

UNIVERSITAS —SCIENTIARUM—

Volumen 3 N° 1-2, julio - diciembre 1996

REVISTA DE LA FACULTAD
DE CIENCIAS



PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

USO DE DOS ESPECIES DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS, *Limnobium laevigatum* Y *Eichhornia crassipes* PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES AGROINDUSTRIALES

LUZ TERESA VALDERRAMA

Programa de Saneamiento y Biotecnología Ambiental, Departamento de Biología, Facultad Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana. A.A. 56710. Santa Fe de Bogotá, Colombia.

Resumen

Se evaluó a escala piloto el efecto de dos macrófitas acuáticas *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* para el mejoramiento de la calidad de un agua residual agroindustrial. Las dos macrófitas evaluadas fueron eficientes en la estabilización y neutralización del pH, disminución de las concentraciones de coliformes totales, DBO, DQO y sólidos suspendidos totales. Eficiencias promedio de remoción: coliformes totales, 68 y 22% con *L. laevigatum* y *E. crassipes* respectivamente; DBO, 76 Y 53%; DQO, 26 Y 18%; sólidos suspendidos totales, 70 y 56% con *L. laevigatum* y *E. crassipes* respectivamente. *L. laevigatum* produjo un incremento en la alcalinidad total con respecto al afluente y fue más eficiente en la remoción de coliformes fecales que *E. crassipes*. Para los otros parámetros evaluados: temperatura, conductividad, sólidos disueltos y cloruros, las macrófitas no produjeron diferencias significativas en el afluente.

Palabras clave: Tratamiento de aguas residuales, macrófitas acuáticas, agroindustria,

Abstract

The effect of two aquatic macrophytes (*Limnobium laevigatum* and *Eichhornia crassipes*) was evaluated on a pilot-scale basis in order to improve an agroindustrial wastewater effluent treatment. These species were found to be useful in stabilizing and neutralizing wastewater pH and depleting total coliforms, DBO, DQO and total suspended solids concentrations. The removal efficiencies were: total coliforms, 68 and 22% with *L. laevigatum* and *E. crassipes* respectively; DBO, 76 and 53%; DQO, 26 and 18% and TSS, 70 and 56% with *L. laevigatum* and *E. crassipes* respectively. *L. laevigatum* produced a significant increase in total alkalinity in respect to the affluent and was more efficient in fecal coliforms removal than *E. crassipes*. No changes on temperature, conductivity, dissolved solids or chloride were obtained for any system in respect to the affluent.

Key words: *Limnobium laevigatum*, *Eichhornia crassipes*.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales con plantas acuáticas son una tecnología relativamente novedosa y poco estudiada en el país, que puede ofrecer una alternativa de solución al problema de la contaminación por vertimientos líquidos provenientes de la agroindustria; además de ser un sistema económico y relativamente sencillo, ha demostrado ser eficiente en la remoción de una amplia gama de sustancias contaminantes. Por otra parte, las macrófitas utilizadas pueden aprovecharse posteriormente como abono, alimento animal o producción de energía.

El empleo de macrófitas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales se ha desarrollado rápidamente en las últimas décadas, principalmente en Europa y Estados Unidos. El jacinto o buchón acuático, *Eichhornia crassipes*, ha sido la especie más estudiada hasta el momento, con buenos resultados en la remoción de DBO, sólidos suspendidos, organismos patógenos, nutrientes e incluso metales pesados (Burline, 1991; DeBusk y Reddy, 1987; Flórez, 1992; Kawai, 1987; McAnally y Benefield, 1992; Pieterse, 1978; Romitelli, 1983; Wolverton, 1988; Yeoh, 1994). En los últimos veinte años se han evaluado otras especies, tanto flotantes, como emergentes y sumergidas, para el tratamiento de todo tipo de residuos, con resultados prometedores, principalmente en la remoción de materia orgánica y nutrientes (Bishop y Eighmy 1989; Gersberg *et al.*, 1982; Lienard *et al.*, 1993; Oron, 1990; Wolverton, 1983).

El desarrollo de estos sistemas resulta aún más promisorio en el trópico, ya que la alta diversidad ofrece un mayor número de especies para la investigación, y la temperatura y la radiación solar no son factores limitantes, como sí ocurre en los países templados donde se ha realizado la mayor parte de estas investigaciones. Sin embargo, es necesario todavía un gran volumen de estudios, no sólo de diseño, sino de ecología y bioquímica básicas de estos sistemas, que

contribuyan a dilucidar su funcionamiento con miras a optimizar su eficiencia.

En el presente trabajo se evaluó la eficiencia de dos macrófitas acuáticas, *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes*, para remover materia orgánica, sólidos suspendidos y coliformes totales y fecales del agua efluente del sistema de tratamiento de aguas residuales de una agroindustria.

Las dos especies estudiadas son macrófitas flotantes con hábito de hierba perenne, abundantes en la Sabana de Bogotá, donde se llevó a cabo el estudio. *Eichhornia crassipes*, de la familia *Pontederiaceae*, es una especie originaria de América tropical, pero actualmente cosmopolita gracias a su capacidad de adaptación y su alta tasa fotosintética. Posee un rizoma corto, peciolo turgente, hojas dispuestas en roseta y una densa masa radicular con numerosas raíces plumosas (Figura 1a).

Limnobium laevigatum, de la familia *Hydrocaritaceae*, se halla distribuida exclusivamente por América tropical y subtropical; es una planta pequeña, con hojas generalmente orbiculares dispuestas en roseta, de unos pocos centímetros de diámetro, borde liso y haz brillante. Típicamente las plantas de *Limnobium laevigatum* poseen una almohadilla en la superficie abaxial de la hoja, que puede alcanzar hasta 1 cm de espesor (Figura 1b).

