

# Análisis comparativo de la remoción de un sustrato orgánico

por las macrófitas *Pistia stratiotes* y *Egeria densa* en un sistema Batch

Recibido para evaluación: 16 de Julio de 2008  
Aceptación: 1 de Agosto de 2008  
Recibido versión final: 19 de Agosto de 2008

Sandra Viviana Bolaños Benítez<sup>1</sup>  
Juan Carlos Casas Zapata<sup>2</sup>  
Néstor Jaime Aguirre Ramírez<sup>3</sup>

## RESUMEN

Se evaluó el potencial de dos macrófitas acuáticas para remover Ftalato Ácido de Potasio (FAP), en sistemas batch con aireación permanente e iluminación de 12 horas, con demandas químicas de oxígeno teóricas iniciales de 250, 500 y 1000 mg/L.

En términos de remoción de DQO, el tratamiento con *Pistia stratiotes* logró remociones promedio de 77,45% para la DQO más baja, 84,25% para la DQO intermedia y 93,47% para

la DQO teórica de 1000 mg/L. El tratamiento con *Egeria densa* alcanzó remociones de 79,80%, 85,25% y 92,5% respectivamente, lo cual indica que la macrófita sumergida *E. densa* alcanzó remociones superiores a las de *P. stratiotes* debido a su capacidad para absorber nutrientes por la superficie de las hojas. Estos resultados evidencian que a mayor DQO, hay mayor remoción.

Otros parámetros fisicoquímicos fueron monitoreados a lo largo de los bioensayos: Temperatura del agua, Conductividad Eléctrica (CE), Oxígeno Disuelto (OD), Potencial de Hidrógeno (pH), Alcalinidad total y Dureza total. La CE se incrementó diariamente en el periodo de 15 días al igual que la dureza total y el pH. Por su parte la alcalinidad fluctuó con tendencia general a disminuir en los tratamientos de menor carga y a aumentar en el de mayor carga tanto para *Pistia* como para *Egeria*.

**PALABRAS CLAVE:** Sistema batch, *Pistia stratiotes*, *Egeria densa*, Remoción de materia orgánica.

## ABSTRACT

The potential to remove Potassium Acid Phthalate (KAP) of two aquatic macrophytes was evaluated. Batch systems were used with permanent airflow and 12 hours of light. The initial theoretical chemical demands for oxygen were 250, 500, and 1000 mg/L.

In terms of removing DQO, the treatment with *Pistia stratiotes* was able to remove an average of 77,45% for the lowest DQO, 84,25% for the intermediate DQO, and 93,47% for the theoretical DQO of 1000 mg/L. On the other hand, the treatment with *Egeria densa* was able to remove 79,80%, 85,25% and 92,5% respectively. This indicates that the submerged macrophytes, *E. densa*, was more effective in the removal of FAT compared to *P. stratiotes* because of its capacity to absorb nutrients through the leaves surface. This results are evidence that greater amounts of DQO lead to more effective removal.

Other variables that were controled throughout the experiment include: temperature of the water, electrical conductivity, dissolved oxygen, pH, alkalinity and hardness. The electrical conductivity increased daily in a period of fifteen days, as well as pH and hardness. The alkalinity fluctuated but had a general tendency to be lower in the treatments with lower charge and to be higher in those with greater charge with both *Pistia* and *Egeria*.

**KEY WORDS:** Batch system, *Pistia stratiotes*, *Egeria densa*, Chemical oxygen demand (COD)

1. I. A. Investigadora del grupo de Gestión y Modelación Ambiental, GAIA, Universidad de Antioquia y Universidad del Cauca.

2. M. Sc., Docente investigador del Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad del Cauca

3. Dr., Docente investigador del grupo de Gestión y Modelación Ambiental, GAIA, de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia

Sede de investigación universitaria, SIU, Universidad de Antioquia

viv\_1061@hotmail.com



## 1. INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales tanto domésticas como industriales constituyen una fuente de ambientes receptores. Según Fernández (1995), las aguas residuales domésticas son la mayor fuente de materias orgánicas que se vierten sobre el agua dulce. Por esta razón en todo el mundo cada vez se pone mayor atención al tratamiento de este tipo de agua residual, aplicando métodos que combinan procesos físicos, químicos y biológicos. Sin embargo, los sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales con plantas acuáticas no han sido muy estudiados.

Las plantas acuáticas, llamadas también *macrófitas acuáticas*, están representadas por todo aquel tipo de vegetación que crece en la zona litoral de lagos, embalses y ríos, sea en la zona de interfase agua- tierra, sobre la superficie del agua o totalmente sumergida (Roldán, 1992). Curt *et al.* (2004) las han denominado macrófitas ya que son vegetales observables a simple vista. Novotny y Olem, citados por Hidalgo *et al.* (2005), afirman que el uso de plantas acuáticas ha sido desarrollado como un tratamiento secundario o terciario de aguas residuales, demostrando ser eficiente en la remoción de una amplia gama de sustancias orgánicas, así como nutrientes y metales pesados.

