

Utilización de microalgas de la división *Chlorophyta* en el tratamiento biológico de drenajes ácidos de minas de carbón

Use of microalgae of *Chlorophyta* division in the biological treatment of acid drains of coal mines

*Darkys Devia Torres**, *Sindy Cáceres Sepúlveda**, *Alba Lucía Roa ***
*Jonh Hermogenes Suárez Gelvez****, *Néstor Andrés Urbina Suárez*****

DOI: 10.15446/rev.colomb.biote.v19n2.70429

RESUMEN

El impacto ambiental generado por las aguas residuales de la explotación de carbón es significativo por la carga contaminante que estas por lo general poseen, representada en grandes concentraciones de sólidos suspendidos, metales (principalmente hierro) y otros elementos traza, además del bajo pH que suelen tener. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la eficiencia de un sistema de tratamiento biológico a partir de microalgas de la división *Chlorophyta* para remover la carga contaminante de las aguas residuales de una mina de la empresa Coal North Energy S.A.S. Al final del tratamiento se obtuvieron porcentajes de remoción del 66,67% para hierro total, 46,67% para cloruros y 95,1% para DQO (Demanda Química de Oxígeno).

Palabras claves: Aguas residuales, Biomasa, Metales pesados, DQO, Constantes cinéticas

ABSTRACT

The environmental impact caused by coal mining wastewater is significant due to the pollution load, usually represented in high concentrations of suspended solids, metals (mainly iron) and other trace elements and low pH values. The aim of this study was to evaluate the efficiency of a biological treatment system using microalgae belonging to the *Chlorophyta* division, for the removal of contaminants from the wastewater from a mine owned by Coal North Energy S.A.S. At the end of treatment, it was possible to remove up to 66.67% of total iron, 46.67% for chloride and 95.1% for Chemical Oxygen Demand.

Key words: Wastewater, biomass, heavy metals, COD, Kinetic Constants

Recibido: marzo 10 de 2017

Aprobado: diciembre 20 de 2017

* Ingeniería Ambiental. Universidad Francisco de Paula Santander, Colombia.
dargely_94@hotmail.com; caceresindy@hotmail.com

** MSc. Microbiología. Grupo de Investigación de Recursos Naturales. Universidad de Pamplona, Colombia.
albalurp19@gmail.com

*** MSc. Ingeniería. Instituto de Estudios Ambientales. Universidad Francisco de Paula Santander, Colombia.
jhon_suarez@hotmail.com

**** MSc. Biotecnología. Grupo de Investigación Ambiente y Vida. Universidad Francisco de Paula Santander, Colombia.
nestorandres@usfps.edu.co

INTRODUCCIÓN

El impacto que genera la explotación de carbón sobre el recurso suelo y el recurso hídrico es significativo, ya que sus aguas residuales, dependiendo la mineralogía de las rocas donde se genera el drenaje, presentan bajos valores de pH, que los hace altamente corrosivos, y contienen metales pesados disueltos como Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd, (Salazar, *et al.*, 2012). De acuerdo con Nordstrom y Alpers (citado por López *et al.*, 2002) el proceso de la oxidación de la pirita es el principal responsable de la formación de aguas ácidas, esta oxidación se ve favorecida en áreas mineras debido a la facilidad con la que el aire entra en contacto con los sulfuros a través de las labores mineras de acceso y por los poros existentes en las pilas de estériles y residuos, así como al incremento de la superficie de contacto de las partículas.

La explotación de carbón es una de las principales actividades productivas del departamento Norte de Santander, la mayoría de los Drenajes Ácidos de Minas (DAM) de carbón del departamento son descargados sin ningún tratamiento previo eficiente a fuentes hídricas o al suelo, contaminando fuentes superficiales o subterráneas, además de la flora y fauna asociadas a estas y la presente en el sitio de descarga. Esta problemática se presenta en la mayoría de minas que no realizan un tratamiento efectivo de los DAM, debido al alto costo que supone el tratamiento de estos efluentes en depuradoras convencionales o por la falta de implementación de tecnologías que integren procesos de tratamiento efectivos (López *et al.*, 2002).

Durante los últimos años las plantas terrestres, plantas acuáticas y las algas se han posicionado en el campo del tratamiento de aguas, gracias a su alta capacidad de capturar metales pesados. Cobbett y Goldsbrough (citado por Pereira, 2012) manifiestan que las microalgas, al igual que otros organismos eucariotas fotosintéticos y algunos hongos, han desarrollado la producción de péptidos capaces de inmovilizar estos metales. Gelvez, *et al.* (2008), evaluaron la remoción de metales pesados de drenajes ácidos de minas de carbón usando bacterias sulfato reductoras, reportando un alto porcentaje de remoción de hierro, níquel, zinc, cobalto y baja remoción para el manganeso; por otra parte Kapoor, *et al.* (2003), evaluaron la remoción de amoníaco usando biodiscos con bacterias nitrificantes aisladas de los lodos producidos en una planta de tratamiento de aguas residuales. Santander *et al.* (2003), utilizaron el macroalga marina *Sargassum* sp. Para la biosorción de Fe, Al y Mn de drenajes ácidos de mina de carbón, consiguiendo porcentajes de remoción del 99%, 91% y 92%, respectivamente. Actualmente son pocos los estudios del

uso de microalgas para la remoción de los DAM. De acuerdo a lo anterior, el presente trabajo de investigación, tuvo como propósito evaluar la efectividad de un sistema de tratamiento para las aguas residuales producto de la actividad minera a partir de la utilización de microalgas en la planta piloto de tratamiento biológico de aguas residuales (PTAR) ubicada en el laboratorio de operaciones unitarias de la sede Campos Elíseos de la UFPS (Universidad Francisco de Paula Santander).