Hasta la fecha no se han encontrado en la literatura reportes sobre la utilización de esta especie para el tratamiento de aguas residuales, ni sobre sus posibles usos comerciales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó el efluente del sistema de lagunas de oxidación de una agroindustria de la Sabana de Bogotá. Este sistema consta de cinco lagunas en serie en las cuales se reciben los residuos líquidos de una industria láctea y el estiércol de un criadero de

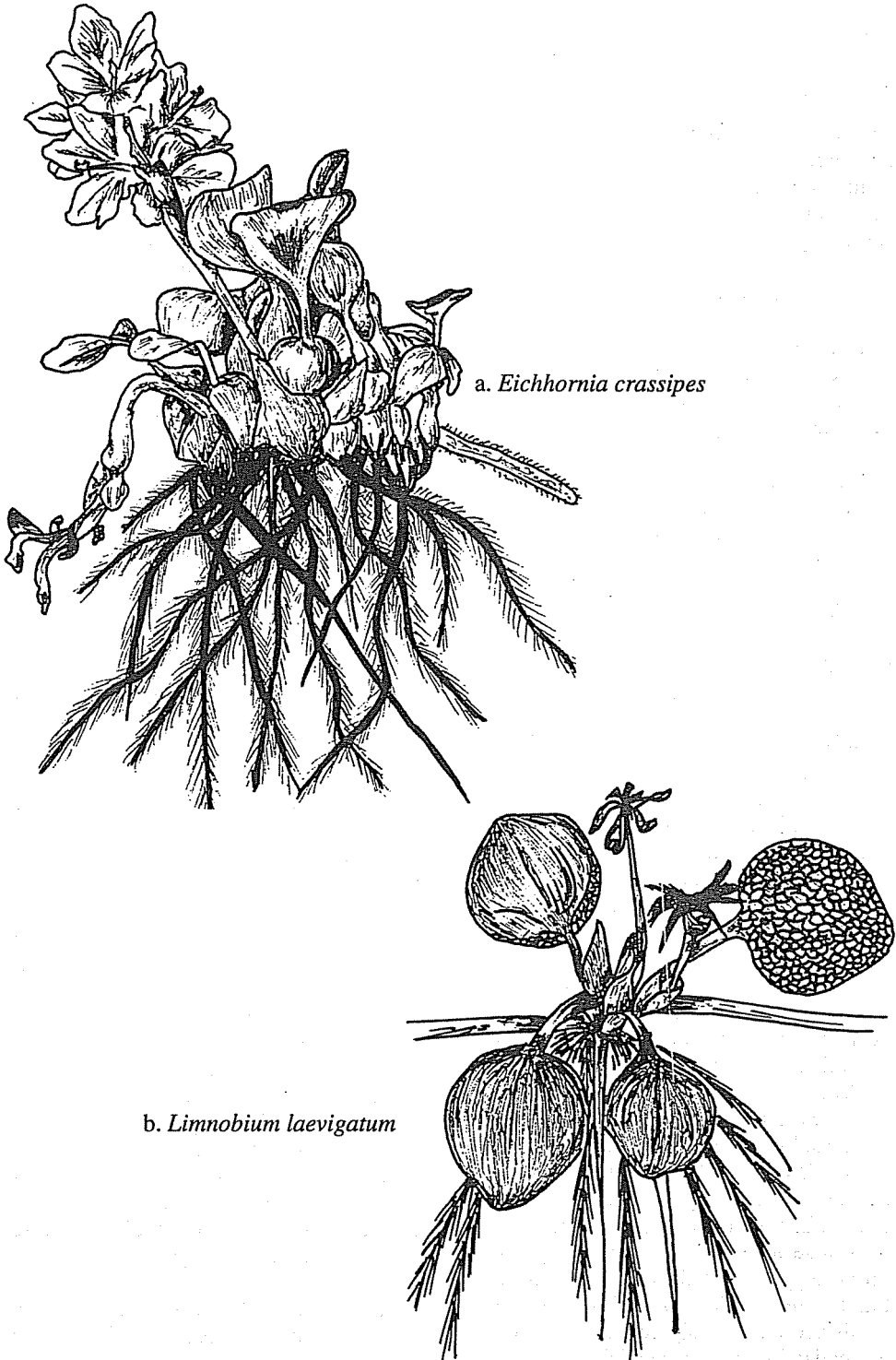


FIGURA 1 Especies evaluadas: a. *Eichhornia crassipes*. b. *Limnobium laevigatum*

porcinos. Cada uno de estos efluentes ha sido tratado previamente por separado: en un sistema DAF para remover grasas (lácteos) y en un foso estercolero (porcinos). El agua residual contiene principalmente materia orgánica en descomposición, altas concentraciones de cloruros por el vertimiento de salmueras y aguas de lavado de los quesos de la planta láctea, y altas concentraciones de nutrientes, provenientes del estiércol del ganado porcino.

El estudio se llevó a cabo a cielo abierto en el sitio donde está localizado el sistema de tratamiento de la industria. Los muestreos se realizaron en época de lluvias.

Se utilizaron dos tinas plásticas de 20 cm de profundidad y 36 litros de capacidad sembradas con *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* respectivamente. Las plantas se obtuvieron de estanques cercanos al sitio de experimentación, donde había poblaciones bien establecidas de cada una de las dos especies. Las densidades de siembra al inicio del experimento fueron de 4.5 kg/m² para *Limnobium laevigatum* y de 9 kg/m² para *Eichhornia crassipes*. El estudio tuvo una duración de 9 semanas, con un tiempo de retención de 8 días y una alimentación semicontinua: 10 litros del agua inicial de cada una de las tinas fueron remplazados semanalmente con 10 litros nuevos del efluente final del sistema de tratamiento.

Para evaluar el efecto depurador de las macrófitas, se caracterizó semanalmente el agua de recambio antes de pasar por el tratamiento con macrófitas, y después de ocho días, antes de una nueva alimentación, se caracterizó una muestra de cada una de las tinas. Los parámetros evaluados fueron pH, DBO soluble, DQO, coliformes totales, coliformes fecales y sólidos suspendidos totales. Los análisis microbiológicos se realizaron de acuerdo con la metodología modificada para determinación de coliformes totales y fecales de *Tarruella* (Sf); para los análisis restantes se siguieron los «Métodos normalizados para el análisis de aguas y

aguas residuales» (AWWA; APHA; WPCF, 1985).

Para el tratamiento estadístico de los datos se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney, con un nivel de significación de 0.10. Para la escogencia de la prueba se tuvieron en cuenta los criterios señalados por Daniel (1981) para pruebas de comparación de medias poblacionales, suponiendo poblaciones distintas para la comparación y un número de muestras menor de 20 en cada una de las poblaciones estudiadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las Figuras del 2, 3, 4 y 5 se presentan los resultados de este estudio. Los valores marcados como «Entrada» corresponden al afluente a los sistemas estudiados, y las letras L y E corresponden a *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* respectivamente.