Las plantas adaptadas a vivir en agua con elevada carga orgánica utilizan su propia energía procedente en última instancia de la energía solar captada por fotosíntesis y son capaces de enviar el oxígeno del aire hasta sus raíces a través de un sistema conductor muy especializado. Esto favorece la degradación de la materia orgánica del entorno de las raíces por medio de los microorganismos que viven asociados al sistema radicular de la planta (Curt *et al.*, 2004). Dichos organismos descomponedores se ven favorecidos por el transporte de los detritos humanos, agotando la existencia de oxígeno disuelto y creando condiciones sépticas (Orozco y Salazar, 1987).

Crites y Tchobanoglous (2000) plantean que el uso de plantas acuáticas flotantes se exploró en la década de 1970 en el centro espacial de la National and Space Administration (NASA) como un sistema potencial de tratamiento de aguas residuales para viajes espaciales. A pesar de los fracasos, la tecnología ha evolucionado y se ha integrado con sistemas de lagunas aireadas, aireación extendida y humedales artificiales para ofrecer opciones nuevas para el tratamiento de aguas residuales.

Debido a la habilidad de las plantas acuáticas para asimilar contaminantes, se utilizan para detectar la calidad de los efluentes industriales y para removerlos de lagunas donde han sido previamente vertidas dichas aguas (Roldán, 1992). Estos sistemas naturales son capaces de eliminar, hasta cierto punto, casi todos los constituyentes del agua residual considerados como contaminantes: sólidos suspendidos, materia orgánica, nitrógeno, fósforo, elementos de traza, compuestos orgánicos de traza, y microorganismos (Metcalf y Eddy, 1995).

Por otra parte, las macrófitas acuáticas obtienen del agua todos los nutrientes que requieren para su metabolismo, siendo el nitrógeno y el fósforo, junto a los iones de potasio, calcio, magnesio, hierro, amonio, nitrito, sulfato, cloro, fosfato y carbonato, los más importantes. Poseen un sistema de raíces, que pueden tener microorganismos asociados a ellas para favorecer la acción depuradora de las plantas acuáticas (Novotny y Olem, 1994, citados por Curt *et al.*, 2004).

La efectividad de las macrófitas como depuradoras de aguas cargadas con nutrientes ha sido estudiada por varios autores. En Cuba, Rodríguez *et al.* (1996) realizaron un estudio comparativo de la capacidad depuradora de cinco plantas acuáticas flotantes (jacinto de agua, lemna, pistia, salvinia, azolla), y los resultados obtenidos demuestran que, mediante el uso de estas plantas, se puede obtener buenas eficiencias en la remoción de los contaminantes más comunes de las aguas residuales domésticas, siendo significativas las remociones en carga de nitrógeno entre 7 y 38 kg de NTK/Ha.d y cargas de fósforo entre 0,9 y 13 kg de P/Ha.d, y observándose que el tamaño de la planta así como su sistema radicular influyen en la remoción de contaminantes.

Nahlik y Mitsch (2006) estudiaron cinco tratamientos con humedales dominados por plantas acuáticas flotantes con una variedad de aguas residuales, donde se comparó su efectividad en el tratamiento de materia orgánica y nutrientes en la cuenca del río Parismina en el este de Costa Rica. Allí los niveles de amoniaco y fosfatos disminuyeron hasta en un 92%.

Zimmels *et al.* (2006) examinaron la efectividad de purificación de *Eichhornia crassipes* y de *Pistia stratiotes* en pruebas piloto en cascada y semi-continuo. Los tests a escala de laboratorio confirmaron la capacidad de estas plantas para alcanzar bajos niveles de DBO (5 -7 mg/L) y DQO (40-50 mg/L), es decir que en términos de estos parámetros, y para este caso, se cumple con los requerimientos para el uso del agua tratada en sistemas de riego.

Los anteriores autores enfocaron su estudio en la remoción de nutrientes; sin embargo Sooknah y Wilkie (2004) evaluaron además la disminución de la DQO, los sólidos suspendidos y observaron el comportamiento de las variables fisicoquímicas a lo largo del tratamiento del agua residual proveniente de un digestor anaeróbico de un efluente lechero, con tres macrófitas flotantes (*P. stratiotes*, *E. crassipes* y *H. umbellata*) en un sistema Batch en periodos de 31 días. El sistema con *Pistia Stratiotes* logró una remoción de DQO del 79.6% y de nitrógeno amoniacal de 99.2%, en aguas con dilución 1:1.

Feijóo *et al.* (2002) realizaron un estudio para evaluar experimentalmente la importancia relativa de la absorción de fósforo y nitrógeno del agua y de los sedimentos en *Egeria densa* y encontraron que esta macrófita sumergida absorbe fósforo del agua y nitrógeno en forma de amonio.

