

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE VALENCIA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE



**ESTUDIO DE UN BIOSISTEMA INTEGRADO PARA EL
POSTRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL CAFÉ
UTILIZANDO MACRÓFITAS ACUÁTICAS.**

TESIS DOCTORAL

Presentada por:
Nelson Rodríguez Valencia

Dirigida por:
Dr. Miguel Rodilla Alamá

Valencia, 2009.



**UNIVERSIDAD
POLITECNICA
DE VALENCIA**

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

**ESTUDIO DE UN BIOSISTEMA INTEGRADO PARA EL
POSTRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL CAFÉ
UTILIZANDO MACRÓFITAS ACUÁTICAS.**

Memoria que, para optar al grado de Doctor por la Universidad Politécnica de Valencia, presenta NELSON RODRÍGUEZ VALENCIA.

Valencia, 2009.

AGRADECIMIENTOS.

A Dios, por la vida y la salud física y mental para continuar en éste constante trasegar por la naturaleza viva y por dirigirme paso a paso en la escritura de la presente investigación.

A la Federación Nacional de Cafeteros de Colombia, por el apoyo económico para realizar mis estudios.

Al Centro Nacional de Investigaciones de Café, Cenicafé, en cabeza de su director, el Dr. Gabriel Cadena Gómez, por el apoyo técnico y humano para realizar mis investigaciones.

Al Doctor Miguel Rodilla Alamá, Director de Tesis, de la Universidad Politécnica de Valencia, por su apoyo, paciencia, orientación, consejos y múltiples valores.

A la Doctora Silvia Falco Giaccaglia, de la Universidad Politécnica de Valencia, por su calor humano, hospitalidad, apoyo y consejos, que me hicieron más fácil la estadía en Gandía.

A los Doctores, Julio González del Río Rams, José Ferrer Polo y Gustavo Adolfo Vivas, de la Universidad Politécnica de Valencia, por todo el apoyo brindado.

Al Ingeniero Diego A. Zambrano Franco, Investigador Científico II de Cenicafé, por sus consejos, apoyo incondicional, guía técnica y sobre todo por su amistad y fraternidad.

A la Doctora Esther Cecilia Montoya Restrepo, Investigador Científico III de Cenicafé, por su excelente guía en la asesoría estadística, su calidez y consejos.

A los Doctores, Orlando Guzmán Martínez y Álvaro Jaramillo Robledo, Investigadores Científicos III de Cenicafé, por su asesoría en la parte climática.

A la Doctora Gloria Inés Puerta Quintero, Investigador Científico III, Líder de la Disciplina de Calidad y Manejo Ambiental de Cenicafé y al Doctor Carlos Oliveros Tascón, Investigador Principal, Coordinador del Programa de Ingeniería y Calidad de Cenicafé, por sus conceptos, confianza y apoyo brindados.

A la Doctora Beatriz Mejía Muñoz, Asistente de Investigación de la Disciplina de Suelos de Cenicafé, por su apoyo en los análisis de minerales de la biomasa y su amistad incondicional.

Al Técnico Uriel López Posada, Auxiliar Técnico de Cenicafé, por su apoyo permanente en todas mis investigaciones, su gran calidad humana y permanente vocación de servicio.

A los auxiliares Huberto Tobón, Gloria Piedad Alzate, Diego Alexander Velásquez y Adrián Henao por su apoyo logístico.

A todos los compañeros de Cenicafé, parte técnica y parte administrativa y en general a todas las personas que directa o indirectamente me apoyaron en la ejecución de la presente investigación.

*A la naturaleza, creación divina.
A los caficultores de Colombia, razón de nuestro trabajo.*

RESUMEN.

RESUMEN.

La sostenibilidad ambiental es una de las metas de la caficultura colombiana y para lograrla la Federación Nacional de Cafeteros de Colombia cuenta con el Centro Nacional de Investigaciones de Café (Cenicafé) para la generación de conocimientos y tecnologías que contribuyan al desarrollo de sistemas de producción sostenibles ambientalmente y con el Servicio de Extensión para facilitar que el conocimiento y las tecnologías generadas lleguen a los caficultores y sean implementadas por ellos.

Para el tratamiento de las aguas residuales que se generan en la etapa de lavado, durante el proceso de beneficio del fruto de café, denominadas “aguas mieles” y las cuales presentan pH ácido y concentraciones de DQO cercanas a 27000 ppm, Cenicafé desarrolló sistemas de tratamiento anaeróbico, modulares, económicos, eficientes, que no precisan la adición de neutralizantes y que permiten eliminar cerca del 90% de la contaminación orgánica que ingresa a los mismos.

Sin embargo, los efluentes de los sistemas de tratamiento aún conservan una carga orgánica alta (DQO entre 2000 y 3000 ppm), que genera impactos ecológicos negativos cuando son dispuestos en los cuerpos de agua de la zona cafetera colombiana, siendo necesario implementar sistemas de postratamiento económicos y de fácil adopción por parte de los productores, con la capacidad de reducir la carga orgánica de los efluentes a valores por debajo de 490 y 279 ppm, en términos de DQO y DBO₅, respectivamente (correspondientes a la concentración letal media encontrada para el pez *Lebistes reticulatus*, bioindicador acuático más sensible en estudios de impacto biológico realizados en la zona de estudio) y de esta forma minimizar su impacto ecológico.

El objetivo principal de esta investigación es la generación de la información necesaria para el diseño de un biosistema integrado que utilice macrófitas para el postratamiento de las aguas mieles del café, buscando que sus efluentes generen el menor impacto negativo posible sobre el ecosistema acuático cafetero, presentando alternativas viables, desde el punto de vista técnico, económico, ambiental y social, para la adecuada disposición de la biomasa generada durante el proceso de depuración.