Durante el estudio se observó una alta variabilidad en las características del agua residual con que eran alimentadas las tinas. Esta variabilidad afecta el comportamiento de las macrófitas, y del sistema en conjunto, ya que no existe un flujo constante de nutrientes y materia orgánica hacia las plantas, y las condiciones del medio acuático fluctúan constantemente. Es posiblemente por esta razón que los porcentajes de remoción son altamente variables de una semana a otra.

La variabilidad del afluente puede deberse en primer lugar a la irregularidad en la frecuencia y volumen de las descargas provenientes de la planta de lácteos y de la industria porcícola, y en segundo lugar, a la estacionalidad climática. La confluencia de estos dos factores ocasiona fuertes variaciones semanales en las concentraciones de casi todos los parámetros estudiados (véase datos «E» de todas las figuras).

Por otra parte, *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* pasaron inicialmente por un período de estrés al entrar en contacto

con el agua residual, manifestado en la disminución de la densidad inicial y la proliferación de *Lemna* sp. y *Wolffia* sp. en el estanque con *Limnobium*, y en la necrosis de los ápices de las hojas en *Eichhornia*. Este período que fue de aproximadamente dos meses para *Eichhornia* y de 20-25 días para *Limnobium* podría atribuirse, al menos en el caso de *E. crassipes*, a la alta concentración de cloruros, no menor de 200 mg/l (datos no publicados). Hannah y Clark (1976), Simmonds (1978) y Restrepo y Cardeñosa (1990) reportan la sensibilidad de *E. crassipes* a la salinidad. Según Hannah y Clark (1976), la alta concentración de cloruros es un obstáculo para la dispersión de los jacintos y de otras plantas acuáticas. En un experimento para evaluar la tolerancia de los jacintos a la salinidad, muchas de las hojas expuestas a concentraciones entre 100 y 500 ppm de cloruros murieron y fueron remplazadas por otras nuevas.

Debe descartarse la posibilidad de que las plantas hayan sufrido estrés debido a variaciones climáticas, puesto que se obtuvieron de poblaciones muy bien establecidas en estanques vecinos al sitio de experimentación.

Otro de los factores que pudo influir en el decaimiento inicial es la baja relación N:P, que para el estudio es de 0.1 aproximadamente (datos no publicados). Según Reed (1988) la relación óptima N:P para *Eichhornia crassipes* es de 6:1, ya que las plantas acuáticas requieren nitrógeno en cantidades mucho mayores que fósforo. En el afluente se encontró una relación N:P en la que el fósforo presenta una concentración mucho mayor que la del nitrógeno. Esta relación, aunque es usual en algunos tipos de aguas residuales, no es apropiada para los requerimientos nutricionales de las macrófitas.

TABLA Estudio piloto. Análisis estadístico. Prueba de Mann-Whitney

| PARAMETRO | Comparación tn-l | | | Comparación tn-t | | | Comparación l-t | | |
|---------------------------|------------------|----------------|------|------------------|----------------|------|------------------|----------------|------|
| | W _{1-a} | W _a | T | W _{1-a} | W _a | T | W _{1-a} | W _a | T |
| pH | 55 | | 70 | 55 | | 71 | 55 | | 52 |
| Alcalinidad total | | 26 | 21 | | 26 | 33.5 | | 26 | 47 |
| Coliformes totales | 35 | | 40.5 | 35 | | 36.5 | 35 | | 21 |
| Coliformes fecales | 35 | | 37.5 | 35 | | 52 | 35 | | 24.5 |
| DBO | 26 | | 32 | 26 | | 27.5 | 26 | | 13 |
| DQO | 55 | | 87 | 55 | | 80.5 | 55 | | 26 |
| Sólidos disueltos totales | 55 | | 11 | 55 | | 74.5 | 55 | | 23 |

Nivel de significación: 0.1

En términos generales las dos especies fueron eficientes en la regulación y neutralización del pH, la remoción de coliformes totales, DBO, DQO y sólidos suspendidos totales. *Limnobium laevigatum* presentó mayores porcentajes de remoción en cuanto a los parámetros estudiados en comparación con *Eichhornia crassipes* (Figura 5).

Con *Limnobium laevigatum* se presentó una diferencia estadísticamente significativa en la remoción de coliformes fecales y en el aumento de la alcalinidad total del agua (Tabla 1).

pH.

Los valores de pH se encuentran en la Figura 2a. De acuerdo con el análisis estadístico, la media de la entrada es significativamente mayor que la de los tratamientos con macrófitas (Tabla 1); que indica que los valores de pH son consistentemente más cercanos a la neutralidad en estos últimos. Con las macrófitas se observa también una menor oscilación de estos valores a desviación estándar de 0.32 y 0.65 con *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* respectivamente en comparación con la entrada, 1.17. En la entrada se alcanzan valores máximos de 9.92 y mínimos de 6.5, en tanto que con las plantas, los valores extremos están entre 6.95 y 9.07. Con *Limnobium laevigatum* se presenta una mayor eficiencia en relación con la regulación del pH, en contraste con *Eichhornia crassipes*, cuyos valores extremos son 6.95 y 9.07.

La estabilización del pH alrededor de valores más cercanos a la neutralidad puede deberse principalmente a que las macrófitas impiden el paso de la luz y con ello, la actividad fotosintética de las algas. Según Branco (1986), la principal causa de las variaciones de pH observadas en una laguna de oxidación es el consumo de gas carbónico por parte de las microalgas en la fotosíntesis. El gas carbónico, que es el principal responsable de la acidez del agua, puede disminuir considerablemente durante el día

cuando la actividad fotosintética supera a la respiración de las bacterias y de las propias algas. La ausencia de fotosíntesis impide que disminuyan las concentraciones de CO₂ disuelto en el agua, con lo cual el pH se estabiliza en valores cercanos a 7.0 (Reddy *et al.*, 1985). El efecto buffer de las macrófitas puede evidenciarse también en aguas ligeramente ácidas: Wolverton y McDonald (1975) encontraron que los jacinchos elevaron el pH desde 6.5 a 7.7.