En esta investigación se plantearon como preguntas: ¿Existen diferencias significativas en la **remoción** de materia orgánica por parte de *Pistia stratiotes* y *Egeria densa*? Y ¿Existe un efecto significativo de los parámetros fisicoquímicos, medidos en los reactores, sobre la remoción de materia orgánica por las macrófitas propuestas? Se consideró como hipótesis: la macrófita acuática *Egeria densa* presenta mayores porcentajes de remoción de DQO ya que tiene mayor área de contacto con el sustrato en comparación con *Pistia stratiotes*, al utilizarse igual peso húmedo de las dos especies y los **parámetros fisicoquímicos** como la temperatura del agua, conductividad eléctrica, pH, dureza total y alcalinidad total inciden sobre las macrófitas acuáticas *P. stratiotes* y *E. densa* como depuradoras de materia orgánica, afectando los porcentajes de remoción de DQO.

Como objetivo general se planteó realizar un análisis comparativo de la remoción de Ftalato Ácido de Potasio por parte de *Pistia stratiotes* y *Egeria densa* en sistemas Batch, a través de ensayos de laboratorio en periodos cortos de 15 días.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

Aclimatación de las macrófitas: Las plantas utilizadas, *Pistia stratiotes* (Obtenida de la microestación de la Universidad de Antioquia) y *Egeria densa* (Obtenida del embalse La Fe), al provenir de ambientes con unas condiciones de temperatura ambiental diferentes a las del laboratorio, necesitaron un periodo de adaptación a las condiciones donde finalmente se realizaron los ensayos: laboratorio del grupo de investigación en Gestión y Modelación Ambiental, GAIA, de la Universidad de Antioquia. Por esta razón se dispusieron inicialmente en una pecera madre, con capacidad de 455L, ubicada en la zona de experimentación del laboratorio del GAIA y después de 2 semanas en esta pecera, las plantas se trasladaron a peceras de adaptación de 25L, con aireación constante, de donde se extrajeron directamente para ser utilizadas en los diferentes tratamientos (Figura 1).

Preensayos: Se realizaron dos preensayos para conocer el comportamiento de las variables y de esta manera ajustar la metodología. Después de este periodo de prueba, se iniciaron los ensayos definitivos.

Módulos experimentales: Las dos especies de plantas seleccionadas se dispusieron en 6 peceras experimentales a escala de laboratorio, operando como reactor Batch. Tres de los reactores tuvieron la misma especie de plantas, al igual que los otros tres. Se dispuso de dos peceras utilizadas como estándar (contenían agua residual sintética y una concentración conocida de FAP) y un blanco que sólo contenía agua residual sintética.



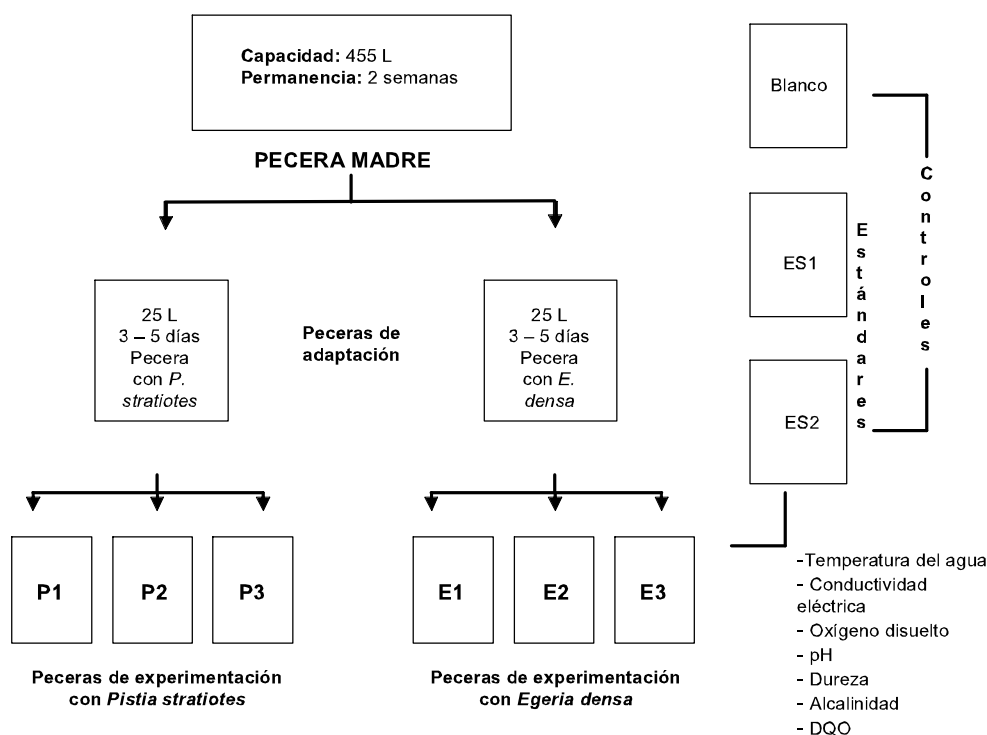


Figura 1. Diseño experimental.