MATERIALES Y MÉTODOS

Organismo de estudio

Para el aislamiento de las microalgas empleadas en la investigación, se diseñó un muestreo aleatorio determinando 5 puntos en la laguna "La Aurora", la cual recibe descargas de DAM ubicada en la vereda Astilleros del municipio El Zulia, georreferenciada con coordenadas: N 1°349.418, E 1°164.215, y H= 1089 m.s.n.m.. Se insertaron recipientes y se dejaron por 24 horas, transcurrido el tiempo las muestras se llevaron al centro de biotecnología de la Universidad de Pamplona; las posibles cepas fueron aisladas mediante dilución seriada (Andersen y Kawachi, 2005) e identificadas empleando la clave taxonómica de Edmondson (1959) y Parra *et al.*, (1982). Las algas se inocularon en el agua residual de la mina Batey, a temperatura ambiente (+/- 20°C), bajo un fotoperiodo luz/oscuridad 12/12, intensidad lumínica 200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ y caudal de aire estéril 0,5 L/min. La identificación de la comunidad de algas obtenidas en los muestreos se realizó mediante observación al microscopio y empleando las claves taxonómicas de Edmondson (1959) y Parra *et al.*, (1982). Por último, la estimación del porcentaje de géneros presente y la densidad celular se calculó a partir de recuentos en cámara de Neubauer.

Caracterización fisicoquímica de los DAM

Las muestras se tomaron siguiendo la metodología descrita por el Instituto de Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM] (2002). Las muestras fueron sedimentadas y filtradas; finalmente, se analizaron los parámetros descritos en la tabla 1. Todos los análisis se llevaron a cabo empleando los métodos descritos en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (APHA) ed. 21, (2008). Para la medición de metales pesados se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica marca Thermo Scientific modelo GFS35.

Reactor y condiciones de cultivo

Para llevar a cabo el proceso de remoción con microalgas se utilizó la PTAR piloto del laboratorio de operaciones unitarias de la UFPS (figura 1), la planta piloto cuenta con sensores en línea para la medición de pH,

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos realizados a los DAM.

Parámetros	Unidades	Fuente
pH	Unidades de pH	Standard Methods 4500B
Turbiedad	UNT	Standard Methods 2130B
Temperatura	°C	Standard Methods 2550
Sólidos totales (ST)	mg/L	Standard Methods 2540B
Sólidos Sedimentables	ml/L*h	Standard Methods 2540F
Sólidos suspendidos totales	mg/L	Standard Methods 2540D
Sólidos suspendidos	mg/L	Standard Methods 2540E
Demanda bioquímica de	mg/L	Standard Methods 5210B
Demanda química de	mg/L	Standard Methods 5220B
Alcalinidad Total	mg/L CaCO ₃	Standard Methods 2320B
Acidez	mg/L CaCO ₃	Standard Methods 2310B
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	Standard Methods 2340B
Dureza Cálctica	mg/L CaCO ₃	Standard Methods 2340C
Nitratos	mg/L NO ₃	Standard Methods 4500C
Sulfuros	mg/L SO ₄	Standard Methods 4500-
Cloruros	mg/L Cl	Standard Methods 4500-Cl
Metales pesados (Pb,Mn,Zn,Ca,Fe, Cr,Ni, Cd,	mg/L	Standard Methods 3111D



Figura 1. PTAR piloto de la UFPS.

temperatura, oxígeno disuelto (OD) y potencial redox. Para el cultivo de las microalgas se empleó un sistema de 20 L en el cual se inoculó un consorcio compuesto por *Chlorella* sp. *Scenedesmus* sp. y *Ankistrodesmus* sp. hasta alcanzar una concentración del 20% (v/v). Como medio de cultivo se utilizó el agua residual de la mina Batey, la cual fue sometida a un proceso de sedimentación y filtración para eliminar material particulado. El cultivo se mantuvo bajo un fotoperiodo luz/oscuridad 12/12, intensidad lumínica 200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ empleando luces LED blancas, caudal de aire estéril 12 L/min, temperatura 30°C \pm 2 °C. Como control se prepararon de forma paralela 2 reactores de 20 litros, en el primer reactor se adicionó agua residual de minería sin inóculo

del consorcio de algas; en el segundo reactor se inoculó el consorcio de microalgas en medio Bold Basal (Andersen et al., 2005). Los dos reactores se trabajaron bajo las mismas condiciones del experimento (fotoperiodo luz/oscuridad 12/12, intensidad lumínica 200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$, caudal de aire estéril 12 L/min, temperatura 30°C \pm 2 °C y pH 6,8 \pm 0,2).