La estabilización del pH alrededor de valores neutros permite suponer un mayor control de las condiciones del medio que afectan a los organismos responsables del proceso depurador; muchas de las bacterias que cumplen un papel importante en la degradación de materia orgánica son sensibles a variaciones de pH por fuera del rango de 6-9 (Branco, 1986).

Alcalinidad

Los valores de alcalinidad total se presentan en la Figura. 2b. La alcalinidad es significativamente mayor con *Limnobium laevigatum* con respecto al afluente. Con *Eichhornia crassipes* no se presentaron diferencias significativas con respecto al afluente.

Se puede considerar como favorable el aumento observado ya que un aumento en la alcalinidad implica una mayor capacidad buffer del sistema y por tanto, una mayor capacidad del cuerpo de agua para tolerar cambios bruscos de pH (Roldán, 1992). Esto resulta particularmente favorable en las condiciones del agua residual estudiada, ya que los vertimientos de la industria láctea, por ser un producto del lavado de tanques y tuberías con ácidos y bases fuertes alternadamente, presentan variaciones bruscas y continuas de pH (Figura 2a).

El aumento de la alcalinidad puede entonces contribuir a hacer más eficiente el tratamiento, puesto que permite una mayor estabilidad del medio y lo hace más favorable al desarrollo de los organismos involucrados en el proceso depurador. La alcalinidad

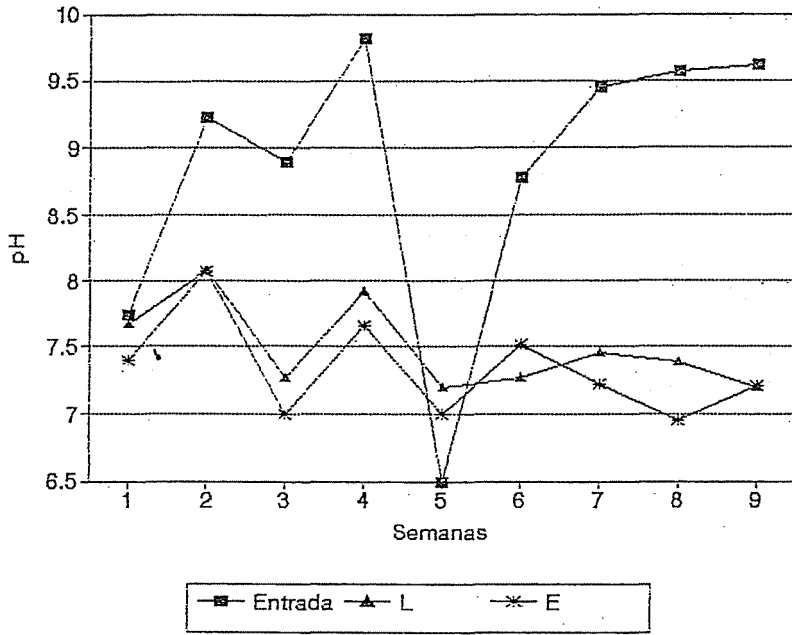


FIGURA 2a Comportamiento de los valores de pH durante el estudio

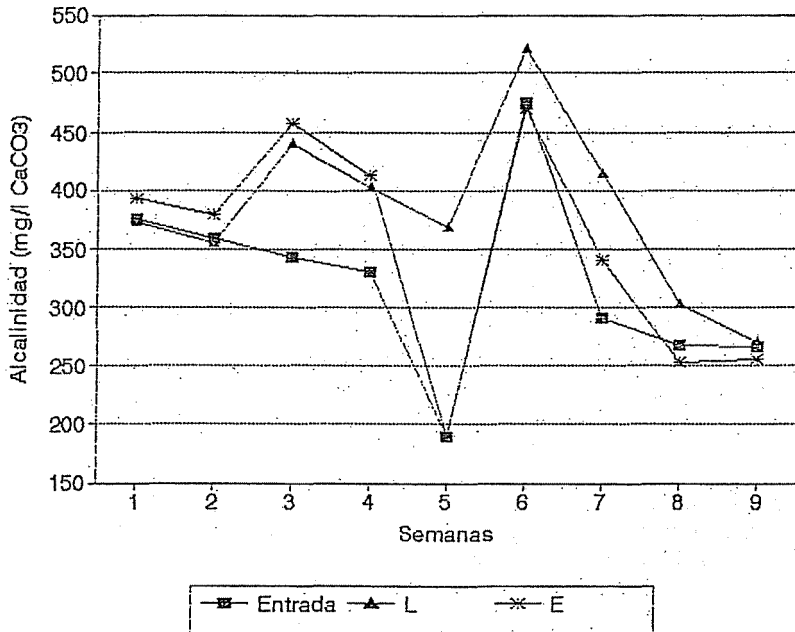


FIGURA 2b Comportamiento de los valores de alcalinidad total (mg/l CaCO₃) durante el estudio

observada en este estudio, por ocurrir a pHs inferiores a 10, puede considerarse como producida principalmente por los iones bicarbonato y carbonato en el agua, y el aumento en los valores de alcalinidad total puede considerarse asociado a la ausencia de fotosíntesis algal discutida anteriormente: la actividad fotosintética de las microalgas presentes en una laguna de oxidación elimina del medio gran parte del bicarbonato presente, alterando el equilibrio gas carbónico-bicarbonato-carbonato. Las plantas acuáticas, al impedir la actividad fotosintética de las algas, evitan también la disminución de gas carbónico como bicarbonato y aumentan así la alcalinidad del agua.

Coliformes totales y fecales

Los valores de coliformes totales aparecen en la Figura. 3a. Estos valores son muy variables en el afluente (d.e.=1641 y media=1287 NMP/100 ml). Las medias de los tratamientos con *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* son significativamente menores que las del afluente (Tabla 1) y los porcentajes de remoción son del orden de 68.7 y 22.7 con L y E respectivamente (Figura.5). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el comportamiento de las dos especies entre sí (Tabla. 1).