**Dimensiones:** Los reactores consistían en peceras en vidrio: ancho 11 cm, largo 23 cm y profundidad 16 cm, cada una contenían 3.2L de la solución de agua residual sintética y FAP.

**Concentraciones:** Se definieron tres niveles de concentraciones de FAP, expresadas en términos de DQO. Dichas DQO fueron las que Metcalf y Eddy (1995) reportan como agua residual débil (DQO baja, alrededor de 250 mg/L O<sub>2</sub>); media (DQO media, alrededor de 500 mg/L) y fuerte (DQO alta, alrededor de 1000 mg/L).

**Agua residual sintética:** El agua residual utilizada poseía los componentes que se presentan en la Tabla 1, con los cuales se proporcionó a las plantas los nutrientes necesarios para su crecimiento. Adicionalmente contenía FAP como sustrato orgánico en las tres concentraciones anteriormente mencionadas.

Tabla 1. Componentes del agua residual sintética (Fuente: Según Dancong, et al 2000, citado por Fabregas, T. V. (2004).

COMPUESTO	NOMBRE	CANTIDAD EN g PARA 30L
$\text{KH}_2\text{PO}_4$	Fosfato dihidrogenado de potasio	1.53
$\text{NH}_4\text{Cl}$	Cloruro de amonio	8.18
$\text{K}_2\text{HPO}_4$	Fosfato dipotásico hidrogenado	3.915
$\text{MgCl}_2$	Cloruro de magnesio	8.27

Los muestreos se realizaron de la siguiente forma: Todos los días se determinaron las variables: Temperatura del agua, Oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxígeno, conductividad eléctrica (CE) y pH. Los días 1, 4, 8, 11 y 15 se determinaron la alcalinidad total y dureza total. La DQO fue determinada los días 1, 8 y 15.

Para realizar el análisis comparativo en la remoción de FAP de las dos macrófitas, se utilizó la DQO como variable respuesta. De esta manera se logró determinar los porcentajes de remoción. Se realizaron observaciones microscópicas de las muestras de agua para así establecer los microorganismos presentes, que permitieron hacer apreciaciones adicionales de la calidad del agua en los tratamientos.

Los métodos de laboratorio utilizados para la determinación de los parámetros fisicoquímicos se establecieron con base en las guías de Standar Methods for Examination of Water and WasterWater (1998). La medición de la Temperatura, Oxígeno disuelto, conductividad y pH se realizó in- situ utilizando equipos portátiles

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 2 presenta los resultados del análisis de componentes de varianza de los parámetros fisicoquímicos; el factor más influyente para la temperatura del agua y la DQO es el día; para la CE, el OD, el pH y la alcalinidad total es el tratamiento y para la dureza total, es el ensayo, es decir que el 57% de las variables dependen básicamente del tratamiento y en menor proporción del ensayo y el día.

Variable	% de componentes de varianza		
	Ensayo	Día	Tratamiento
T° agua	31,53	<b>44,57</b>	23,89
CE	31,09	30,83	<b>38,08</b>
OD	13,41	21,71	<b>64,88</b>
pH	0,00	43,65	<b>56,35</b>
Alcalinidad total	0,00	4,37	<b>95,63</b>
Dureza total	<b>72,78</b>	17,59	9,63
DQO	0,00	<b>62,30</b>	37,70

Tabla 2. Componentes de varianza de las variables en los ensayos definitivos.

**Temperatura del agua.** En particular en el tratamiento P1, los tres ensayos presentan temperaturas superiores con relación a los demás tratamientos, debido probablemente a la capacidad de *P. stratiotes* para almacenar calor ya que dicha macrófita cubre una gran área superficial que provoca retención de calor al interior de las unidades de tratamiento.

Otro factor externo que contribuye a las variaciones de la temperatura, probablemente, se puede atribuir a la hora del día en que se realizó la medición, lo cual se relaciona con los procesos metabólicos dentro de la fotosíntesis y la respiración que llevan a cabo las macrófitas.

Adicionalmente la temperatura ambiente del laboratorio varía en 5° C, lo que ocasiona variaciones en la temperatura del agua.

**Conductividad eléctrica.** La CE se incrementa a diario en todos los tratamientos posiblemente debido a la ionización que sufren los componentes del agua residual sintética y por supuesto el FAP. Inicialmente se pensó que el FAP no se había disuelto completamente el día 1, lo cual había afectado el comportamiento CE; sin embargo su solubilidad es de 25g en 100ml de agua a temperatura ambiente, es decir 0,25 g/ml, y en los tratamientos, se utilizaron 0,000213 g/ml, 0,000427 g/ml y 0,000854 g/ml para 250, 500 y 1000mg/l de DQO respectivamente, lo que sugiere que el FAP se solubilizó por completo desde el inicio del tratamiento.