Cada 24 horas se cuantificaron las concentraciones de DQO, SSV, SST, ST, pH, Nitratos, temperatura y OD. Las mediciones de los metales pesados (Hierro, Calcio, Magnesio, Sulfuros, Cobre, Boro, Plomo, Zinc, Cromo, Níquel, y Cadmio) se realizaron al inicio y al final del proceso. Todos los análisis se realizaron de acuerdo a

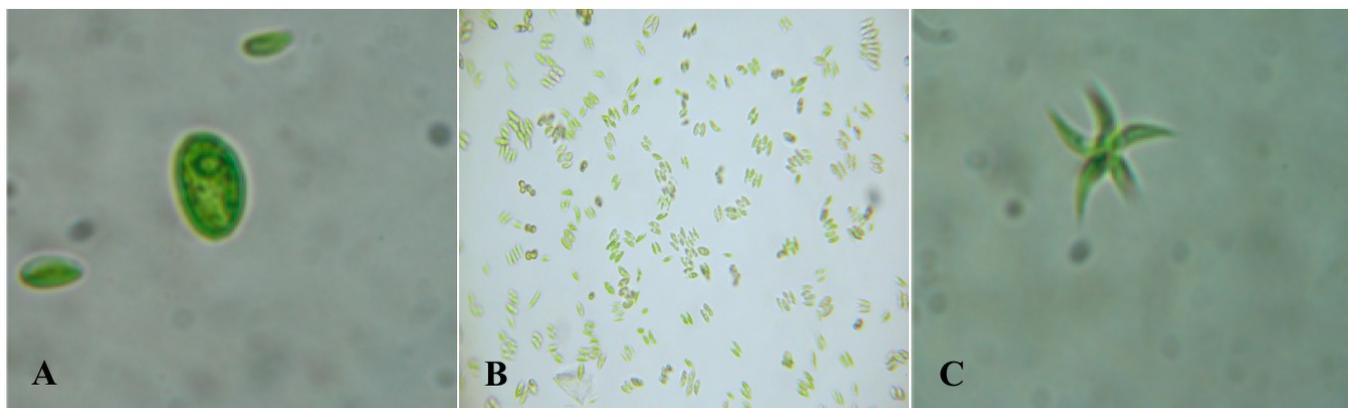


Figura 2. Microalgas de la división *Chlorophytas* aisladas. (A) *Chlorella* sp., (B) *Scenedesmus* sp., (C) *Ankistrodesmus* sp.

los estándar métodos de análisis de aguas (APHA, AWWA, WPCF, 2008). Finalmente, se realizaron dos tratamientos el control y el tratamiento con microalgas, con el objeto de comparar y determinar el comportamiento de las microalgas.

Parámetros cinéticos

Se calcularon los parámetros cinéticos de acuerdo al método de Metcalf y Eddy, basándose en el modelo cinético de Monod de acuerdo a la metodología planteada por Jaimes *et al.*, 2012. Se tomaron en cuenta los datos de DQO (entrada y salida), SSV (reactor) y θ_c (tiempo de retención celular). Mediante una regresión lineal de este modelo se calcularon las constantes cinéticas de velocidad de crecimiento específico (μ), velocidad máxima de crecimiento específico (μ_{max}), concentración de sustrato limitante (S), la concentración del sustrato para la cual la tasa de utilización del mismo por unidad de peso de microorganismos es la mitad de la tasa máxima (Ks), respiración endógena (kd) y síntesis celular (Y).

Procesamiento y análisis de los datos

Las gráficas y cálculos de resultados se realizaron en los paquetes de Microsoft Excel (2011) y SigmaPlot Versión 11. Los resultados de los tratamientos experimentales fueron verificados por medio de una prueba t-test student ($p < 0.05$) usando el programa SSPS versión 14. Los resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos fueron comparados con los valores límites establecidos en las normas colombianas (Decreto 1594 de 1984 y Resolución 0631 de 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aislamiento de microalgas

La laguna “La Aurora” es un cuerpo de agua léntico artificial, que recibe indirectamente las descargas de los DAM

de una mina de la región del municipio del Zulia, la cual si bien posee un pH ácido (tabla 2) permite el desarrollo de cultivos microalgales; lo anterior ocurre debido a la interacción de factores ambientales (temperatura, radiación fotosintéticamente activa, pH y nutrición mineral, entre otros); en este caso, la intensidad de luz solar en esta zona oscila entre 6 y 8 horas y la temperatura media de la zona varía entre 26 °C y 34 °C.

De acuerdo con los aislamientos obtenidos en la Universidad de Pamplona fue posible identificar 6 géneros de microalgas: *Trachelomonas* sp., *Ankistrodesmus* sp., *Navi-cula* sp., *Chlorella* sp., *Ulothrix* sp., y *Scenedesmus* sp.

El género *Chlorella* (figura 2A) corresponde a algas co-cales bastante frecuentes, a las cuales se les han atribuido muchos usos, que van desde la depuración de aguas hasta su empleo en alimentación humana (Richmond, 2004). Estos organismos tienen la capacidad de crecer en diferentes tipos de trofía y pueden tolerar ambientes hostiles en términos de pH, temperatura, salinidad y deficiencia de nutrientes, esta característica le permite no solo ser utilizada como un agente depurador, sino que la biomasa tiene la capacidad de almacenar compuestos de interés industrial (Jaimes *et al.*, 2012).