Los valores de coliformes fecales se presentan en la Figura. 3b. Los valores promedio de coliformes fecales son: 1287 en el afluente, 402 con *Limnobium* y 1.000 NMP/100 ml con *Eichhornia*. En cuanto a este parámetro, las concentraciones en el afluente son también muy variables -promedio a la entrada de 1231 y desviación estándar de 1678 NMP/100 ml- y los porcentajes de remoción son en promedio de 72 y 22 con L y E respectivamente. Sólo *Limnobium laevigatum* presentó diferencias significativas con respecto al afluente (Tabla 1).

La disminución de coliformes es un proceso natural en aguas residuales puesto que estas bacterias no pueden sobrevivir mucho tiempo fuera del intestino de los organismos

homeotermos en los que habitan normalmente. Sin embargo, la predación, la sedimentación y la adsorción en el sedimento son otros factores que contribuyen a su remoción (Reed, 1988); la presencia de las macrófitas incrementa esta remoción puesto que su sistema radicular constituye un hábitat favorable para los organismos depredadores y proporciona una gran cantidad de superficie de adsorción para las bacterias (Reed, 1988).

DBO, DQO y sólidos suspendidos totales

Los valores de DBO, DQO y sólidos suspendidos totales se presentan en las Figuras 4a, 4b y 4c. En cuanto a DBO soluble, existen diferencias significativas entre las medias de los valores del afluente y las de los tratamientos con *Limnobium laevigatum* y con *Eichhornia crassipes* (Tabla 1), y los porcentajes de remoción son del orden de 76 y 53 con L y E respectivamente. No se presentan diferencias entre los valores de las dos especies entre sí.

Las concentraciones de DBO, DQO y sólidos suspendidos totales disminuyen significativamente en los tratamientos con macrófitas (Tabla. 1).

En relación con la disminución de materia orgánica observada, tanto *Limnobium laevigatum* como *Eichhornia crassipes* son capaces de disminuir significativamente las concentraciones de sólidos suspendidos totales si se comparan con el afluente (Tabla 1). Los promedios de remoción son 70.55 y 56.13 con L y E respectivamente (Figura 5).

La DQO y la DBO son removidas en un sistema con macrófitas por diversos mecanismos, entre ellos la respiración aerobia, la anaerobia facultativa y la anaerobia estricta de las bacterias presentes en la zona bentónica. La ocurrencia de uno u otro proceso depende de la abundancia relativa de los aceptores de electrones propios de cada caso: en la respiración aerobia, el aceptor final es oxígeno; en la respiración anaerobia facultativa es el nitrato y eventualmente los iones férrico y mangánico. En la respiración

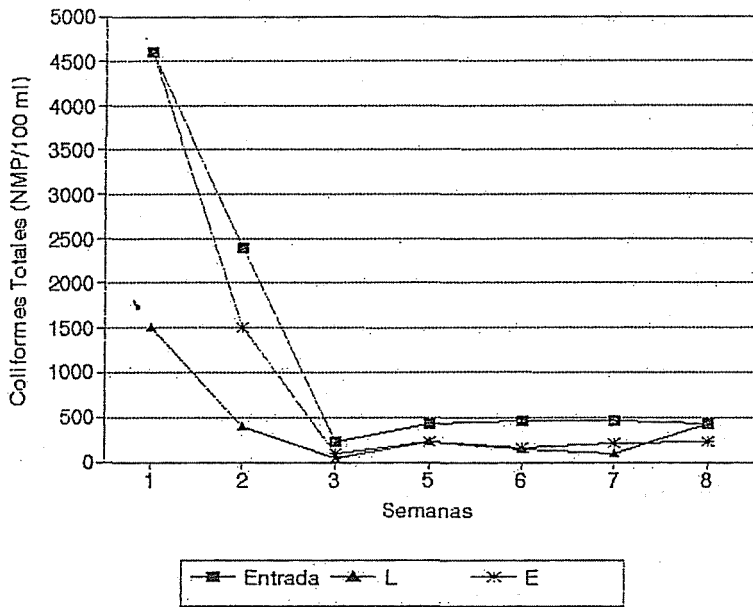


FIGURA 3a Comportamiento de los valores de coliformes totales (NMP/100 ml) durante el estudio

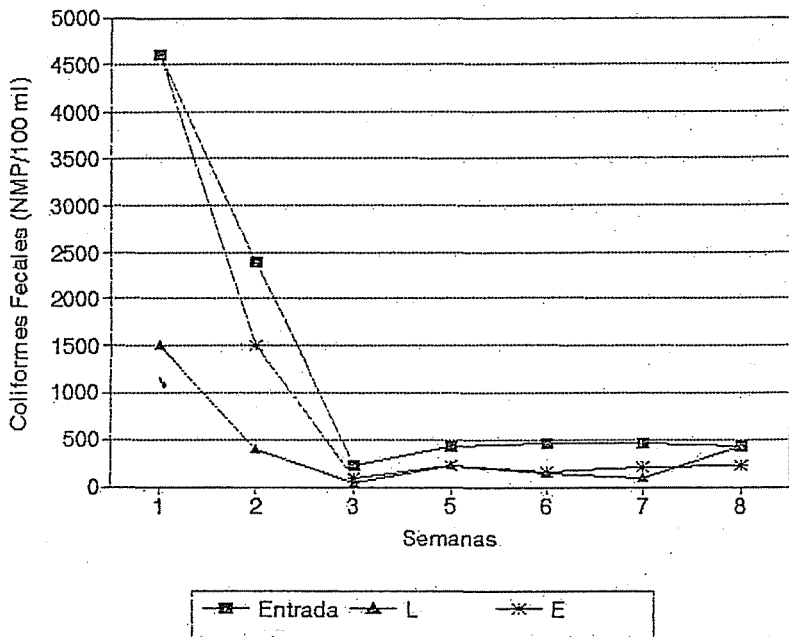


FIGURA 3b Comportamiento de los valores de coliformes fecales (NMP/100 ml) durante el estudio