Es importante resaltar que los valores iniciales de conductividad están relacionados con las concentraciones iniciales de FAP. Así a mayor concentración de FAP, hay mayor conductividad eléctrica, lo cual concuerda con la dependencia de la CE del tratamiento.

**pH.** Existe una dependencia del pH del tratamiento en donde los valores de pH iniciales son más bajos a mayor DQO, debido a la acidez que imparte el FAP. Pero esta condición cambia con el tiempo debido a que el pH va aumentando con una tendencia a estabilizarse probablemente debido a la acción de las macrófitas como buffer.

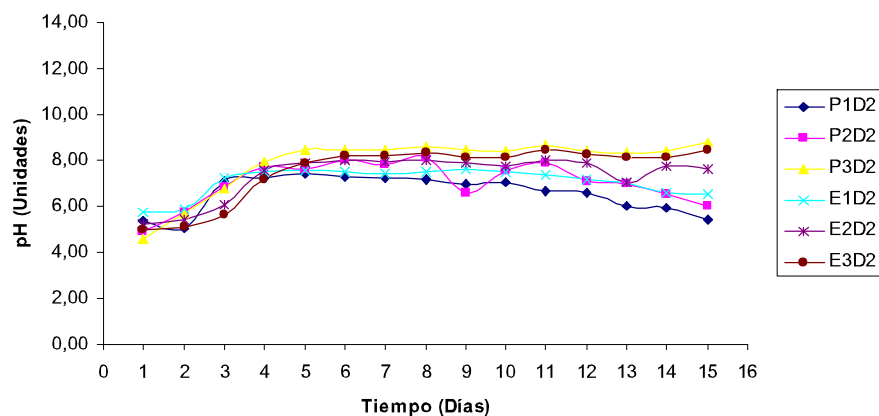


Figura 2. Comportamiento del pH del ensayo definitivo 2.

**Alcalinidad total.** En la Figura 3, se observa que los tratamientos 4, 5 y 6 con *P. stratiotes* tienen alcalinidades totales más altas que se incrementan conforme aumenta la concentración de FAP; además se observa cómo la dispersión aumenta. Igualmente en los tratamientos 7, 8 y 9 con *E. densa*, las alcalinidades totales aumentaron paralelamente con las concentraciones de FAP.

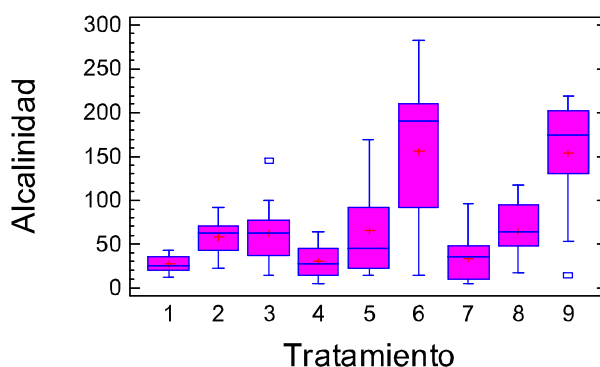


Figura 3. Tratamiento vs alcalinidad total (mg/L CaCO<sub>3</sub>).

Sooknah *et al.* (2004) registran disminuciones de 38,5% de la alcalinidad total en tratamientos donde se utilizó *P. stratiotes*, mientras que en esta investigación para la DQO más baja, disminuyó en promedio el 80%; para la DQO intermedia, el 30% y para el tratamiento de mayor concentración, la alcalinidad se incrementó considerablemente. Las diferencias en los porcentajes de remoción se deben posiblemente a que el agua residual tratada tiene características diferentes, en el caso del resultado obtenido por Sooknah *et al.* (2004), el agua tratada es efluente de una industria lechera y la utilizada en esta investigación es sintética. Además las alcalinidades totales iniciales en esta investigación son mucho más bajas, entre 15 y 60 mg/L CaCO<sub>3</sub>, mientras que las del efluente lechero presentaban valores de alcalinidad total iniciales del orden de 650 mg/L CaCO<sub>3</sub>.

**Dureza total.** Al hacer un análisis de varianza univariado se obtiene la Figura 4 en donde se comparó el tratamiento con el ensayo y ahí se observó cómo el segundo ensayo se vio influenciado probablemente por impurezas en los reactivos constituyentes del agua residual sintética; además el utilizar plantas diferentes en cada ensayo probablemente afectó la dureza total a lo largo del tratamiento.