El género *Scenedesmus* (figura 2B) posee células de forma elipsoidal o fusiforme; es el grupo formador de colonias más conocido (Trainor, 1978); se agrupan en cenobios de 2, 4, 8 o 16 células en series lineales para formar una colonia plana; las células se encuentran lado a lado y sus ejes mayores son paralelos (Urbina, 2010). Las especies del género *Scenedesmus* son comunes en agua dulce y salobre y más aún cuando hay condiciones óptimas de nutrientes, es decir en aguas con concentraciones considerables de materia orgánica. Este organismo ha sido reconocido por su capacidad de remover metales pesados (Pellón *et al.*, 2005) y ser un

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica de los DAM.

Parámetros	Unidades	Valor
pH	Unidades de pH	4.1
Turbiedad	UNT	1041.6
Temperatura	°C	21.5
Sólidos totales (ST)	mg/L	925.6
Sólidos Sedimentables	ml/L*h	0.9
Sólidos suspendidos totales (SST)	mg/L	215.6
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	mg/L	83.2
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/L	44.5
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L	111.3
Alcalinidad Total	mg/L CaCO ₃	41.4
Acidez	mg/L CaCO ₃	65.9
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	472.9
Dureza Cálrica	mg/L CaCO ₃	338.9

agente depurador de aguas residuales especialmente de los compuestos nitrogenados y fosforados (Jaimes et al., 2012).

El género *Ankistrodesmus* (figura, 2C) está compuesto por individuos estrechos y alargados, con enormes cloroplastos y membranas muy finas, algunas especies son curvadas y ligeramente curvadas (Streble y Krauter, 1987). Estas microalgas se han descrito en el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales, destacando las provenientes de plantas de tratamiento convencionales, de origen industrial y las derivadas de excretas animales; adicionalmente se ha probado su papel como importantes sistemas biológicos para la remoción de metales pesados (Massalski et al., 1981; Tam et al., 1999; Prospero et al., 2005).

Caracterización fisicoquímica de los DAM

La tabla 2 muestra los resultados de los análisis fisicoquímicos. Se reportan valores promedios por cada monitoreo.

Se puede observar que, en promedio, el pH que presentan los DAM es ácido ($4,14 \pm 0,56$), saliéndose del rango permitido por la Resolución 0631 del 2015 (6-9) y el Decreto 1594 de 1984 (5-9). Por otra parte, los valores promedio de DQO ($111,25 \pm 21,2$) y DBO ($44,1 \pm 6,1$) indican que el contenido de materia orgánica en los DAM es bajo. Los DAM se caracterizan por concentraciones bajas de materia orgánica (Aduvire, 2006), la mayoría de estas aguas contienen compuestos inorgánicos, especialmente sales de hierro y algunos metales pesados, lo que sólo permite la existencia de algunos microorganismos capaces de quelar o asimilar estos compuestos (Pamo et al., 2002). En el caso de las microalgas algunas especies de *Chlorophytas* son capa-

ces de asimilar metales pesados como Ni, Cu y Fe (Jaimes et al., 2012). En este trabajo se encontraron resultados similares a los reportados en la literatura, donde las concentraciones de DBO no alcanzan los 80 ppm y la DQO no sobrepasa los 170 ppm.

La tabla 3 muestra los resultados de la caracterización fisicoquímica a nivel iones, compuestos de nitrógeno y metales pesados. De acuerdo con los resultados, metales pesados como Cr, Ni, Cd, Cu y B no se detectaron en los DAM. Para el caso del Zn y Pb los valores reportados se encuentran dentro de los valores permisibles por la Resolución 0631 del 2015. Parámetros como sulfuros, cloruros y nitratos se encuentran dentro de los límites permisibles por la normatividad. El parámetro que se encuentra por fuera de los límites permisibles por la norma es el Fe, con una concentración promedio de $28,106 \text{ mg/L} \pm 3,59$. Ello puede ser debido a que el suelo presente en la zona se caracteriza por ser arcilloso y suele tener concentraciones considerables de hierro. La bibliografía reporta que el hierro es uno de los principales compuestos de los DAM (De la Cruz, 2006), uno de los aspectos importantes a tener en cuenta es el impacto causado por estos vertimientos, ya que incide de manera fuerte en la biodiversidad (flora y fauna) tanto en el recurso suelo como en el componente hídrico dado que la condición de acidez de los DAM altera el ciclo natural de los ecosistemas afectados (Leal, 2015). De acuerdo con Gallardo et al. (2013), el mayor impacto que tienen los DAM son los compuestos de hierro, los cuáles acidifican el ambiente a tal punto que pueden causar pérdida de la cobertura vegetal, cambios en las condiciones químicas del suelo (desertificación) y alteraciones a las fuentes hídricas que afectan el componente biológico del agua. Por último, altas concentra-

Tabla 3. Caracterización fisicoquímica a nivel iones, compuestos de nitrógeno y metales pesados.

