.G.; Sánchez, O.I.A.; Gebara, D.; Dall'Aglio, S.M. & Matsumoto, T. 2013. Phosphorus removal in different wastewater by fluidized bed airlift reactors with internal circulation. *Revista Facultad de Ingeniería – Universidad de Antioquia*, 67: 172–182.
- Toccalino, P.L.; Norman, J.E. & Scott, J.C. 2012. Chemical mixtures in untreated water from public-supply wells in the U.S. de occurrence, composition, and potential toxicity. *Science Total Environmental*, 431: 262–270.
- UNEP (United Nations Environmental Programme). 2007. *The Woods Hole Research Center WHRC. Reactive Nitrogen in the environment, too much or too little of a good thing*. Paris: UNEP & WHRC. Pp 51.
- Veliz, E.; Llanes, J.; Asela, L. & Batallar, M. 2007. Reúso de las aguas domésticas para riego agrícola. Valoración crítica. *Revista CENIC de Ciencias Biológicas*, 40: 35–44.
- Verbyla, M.E.; Iriarte, M.M.; Mercado, G.A.; Coronado, O.; Almanza, M. & Mihelcic, J.R. 2016. Pathogens and fecal indicators in waste stabilization pond systems with direct reuse for irrigation: fate and transport in water, soil and crops. *Science Total Environmental*, 551–552: 429–437.
- Vitousek, P.M.; Aber, J.D.; Howarth, R.W.; Likens, G.E.; Matson, P.A.; Schindler, D.W.; Schlesinger, W.H. & Tilman, D.G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 7: 737–750.
- Wang, W.L.; Cai, Y.Z.; Hu, H.Y.; Chen, J.; Wang, J.; Xue, G. & Wu, Q.Y. 2018. Advanced treatment of bio-treated dyeing and finishing wastewater using ozone-biological activated carbon: a study on the synergistic effects. *Chemical Engineering Journal*, 359: 168–175.

Young, P.; Buchanan, N. & Fallowfield, H.J. 2016. Inactivation of indicator organisms in wastewater treated by a high rate algal pond system. *Journal of Applied Microbiology*; 121: 577–586.

Zhou, Q.; Dong, F.Q. & Bian, L. 2016. Electron transfer simulation research on amino acids and phospholipids group forms a cluster on the surface of the montmorillonite. *Advanced Functional Materials*, 47: 129–133.

Received, April 22, 2020.

Accepted May 25, 2020.