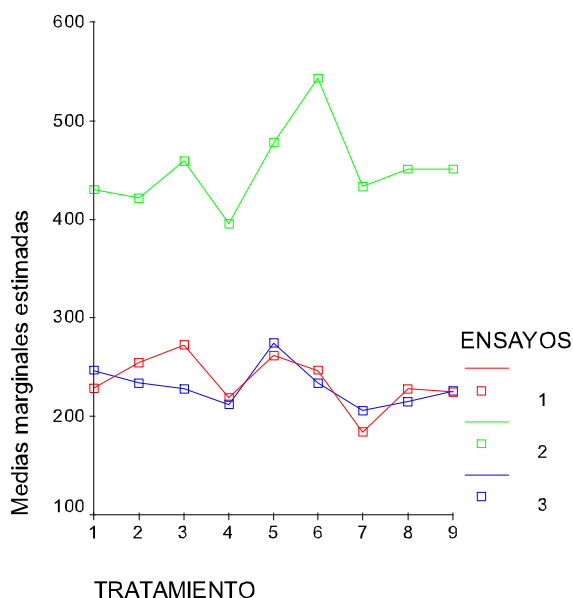


Figura 4. Tratamiento vs ensayo para la alcalinidad total (mg/L CaCO<sub>3</sub>).

Sawyer *et al.* (2001) clasifican las aguas con respecto al grado de dureza. Según esta clasificación, inicialmente el agua es considerada dura, 150-300 mg/L CaCO<sub>3</sub>, mientras que a medida que avanzan los ensayos, la dureza aumenta con lo cual tendrían una clasificación de muy dura que comprende durezas superiores o iguales a 300 mg/L CaCO<sub>3</sub>. Este resultado obtenido indica que hay productos del metabolismo de las plantas y los microorganismos asociados, que generan dureza.

**Demanda química de oxígeno.** La proporción DBO<sub>5</sub>/DQO del agua residual tratada es de 0,70, lo cual indica que puede ser depurada a través de un tratamiento biológico como el propuesto con macrófitas acuáticas. La proporción entre la DBO<sub>5</sub> y la DQO es un indicador del tratamiento biológico. Generalmente, los procesos de descomposición biológica comienzan y ocurren de manera rápida con proporciones de DBO: DQO de 0,5 o mayor. Las proporciones entre 0,2 y 0,5 son susceptibles al tratamiento biológico; sin embargo la descomposición puede ocurrir de manera más lenta debido a que los microorganismos degradantes necesitan aclimatarse a las aguas residuales. Una proporción de menos de 0,2 representa graves limitaciones para el tratamiento biológico (Fresenius *et al.*, 1989).

Al realizar el diagrama esquemático de la DQO con el factor más influyente, el día, se obtiene la Figura 5 (a) donde se observa claramente la disminución de la DQO al pasar el tiempo. Este resultado se corrobora con la Tabla 3 que presenta los porcentajes de remoción de la DQO en cada uno de los tratamientos.

Tratamiento	% remoción de DQO al día 8			% remoción de DQO al día 15		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3
P1	60,5	62,5	62,5	63,6	86,6	82,14
P2	76,5	82,1	76,9	81,8	84,7	86,26
P3	87,7	86,0	78,8	90,8	98,7	90,91
E1	56,4	62,5	71,4	63,6	91,1	84,69
E2	70,6	82,1	76,9	75,0	94,5	86,26
E3	85,0	86,7	90,4	87,8	95,2	94,51

Tabla 3. Porcentajes de remoción de DQO en los ensayos definitivos.

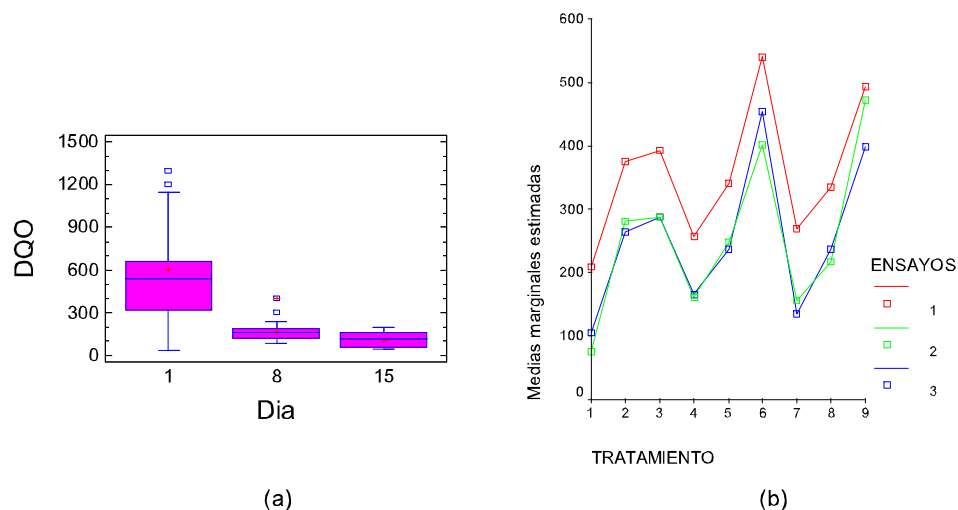


Figura 5. (a) Día vs DQO (mg/L O<sub>2</sub>); (b) Tratamiento vs ensayo para la DQO (mg/L O<sub>2</sub>)

Por otra parte la Figura 5(b), resultado de un análisis de varianza univariado, permite comparar el comportamiento de los tratamientos en cada uno de los ensayos, por medio de medias marginales estimadas. Aquí es evidente la similitud existente entre los ensayos 2 y 3, mientras que el ensayo 1 presenta valores superiores, lo que significa que se alcanzaron porcentajes de remoción inferiores.