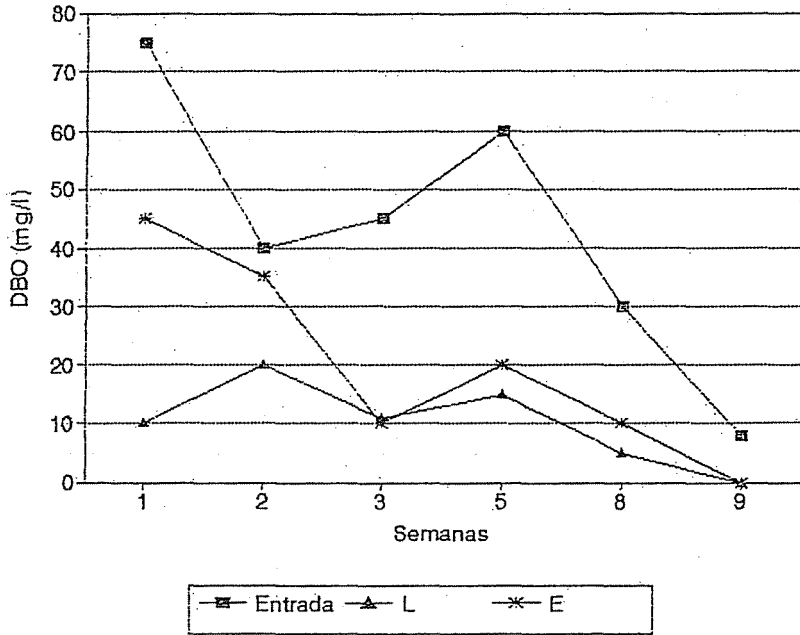


FIGURA 4a Comportamiento de los valores de DBO (mg/l) durante el estudio

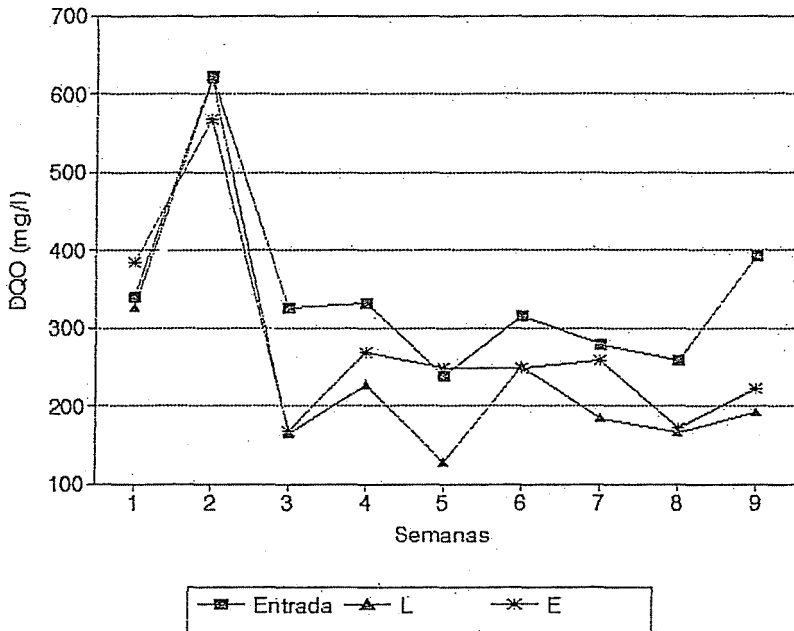


FIGURA 4b Comportamiento de los valores de DQO (mg/l) durante el estudio

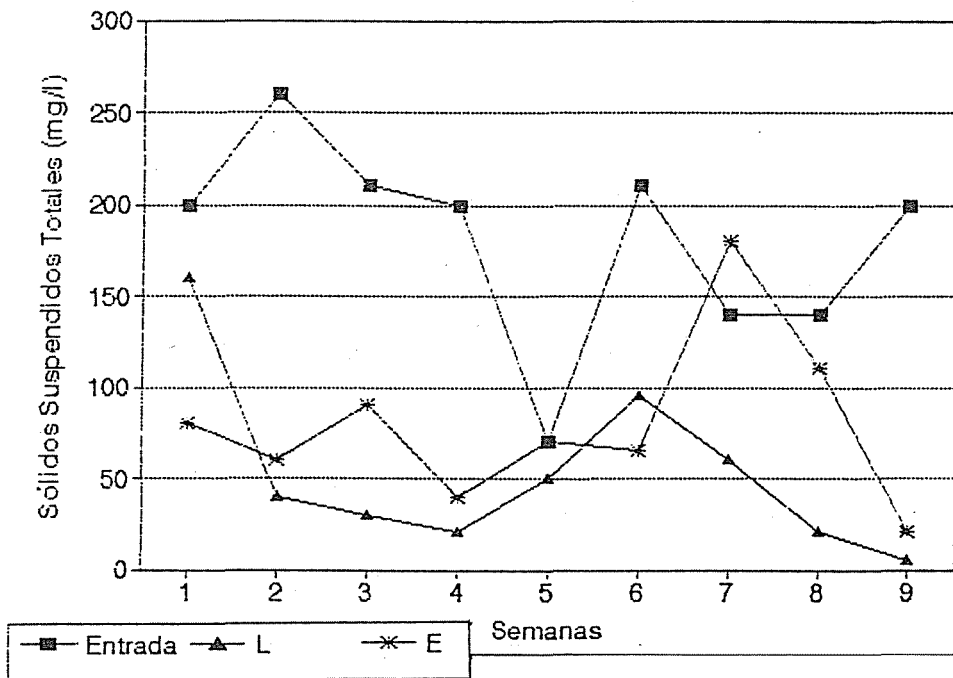


FIGURA 4c Comportamiento de los valores de sólidos suspendidos totales durante el estudio

anaerobia estricta, son el sulfato y el gas carbónico (Reddy, 1988). En los sistemas estudiados, es posible que los principales procesos de remoción de materia orgánica sean la respiración de los microorganismos asociados a los microsítios aerobios de la zona radicular de las plantas, así como la respiración anaerobia en las zonas más alejadas de la raíz y en el sedimento.

Las plantas contribuyen también de un modo directo al proceso de remoción de materia orgánica, ya que modifican las condiciones físicas del sistema: en primer lugar, la masa radicular de las macrófitas actúa como un filtro que atrapa las partículas suspendidas en el agua. Por otra parte, las plantas, al cubrir la superficie, reducen la turbulencia y mezcla debidas al viento (Reed, 1988). Esto favorece considerablemente la sedimentación de las partículas suspendidas.