Parámetro	Monitoreo	Norma
	Valor	Resolución 0631 de 2015
Hierro total (mg/L)	28.106	2
Calcio (mg/L)	136.4	NR
Cloruros (mg/L)	113.564	500
Magnesio (mg/L)	36.1	NR
Sulfuros (mg/L)	0.042	1
Cobre (mg/L)	0	1
Boro (mg/L)	0	NR
Nitratos (mg/L)	0.618	NR
Plomo (mg/L)	0.018	0.2
Zinc (mg/L)	0.18814	3
Cromo (mg/L)	N.D	0.5
Niquel (mg/L)	N.D	0.5
Cadmio (mg/L)	N.D	0.05

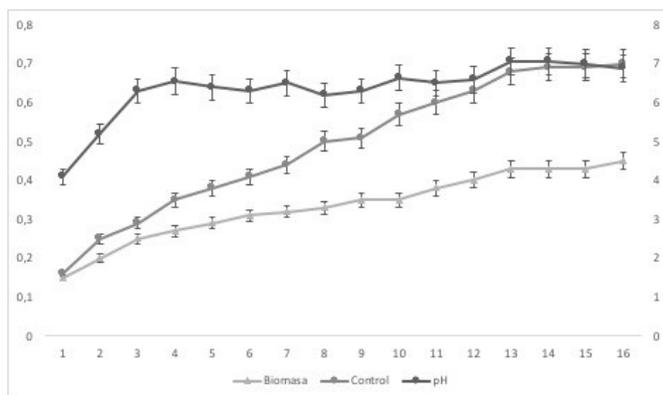


Figura 3. Producción de biomasa del consorcio de microalgas en medio residual DAM y en el control (medio Bold).

ciones de hierro presentan un reto importante a la hora de estabilizar las DAM, ya que en la mayoría de los casos, los titulares mineros aplican piedra caliza como medida de estabilización de pH; sin embargo, debido al alto nivel de Fe este método es ineficaz debido a la hidrólisis y oxidación del hierro ferroso que cubre la caliza y disminuye su velocidad de disolución (Guevara, 2012).

Producción de biomasa Cinéticas de remoción de los DAM

Los resultados de producción de biomasa en DAM y su control se presentan en la figura 3, donde se muestra que la biomasa obtenible en DAM es menor a la producida en un medio desarrollado estrictamente para el cultivo de microalgas (0,7 g/L contra 0,45 g/L). Sin embargo, se puede resaltar que el consorcio compuesto

por *Chlorella* sp, *Scenedesmus* sp y *Ankistrodesmus* sp puede crecer en este medio residual.

La figura 4 muestra la evolución del impacto que tiene el crecimiento del consorcio de microalgas sobre el oxígeno disuelto y el potencial redox de las aguas DAM. De acuerdo con los resultados obtenidos es posible observar que en el medio sin inoculación (T1) a partir del segundo día la concentración de oxígeno empieza a crecer de manera exponencial en el medio, este se debió a la poca cantidad de microorganismos aerobios presentes en el agua cruda; en este tratamiento no se realizó ningún tipo de inoculación, por tanto la poca población de microorganismos presentes consumen el oxígeno en las primeras 24 horas, pero no se siguen desarrollando, esto se debe a las condiciones de acidez de este tipo de aguas impide el crecimiento, además dadas las bajas concentraciones de compuestos carbonados (materia orgánica), contribuye al decrecimiento de los microorganismos. De forma opuesta, en el medio inoculado con el consorcio de microalgas (T2) el oxígeno disuelto se mantiene relativamente constante debido a la actividad fotosintética.

La figura 5 muestra los resultados de remoción para hierro total, magnesio, calcio, cloruros, sulfuros y DQO para el medio DAM sin inoculación y con inoculación de algas después de 16 días. De acuerdo con los resultados, la remoción de hierro en T1 fue de 14,3%, mientras en T2 la remoción fue de 93,42%. La remoción de Fe en T1 (control) se pudo haber llevado a cabo por oxidación y sedimentación del hierro presente en el

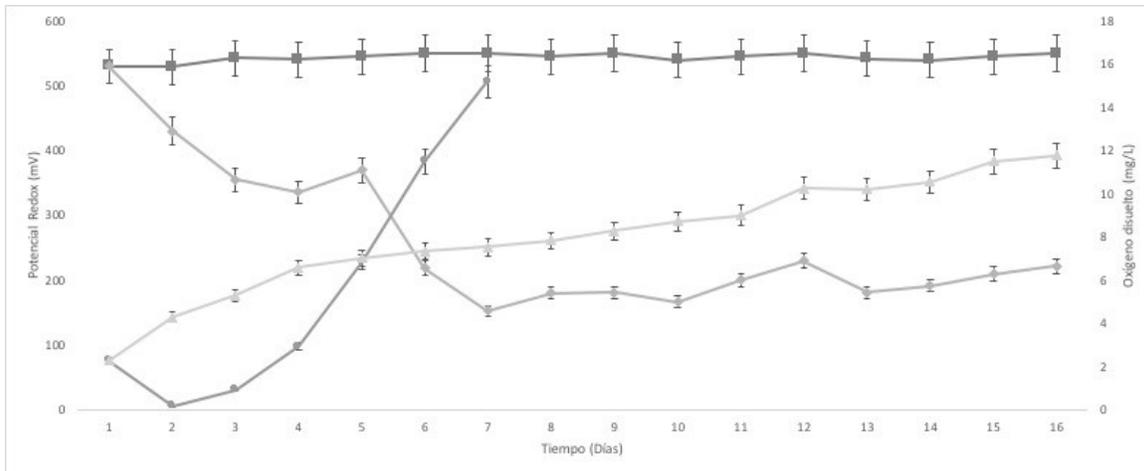


Figura 4. Comportamiento del Oxígeno disuelto (OD) y Potencial Redox (Predox) en medio DAM sin inoculación (T1) y con inoculación de algas (T2).