La Figura 6 permite comparar los porcentajes de remoción de DQO de las dos especies y aquí se observa que las remociones no presentan diferencias significativas.

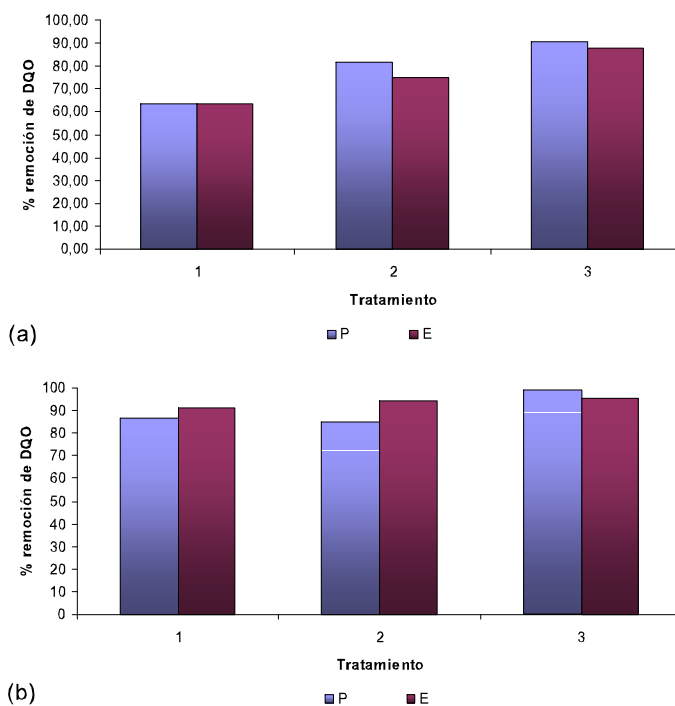
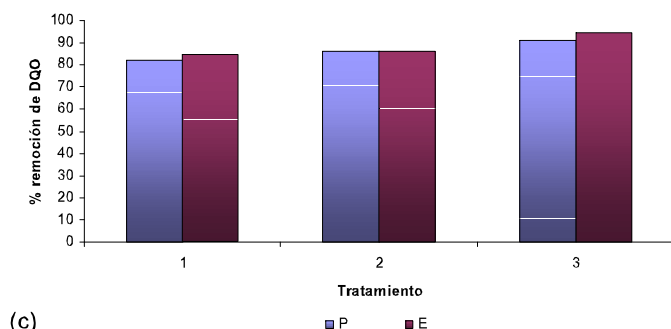
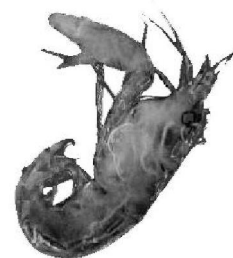


Figura 6. Porcentajes de remoción de DQO a los 15 días en los ensayos: (a) Definitivo 1, (b) Definitivo 2 y (c) Definitivo 3.





(c)



El estudio realizado por Sooknah *et al.* (2004), con lechuga de agua, alcanzó porcentajes de reducción de DQO de 79,6%, partiendo de 985 mg/L O<sub>2</sub> de DQO, en un periodo de tiempo de 31 días. Comparativamente en este caso *P. stratiotes* alcanzó remociones promedio de DQO de 93, 84 y 77%, para las concentraciones de DQO alta, media y baja respectivamente. Esto podría indicar que para esta especie, en los primeros días, la remoción es significativa, pero llega un momento en el que se tiende a estabilizar el sistema y por ende, la DQO permanecería relativamente constante. Para el caso de *E. densa* no se encontró un estudio que contenga datos de remoción de DQO.

**Microorganismos.** Se encontraron algas, diatomeas y clorococales, que aparecieron en el blanco en el primer ensayo definitivo, lo cual indica que el tratamiento se contaminó. Por esta razón se generaron variaciones considerables en los parámetros fisicoquímicos de dicho tratamiento. De igual manera los estándares tomaron una coloración verdosa, producto de la contaminación cruzada entre tratamientos. Ya para el segundo y tercer ensayo definitivo, se tomaron precauciones para evitar que esto sucediera. Sin embargo las algas aparecieron al final del tratamiento; por ende algunas de las variables que inicialmente se habían definido como de «control», es decir la CE, OD y pH, no permanecieron estables.