La remoción de sólidos suspendidos se debe principalmente a que las plantas obstruyen el paso de la luz, con lo cual eliminan la biomasa algal (Wolverton y McDonald, 1979). La mayor eficiencia de *Limnobium laevigatum* puede deberse a que esta planta presenta una mejor cobertura del espejo de agua que *Eichhornia crassipes* debido a la disposición de sus hojas en láminas aplanadas, paralelas a la superficie del agua, y a su forma de crecimiento, las hojas de los diferentes individuos se traslapan entre sí formando una lámina continua.

La remoción de materia orgánica ya discutida contribuye también a la disminución de sólidos suspendidos totales en los tratamientos con macrófitas.

La concentración de sólidos suspendidos está asociada en el agua residual a la

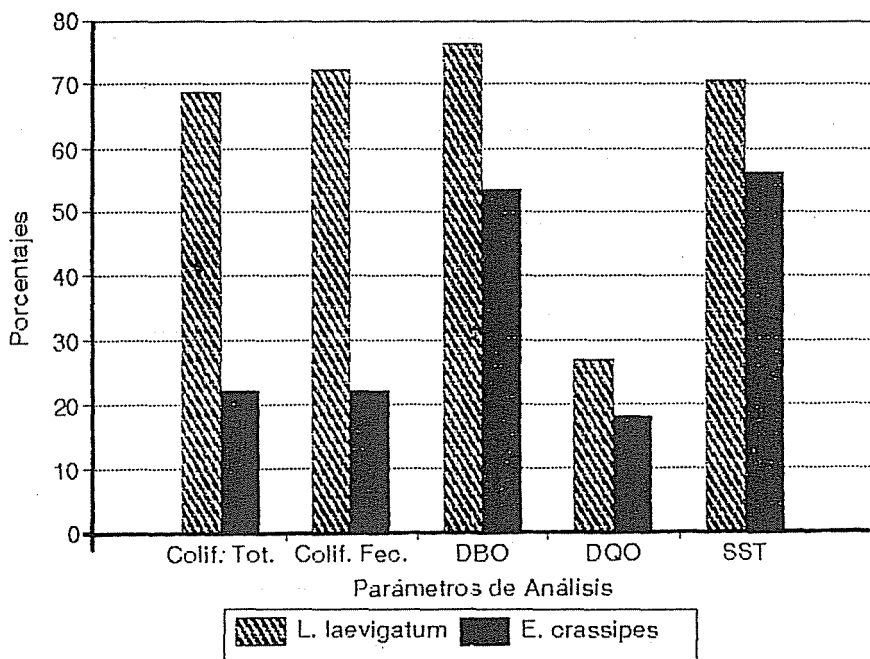


FIGURA 5 Porcentajes totales de remoción con *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* para cada uno de los parámetros analizados en el estudio.

turbiedad y el color aparente (Metcalf y Eddy, 1989; Sierra, 1988). Con base en esto, la disminución de sólidos suspendidos observada puede estar asociada con la disminución de turbiedad y color observados visualmente: el agua de los tratamientos con macrófitas es traslúcida, de color amarillo pálido, en contraste con la muestra del afluente, que presenta mucha mayor turbidez y un color verde intenso.

Las macrófitas pueden eliminar por adsorción y absorción diversas sustancias minerales disueltas en el agua productoras de color, disminuyendo así también su color verdadero (Orozco, Sf; Simonds, Sf).

La Figura 5 compara los porcentajes de remoción obtenidos con *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes*. Aunque no sean estadísticamente diferentes, en la práctica los porcentajes más altos obtenidos con *Limnobium* implican una menor concentración de las sustancias evaluadas en el efluente final.

CONCLUSIONES

- *Eichhornia crassipes* y *Limnobium laevigatum* son especies promisorias para mejorar las características fisicoquímicas y microbiológicas de un efluente agroindustrial con altas concentraciones de materia orgánica, sólidos en suspensión y organismos potencialmente patógenos.
- Las especies *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* son eficientes para mejorar la calidad de un efluente de este tipo en los siguientes aspectos:
 - Estabilizan el pH y contribuyen a producir valores más cercanos a la neutralidad.
 - Disminuyen las concentraciones de coliformes totales.
 - Disminuyen las concentraciones de DBO y DQO.
 - Disminuyen las concentraciones de sólidos suspendidos.

- En iguales condiciones climáticas y de concentración del afluente, el sistema con *Limnobium laevigatum* presenta mayores porcentajes de remoción de coliformes totales, DBO, DQO y sólidos suspendidos totales.
- En iguales condiciones climáticas y de concentración del afluente, *Limnobium laevigatum* presenta mayor eficiencia que *Eichhornia crassipes* en la remoción de coliformes fecales y en el aumento de la alcalinidad total del sistema.
- La eficiencia de *Limnobium laevigatum* en el estudio realizado abre la posibilidad de estudiar su comportamiento con otros tipos de residuos líquidos.

RECOMENDACIONES

- Se recomienda evaluar el comportamiento de cada una de estas especies con residuales sintéticos y con diferentes diluciones del efluente estudiado con el objeto de observar el efecto de estas diferentes concentraciones en las eficiencias de remoción de nutrientes, materia orgánica, cloruros, alcalinidad, conductividad y coliformes.
- Evaluar el efecto de *Limnobium laevigatum* en la remoción de nutrientes en distintos tipos de aguas residuales y compararlo con el comportamiento de *Eichhornia crassipes*.
- Evaluar a escala piloto diferentes esquemas de cosecha de las dos especies, con el fin de observar su efecto en las remociones de nutrientes y cloruros.
- Evaluar a escala piloto, las remociones de color y turbidez de las dos especies.
- *Limnobium laevigatum* demostró ser una especie promisoría para el tratamiento de residuos líquidos agroindustriales. Teniendo en cuenta además otras características de la especie, como la facilidad con que puede ser transportada, manipulada y cosechada y la menor productividad con respecto a *Eichhornia crassipes*, lo cual la hace más fácil de controlar es recomendable profundizar la investigación con esta especie en cuanto a contenido nutricional, palatabilidad y efectos nutricionales en especies animales comercialmente valiosas como ganado, aves de corral, etc.
- Otro aspecto a evaluar de *Limnobium laevigatum* es la posibilidad de obtener beneficios económicos de su producción masiva en un sistema de tratamiento de aguas residuales, no sólo como alimento ganado u otras especies comercialmente valiosas, sino también en producción de abono, compost o energía.

REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WPTC, 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17 ed. Washington: El autor. 1105p.
- BISHOP, P. y T. EIGHMY. 1989. Aquatic wastewater treatment using *Elodea nuttallii*. En: *Journal of Aquatic Pollution Control Federation*. Vol. 61. N° 5. págs. 641-648.
- BRANCO, S. 1986. Hidrobiología aplicada à engenharia sanitária. 3 ed. Sao Paulo: Convenio CETESB-ACETESB. Pág. 616.
- BURLINE, P. 1991. *Aquatic plants improve wastewater treatment*. En: *Wastewater Environment y Technology*. Págs. 36-40.
- DANIEL, W. 1981. *Estadística*. 4ª ed. New York. Mc-Graw Hill; págs. 345-367.
- DEBUSK, T. y K. REDDY. 1987. *Wastewater treatment using floating aquatic macrophytes: contaminat removal processes and management strategies*. En: *Aquatic Plants for Wastewater*

- Treatment and Resource Recovery*. Lake Buena Vista: El autor; págs. 643-655.
- FLÓREZ, A.** 1992. Remoción de contaminantes de aguas residuales con macrófitas acuáticas. Universidad de Córdoba, Montería, Colombia. pág. 14.
- GERSBERG, R. ET AL.** 1982. *The use of artificial wetlands to remove nitrogen for wastewater*. En: *Water Pollution Control Federation Conference*. St. Louis, Missouri: Oct. 7; 22 p.
- HANNA, R. Y CLARK, L.** 1976. Salt water tolerance of the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. National Space Technology Laboratories. Mississipi; pág. 10.
- KAWAI, H. ET AL.** 1987. *Pilot scale experiments in water hyacinth lagoons for wastewater treatment*. En: *Water Science Technologies*. Vol. 19 No. 10; págs. 129-173.
- LIENARD, A. ET AL.** Coupling of reed bed filters and ponds: an example in France. En: *Water Science Technology*. Vol. 28. N° 10; págs. 159-167.
- MCANALLY, A. Y BENEFIELD, L.** 1992. Use of constructed water hyacinth treatment systems to upgrade small flow municipal wastewater treatment facilities. *En: Journal of Environmental Science of Health*. Vol. A27 N° 3; págs. 903-927.
- METCALF Y EDDY, INC.** 1989. *Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. 3 ed. Barcelona: Labor S.A.; pág. 969.
- ORON, G.** 1990. Economic considerations in wastewater treatment with duckweed for effluent and nitrogen renovation. En: *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*. Vol 62. N° 5. (julio/agosto) págs. 692-696.
- OROZCO, A.** Sf. Remoción de color y traspiración con jacintos de agua. Programa de control de la contaminación. Coltejer. Departamento de Ingeniería Sanitaria. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia; pág. 20.
- PIETERSE, A.** 1978. *The water hyacinth (Eichhornia crassipes): A review*. En: *Abstracts on Tropical Agriculture* (Royal Tropical Institute, Amsterdam, The Netherlands). Vol 4. No° 2; págs. 9-42.
- REDDY ET AL.** 1985. *Biomass production and nutrient removal potential of water hyacinth culture in sewage effluent*. Reimpreso de: *Journal of Solar Energy Engineering*. Vol. 107 (mayo); págs. 128-134.
- REDDY, K.** 1988. *Nutrient transformations in aquatic macrophyte filters used for water purification*. *Institute of Food and Agricultural Sciences*. Florida. Págs. 660-678.
- REED, S.** 1988. *Natural systems for waste management and treatment*. 1ª ed. New York: Mc Graw-Hill; pág. 297.
- RESTREPO, R. Y CARDEÑOSA, M.** 1990. *Eficiencia del Jacinto de Agua (Eichhornia crassipes) en la remoción de cloruros*. Instituto Colombiano del Petróleo. Asuntos Ambientales. Bucaramanga, Colombia. 1990; pág. 12.
- ROLDAN, G.** 1992. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. 1ª ed.

- Medellín, Colombia: Universidad de Antioquia; pág. 529.
- ROMITELLI, M.** 1983. *Remoção de fosforo em efluentes secundários com emprego de macrofitas do gênero Eichhornia*. En: Revista DAE. N° 133 (junio), págs. 66-88.
- SIERRA, J.** 1988. *Análisis de aguas y aguas residuales*. 1ª ed. Medellín, Colombia: Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia; pág. 463.
- SIMMONDS, M.** Sf. *Tertiary treatment with aquatic macrophytes*. *Water and Wastewater Consultants, Santa Lucia, Queensland, Australia*; pág. 12.
- TARRUELLA, M. ET AL.** Sf. *Metodología Analítica: Determinaciones de bacterias aerobias, coliformes totales, coliformes fecales, estreptococos fecales i clostridis sulfito-reductores*. En: *Tecnicas de l'aigua*. Seminario MC3-II. 2ª. ed. Universidad de Barcelona; pág. 123.
- WOLVERTON, B. Y R. McDONALD.** 1975. *Water hyacinths for upgrading sewage lagoons to meet advanced wastewater treatment standards*. Part I. NASA Technical Memorandum TM-X-72729. (Oct) pág. 8.
- _____, **B. Y McDONALD.** 1979. *Water hyacinth (Eichhornia crassipes) productivity and harvesting studies*. En: *Journal of Environmental Quality*. Vol 12. N° 2. págs. 236-242.
- _____, **B.** 1983. *Microorganisms and higher plants for wastewater treatment*. En: *Journal of Environmental Quality*. Vol 12. N° 2. págs. 236-242.
- _____, **B.** 1988. *Aquatic plant wastewater treatment systems*. Presented at: Mobil Bay Audubon Society Annual Banquet. Mobile, Alabama. (May 6) pág. 10.
- YEOH, B.** 1994. *Use of water hyacinth (Eichhornia crassipes) in upgrading small agroindustrial wastewater treatment plants*. En: *Water Science technology*. Vol 28. N° 10; págs. 207-213.