agua. En relación a la remoción en T2, se puede atribuir a la afinidad de las algas con el metal combinado a la precipitación del hierro insoluble. El estudio de algas en la remoción de metales pesados aún esta incipiente, algunos autores como Moreira *et al.* (2008), reportan remociones de 37,54% de hierro protonado y 23,32% hierro no protonado en aceites lubricantes, mediante la utilización del alga marina *Sargassum sp.*, mientras Díaz *et al.* (2003), señala que se consiguieron porcentajes de remoción del 99% de hierro utilizando este mismo género mediante un proceso en continuo, en drenajes ácidos de una mina de carbón. En este trabajo se alcanzaron remociones del orden del 93%, muy similar a lo reportado en literatura pero con algas de agua dulce, de las cuales aún no hay reportes de su tratamiento en DAM, lo anterior permite seguir evaluando estos microorganismos en la remoción de este tipo de vertimientos. Por último, la variación del DQO en T1 fue menor a la reportada en T2; estos resultados son congruentes por los publicados por Jaimes *et al.* (2012), quienes reportaron que el uso de cepas del genero *Chlorella sp* y *Scenedesmus sp* puede reducir significativamente los valores de DQO y DBO.

Parámetros cinéticos

Los parámetros cinéticos fueron determinados durante la fase de crecimiento exponencial, los valores obtenidos se muestran en la tabla 5.

En el modelo matemático la relación de S y Ks es inversamente proporcional, si Ks es mucho menor al sustra-

to indica que hay una tasa asimilación alta del sustrato por el microorganismo, mientras que si Ks es mucho mayor al sustrato, indica que no hay una asimilación del sustrato por parte del microorganismo. En este trabajo se encontró que la Ks es mucho menor en comparación al sustrato lo que permite determinar que existió una asimilación del sustrato, ya que los valores obtenidos son bastantes inferiores en comparación a la concentración del sustrato inicial la cual fue 129,6 mg/L. González (2015) reporta que las microalgas tienen una capacidad metabólica para remover compuestos de hierro y metales pesados. En este trabajo se evidenció que los tratamientos en lo que se usaron las microalgas, los porcentajes de remoción fueron altos.

En relación a la velocidad máxima de crecimiento, este depende de la concentración de sustrato, del tipo de microorganismo y de la tasa de asimilación que tenga el microorganismo por el sustrato (Rosa *et al.*, 2010); para el caso de las microalgas se puede evidenciar que la velocidad de crecimiento en comparación a las bacterias es menor por ser microorganismos eucarióticos, además en comparación con otras velocidades de crecimiento reportadas en literatura para microalgas es menor, esto se debe al tipo de medio de cultivo, en presencia de metales pesados las tasas de crecimiento disminuyen en comparación a medios libres de estos elementos. Finalmente, no existe en la literatura reporte de constantes cinéticas de microalgas en DAM, por lo tanto, los resultados de este trabajo son un punto de partida para seguir analizando el comportamiento de

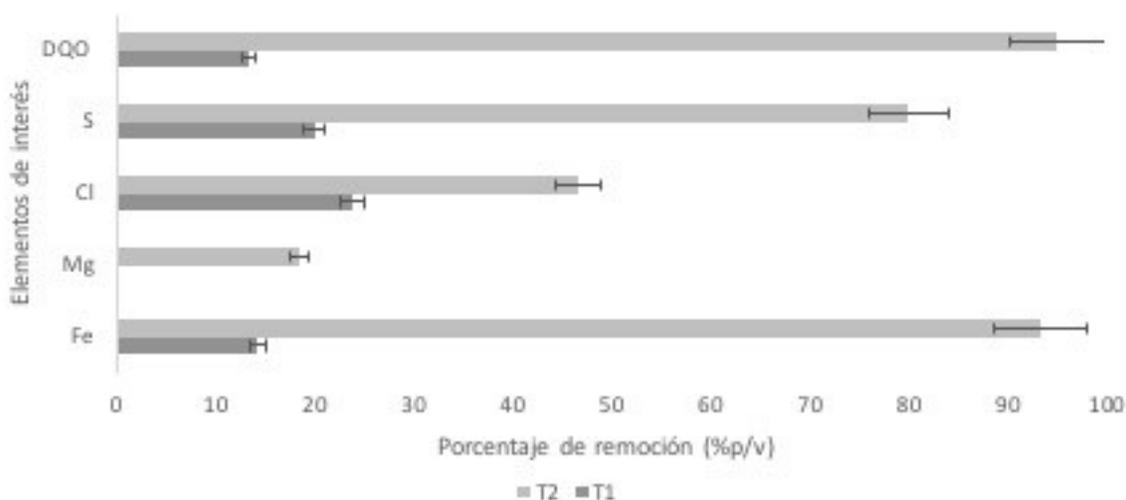


Figura 5. Porcentaje de remoción de Hierro total, Magnesio, calcio, cloruros, sulfuros y DQO en medio DAM sin inoculación (T1) y con inoculación de algas (T2).