Todos los microorganismos participantes en el proceso de remoción de materia orgánica forman una micro cadena alimenticia y según Orozco y Salazar (1987), a medida que se avance en la cadena, más ineficientemente se utiliza la energía disponible; esta energía se obtiene al realizar transformaciones de los sustratos disponibles para la alimentación.

## 4. CONCLUSIONES

*E. densa* alcanzó porcentajes de remoción de DQO ligeramente superiores a los de *P. stratiotes*, debido a que absorbe nutrientes por las hojas y no por las raíces, lo que representa mayor área de contacto con el sustrato. Para la DQO más alta, los porcentajes promedio fueron iguales.

Se presentó una tendencia general, tanto en los preensayos como en los ensayos definitivos, donde a mayor DQO, hay mayor porcentaje de remoción debido a la mayor disponibilidad de nutrientes para las plantas y los microorganismos.

Respecto a las variables temperatura del agua, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y pH se encontró lo siguiente:

La temperatura del agua fluctuó debido básicamente a la ubicación de las peceras y se vio afectada principalmente por el día, ya que la hora de muestreo varió.

La CE aumentó a diario probablemente por la ionización que sufrieron los constituyentes del agua residual tratada y dependió básicamente del tratamiento debido a las diferentes concentraciones de FAP tratadas.

El OD fluctuó aleatoriamente al cambiar el volumen de agua por la toma de muestras ya que fue suministrado por un aireador.

El pH inicialmente dependió de las cantidades de FAP agregadas; fue más bajo a mayor concentración, pero se incrementó, con tendencia a estabilizarse, por la degradación del compuesto al generarse KOH.

Los resultados del presente estudio permiten inferir que es posible emplear las macrófitas *Pistia stratiotes* y *Egeria densa* en el tratamiento de agua residual doméstica. Cabe resaltar que es importante considerar otros factores o variables que permitan concluir que bajo estas condiciones las plantas acuáticas mencionadas presentan una excelente remoción.

## REFERENCIAS

- APHA/WWA, WPCF, 1998. Standard Methods for the Examination of water and Wastewater. 16 Ed. APHA/WWA, WPCF. Whashington, USA.
- Crites y Tchobanoglous, 2000. Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Colombia: McGraw Hill. Tomo 1. 343 P.
- Curt, M. D., Fernández, J., De Miguel, E. and De Miguel, J., 2004. Manual de fitodepuración. Universidad Politécnica de Madrid. pp. 61-77.
- Fabregas, T. V., 2004. SBR Technology for Water treatment: suitable gerational conditions for a nutrient removal, Ph. D. Tesis; Universidad de Girona, Laboratorio de Ingeniería química ambiental.
- Feijoó, C., 2002. Nutrient Absorption by the Submerged Macrophyte *Egeria densa* Planch.: Effect of Ammonium and Phosphorus Availability in the Water Column on Growth and Nutrient Uptake. **Limnetica** 21(1-2): pp.93-104.
- Fernández, M. A., 1995. Biología de la contaminación del agua dulce. Alambra. 171 P.
- Fresenius, W.; Schneider, W.; Böhnke, B. and Pöppinghaus, K., 1989. *Waste water technology: origin, collection, treatment and analysis of waste water*. Nueva York: Springer-Verlag. 17 P.
- Hidalgo, J., Montano, J. y Estrada, M., 2005. Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Theoria* 14. Vol. 14(1): pp. 17-25.
- Metcalf Y. E., 1995. Ingeniería de Aguas Residuales. 2ª Ed. Madrid: McGraw Hill. 1485 págs.
- Nahlik, A. y Mitsch, W., 2006. Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. **Ecological Engineering** 28: pp. 246-257.
- Novotny, V. y Olem, H., 1994. Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution. Van Nostrand Reinhold, New York. 1054 P.
- Orozco, A. y Salazar, A., 1987. Tratamiento biológico de las aguas residuales. Universidad de Antioquia – Facultad de ingeniería – CESET –. 473 P.
- Rodríguez, C., Díaz, M., Guerra, L. y Hernández, J., 1996. Acción depuradora de algunas plantas acuáticas sobre las aguas residuales. Centro de investigaciones hidráulicas. Instituto Superior Politécnico. Facultad de Ingeniería Química. Ciudad de la Habana, Cuba. 5 págs.
- Roldán, G., 1992. Fundamentos de limnología neotropical. Medellín: Universidad de Antioquia. 529 P.
- Sawyer, C., Mccarty, P. y Parkin, G., 2001. Química para ingeniería ambiental. 4 ed. Colombia: McGraw-Hill. 713 P.
- Sooknah, R. y Wilkie, A., 2004. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological Engineering* 22, pp. 27-42.
- Zimmels, Y., Kirzhner, F. y Malkovskaja, A., 2006. Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. *Environmental* 81: pp. 420-428.