Tabla 4. Parámetros cinéticos.

Constantes cinéticas		Unidades	T2
Tasa máxima de utilización de sustrato por unidad de masa de microorganismos.	k	d ⁻¹	0.68
Constante de saturación del sustrato.	Ks	mg DQO/L	9.59
Coefficiente de producción de crecimiento o relación de la masa de células formadas a la masa de sustrato consumido.	Y	mg ssv/mgDQO	0.12
Coefficiente de Respiración Endógena	Kd	d ⁻¹	0.1
Velocidad máxima de crecimiento	μmax	d ⁻¹	0.08

los microorganismos en los DAM, ya que estos datos permiten determinar el grado de asimilación y adaptabilidad que tienen estos organismos en relación a las características fisicoquímicas de los DAM.

CONCLUSIONES

El aislamiento de microalgas en la laguna “La Aurora” permitió obtener 6 cepas de microalgas, 4 de la división Chlorophyta (*Ankistrodesmus* sp., *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp. y *Ulothrix* sp.), una de la división Euglenophyta (*Trachelomonas* sp.) y una de la división Heterokontophyta (*Navicula* sp.). Los géneros *Ankistrodesmus* sp., *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp. se utilizaron en un pool de microalgas para el T2 alcanzando remociones de 95% en términos de DQO y del 93% en términos de hierro.

El aislamiento de estas cepas resulta ser promisorio ya que permite dar una alternativa de solución a la problemática generada en la ciudad de Cúcuta por la des-

carga de las DAM en los ecosistemas, especialmente en la cuenca de río Pamplonita. Así mismo, se abre un campo para futuros proyectos para determinar un uso biotecnológico de esta biomasa.

De acuerdo a la caracterización fisicoquímica realizada a los DAM de la mina de estudio, se encontró que el metal pesado con mayor relevancia es el hierro y esto se debe a las características del suelo, así mismo, los demás metales presentaron valores permisibles por la norma y otros finalmente no fueron detectados en estos vertimientos.

De acuerdo a los porcentajes de remoción obtenidos de los ensayos experimentales, se observó que el tratamiento 2 (uso de microalgas), constituye una buena alternativa de tratamiento para la remoción de la carga contaminante representada como DQO, hierro total y cloruros, sin embargo, para mejorar la tasa velocidad de remoción, es necesario una etapa preliminar de estabili-

zación de pH, para la cual se propone la utilización de bicarbonato de sodio por su aporte de carbono.

Las constantes cinéticas calculadas en el presente estudio son un punto de referencia para próximos estudios en este tipo de industria. Los valores de Ks calculados muestran que el tratamiento 2 presenta un mayor grado de afinidad. Se recomienda que con los datos experimentales y modelos cinéticos obtenidos, se realicen otros trabajos sobre modelación matemática, que incluya otros modelos de crecimiento diferente a Monod.

AGRADECIMIENTOS

Loa autores agradecen al Fondo de Investigación y Extensión (FINU) por su apoyo económico (proyecto 005/2015), a la empresa COAL NORTH ENERGY SAS por su apoyo económico y logístico para realizar este trabajo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andersen, R.A., & Kawachi, M. (2005). Traditional microalgae isolation techniques. In Andersen R.A. (Ed). *Algal Culturing Techniques* (pp 429-538). Burlington, MA: Elsevier Academic Press.
- Andersen, R.A., Berges, J.A., Harrison, P.J. & Watanabe, M.M. (2005). Appendix A—Recipes for Freshwater and Seawater Media In Andersen R.A.(Ed). *Algal Culturing Techniques* (pp 429-538). Burlington, MA: Elsevier Academic Press.
- APHA-AWWA- WPCF (2008). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th ed. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). Washington DC, EEUU. 1085 pp.
- Bermúdez, J.L., Lodeiros, C., & Morales, E. (2002). Producción de biomasa de la microalga marina *Chroocomonas* sp, en función del pH, intensidad luminosa y salinidad. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. Santa Marta. Colombia. 31: 167-185.
- De la Cruz, C. E. (2006). Mitigación de drenaje ácido en minas subterráneas aplicando fangos artificiales. Caso: mina Orcopampa. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*, 9(17), 69-74.
- Díaz, A., Arias, J., Gelves, G., Maldonado, A., Laverde, D., Pedraza, J., & Escalante, H. (2003). Biosorción de Fe, Al y Mn de drenajes ácidos de mina de carbón empleando algas marinas *sargassum* sp. en procesos continuos. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 30, 34-48.
- Edmondson W.T. (1959). *Fresh-water Biology*. Second edition. Chapman & Hall, Limited. London; 1248 p.
- Gelvez, G., Laverde, D., & Escalante, H. (2008). Remoción de metales pesados de drenajes ácidos de minas de carbón usando bacterias sulfato reductoras. *Revista ion*, 21(1), 71-78.
- Guevara, I. (2012). Utilización de humedales construidos en el tratamiento de drenajes ácidos de mina. (tesis de postgrado). Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Santander. Recuperado de <http://repositorio.uis.edu.co/jspui/bitstream/123456789/7010/2/145088.pdf>
- Jaimes-Duarte, D., Soler-Mendoza, W., Velasco-Mendoza, J., Muñoz-Peñalosa, Y., & Urbina-Suárez, N. (2012). Bioprospecting chlorophytas microalgae with potential for the production of lipids for biofuels. *CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro*, 5(1), 93-102.
- Kapoor, A., Kuiper, P., & Bedard, W.D. (2003). Use of a rotating biological contactor for removal of ammonium from mining effluents. *The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection*, 3(1), 88-100.
- Leal, L. T. C. (2015). Drenajes Ácidos de Mina Formación y Manejo. *ESAICA*, 1(1), 53-57.
- López, E., Aduvire, O., & Baretino, D. (2002). Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*, 113(1), 3-21.
- Minas La Aurora S.A.S. (2009). Estudio de Impacto Ambiental Mina La Aurora 2.
- Massalski, S., Laube, A., & Kushner, D.J. (1981). Effects of cadmium and copper on the ultrastructure of *Ankistrodesmus* and *Anabaena* 7120. *Microb. Ecol.* 7, 183-193.
- Moreira, A., Duarte, M., Nandema, J., & Macedo, G. (2008). Estudio del Mecanismo de Remoción de Hierro y Cobre presentes en Aceites Lubricantes Usados Mediante Bioadsorción. *Información tecnológica*, 19(1), 57-68.

- Parra, O., González, M., Dellarrossa, V., Rivera, P., & Orellana, M. (1982). Manual taxonómico del fitoplancton en aguas continentales, con especial referencia al fitoplancton de Chile. I *Cyanophyceae*. Universidad de Concepción. Santiago, Chile; 82 p.
- Parra, O., González, M., Dellarrossa, V., Rivera, P., & Orellana, M. (1982). Manual taxonómico del fitoplancton en aguas continentales, con especial referencia al fitoplancton de Chile. II *Crysophyceae-Xanthophyceae*. Universidad de Concepción. Santiago, Chile; 70 p.
- Parra, O., González, M., Dellarrossa, V., Rivera, P., & Orellana, M. (1982). Manual taxonómico del fitoplancton en aguas continentales, con especial referencia al fitoplancton de Chile. III *Cryptophyceae-Dynophyceae-Euglenophyceae*. Universidad de Concepción. Santiago, Chile; 99 p.
- Parra, O., González, M., Dellarrossa, V., Rivera, P., & Orellana, M. (1982). Manual taxonómico del fitoplancton en aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile. IV *Bacillarophyceae*. Universidad de Concepción. Santiago, Chile; 97 p.
- Parra, O., González, M., Dellarrossa, V., Rivera, P., & Orellana, M. (1982). Manual taxonómico del fitoplancton en aguas continentales, con especial referencia al fitoplancton de Chile. V *Cholophyceae*. Universidad de Concepción. Santiago, Chile; 353 p.
- Pellón, A., Frades, J., Chacón, A., Pérez, E., Oña, A., Espinosa, M., Ramos C., Mayarí, R., & Escobedo, R. (2005). "Eliminación de Cromo y Cadmio Mediante *Scenedesmus Obliquus* en Estado Inmovilizado". *Revista CNIC Ciencias Químicas*, 36(3), 175 – 180.
- Pereira, M. (2012). Toxicidad del cromo trivalente sobre el alga verde *dictyosphaerium chlorelloides* y su adaptación a ambientes acuáticos altamente contaminados con este estado de oxidación del metal pesado (tesis de postgrado). Universidad Complutense de Madrid. Madrid, España.
- Prosperi, C., Rodríguez, C., Pierotto, M., Mancini, M., Daga, C., & Gonella, M. (2005). Evaluación de la contaminación y eutrofización de aguas superficiales de la provincia de Córdoba. *Temas de Ciencia y Tecnología*, 2 (7): 4.
- Rosa, M., Peralta, J., & Bosco, D. (2010). Estimación de parámetros cinéticos de la degradación aeróbica de efluentes lácteos usando Aquasim V 2.1b. Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional Villa María, 21(3), 51-56.
- Salazar, J., Hernández, M., Arango, A. (2012). Alternativas de tratamientos de las aguas de los drenajes ácidos de minas: una revisión. 347-366. Recuperado de <http://repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/63/1/347-366.pdf>
- Urbina N. (2010). Cultivo mixotrófico de *Scenedesmus incrassatulus* para la producción de carotenoides en un fotobiorreactor multitubular. Tesis de maestría, Departamento de Biotecnología y Bioingeniería, CINVESTAV, México D.F.
- Tam N.F.Y., & Wong, Y.S. (1989). Wastewater Nutrient Removal by *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus* sp. *Environmental Pollution*, 58, 19-34.
- Trainor, F. (1978). *Introductory Phycology*, John Wiley & Sons. New York. 525 pp.