En un primer ensayo, que constó de 18 tratamientos y tuvo una duración de 209 días, se determinó el efecto de la concentración, en términos de DQO, de los efluentes de los sistemas anaerobios sobre el desempeño de sistemas acuáticos de tratamiento, a escala de mesocosmos, utilizando lagunas impermeabilizadas de 2 m de largo * 0,5 m de ancho * 0,5 m de profundidad efectiva, sembradas con las especies flotantes *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia auriculata* y con la especie emergente *Typha angustifolia*, evaluando la remoción de los parámetros físico-químicos DQO, DBO₅, ST, SST, N_T, P_T, K, S y del grupo de bacterias Coliformes.

Los sistemas de tratamiento se evaluaron utilizando 3 concentraciones de afluente (sin diluir y diluido al 40 y al 10% con agua de grifo) a un caudal de 70 ml/min (Q_1). Adicionalmente, se evaluaron 2 lagunas testigos, una para las especies flotantes y otra para la especie emergente, con el fin de determinar el efecto real de las especies en la remoción de los parámetros físico-químicos y microbiológicos establecidos.

Las ecuaciones de regresión obtenidas permiten predecir que se presenta inhibición en el crecimiento de *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata* y en el incremento del número de plantas de *T. angustifolia* a concentraciones de DQO, en el efluente de los sistemas anaerobios, de 1281, 1222, 903 y 508 ppm, respectivamente.

Se encontró que la eliminación de DQO, DBO₅, SST, N_T, P_T y K en los sistemas acuáticos de tratamiento alimentados con los efluentes anaerobios, siguieron un modelo cinético de primer orden.

No se presentaron diferencias estadísticas al 5% en la remoción de la DQO y DBO₅ por parte de las 4 especies acuáticas y el control de la especie emergente, pero sí en la remoción de nutrientes (N, P, K) entre las lagunas con macrófitas y sus testigos. Considerando las tasas de crecimiento de las macrófitas y su tasa de eliminación de DBO₅, SST, N_T, P_T y K, el desempeño fue *E. crassipes* > *P. stratiotes* > *S. auriculata* > *T. angustifolia*.

En un segundo ensayo, que constó de 24 tratamientos y tuvo una duración de 146 días, se determinó el efecto de la carga orgánica de los efluentes de los sistemas anaerobios sobre el desempeño de sistemas acuáticos de tratamiento, utilizando las mismas lagunas, especies de plantas y determinando los mismos parámetros de remoción evaluados en el ensayo 1. Los sistemas acuáticos de tratamiento se alimentaron a las mismas concentraciones de afluente evaluadas en el ensayo 1 y a 2 regímenes de caudal: 105 ml/min ($1,5Q_1$) y 140 ml/min ($2Q_1$).

Las ecuaciones de regresión obtenidas permiten predecir que se presenta inhibición en el crecimiento de *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata* y en el incremento del número de plantas de *T. angustifolia* con cargas orgánicas medias aplicadas de 926, 739, 443 y 825 kg DBO₅/ha-día, respectivamente.

Considerando el desempeño de las 4 especies acuáticas en la remoción de los parámetros DBO₅, SST, N_T, P_T y K (medida como mg/m²-d) en los 2 ensayos evaluados, se determinó que la mejor especie para el postratamiento de las aguas mieles del café fue *E. crassipes*, seguida de *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*.

En un tercer ensayo, con una duración de 393 días, se evaluó el efecto del monocultivo vs la combinación de especies, en sistemas acuáticos para el postratamiento de las aguas mieles del café, utilizando un monocultivo de la especie flotante *E. crassipes* (seleccionada como la mejor en los 2 ensayos anteriores), una mezcla de las especies flotantes *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata* y un policultivo utilizando, en su orden *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*. Cada sistema de tratamiento estuvo constituido por 4 lagunas,

de 500 litros de capacidad cada una, dispuestas en serie y alimentadas a un caudal de 105 ml/min.

No se encontraron diferencias estadísticas al 5% en la eliminación de los parámetros DBO₅, SST, N_T, P_T y K por parte de los 3 sistemas acuáticos. Considerando la remoción de los parámetros físico-químicos evaluados (medida como mg/m²-d) se encontró que el sistema acuático que contenía las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* mostró un mejor desempeño que el sistema que operó con la mezcla de las 3 especies flotantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*) que a su vez presentó un mejor desempeño que el sistema que utilizó solamente la especie *E. crassipes*.

Las ecuaciones de regresión obtenidas, incorporando los nuevos datos generados, permitieron ajustar los valores de predicción para *E. crassipes*, obteniéndose que a concentraciones de DQO de 1172 ppm (n = 27, R² = 0,65), equivalentes a 562 ppm como DBO₅ (n = 27, R² = 0,64) y cargas orgánicas medias aplicadas de 785 kg DBO₅/ha-d (n = 27, R² = 0,69) se presenta inhibición de su crecimiento.

En un cuarto ensayo, que se montó paralelo con el primero y basado en los resultados obtenidos a escala de microcosmos, se validó a escala de finca cafetera, durante 3 años, un sistema acuático de tratamiento utilizando las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes* acoplado en serie a un sistema modular de tratamiento anaerobio de las aguas mieles del café, utilizando 3 lagunas impermeabilizadas de 6 m de largo * 1,5 m de ancho * 0,5 m de profundidad efectiva, a un caudal de 550 ml/min, para una finca con una producción media de 844 @ de café pergamino seco (cps)/año y una generación media de agua residual de 5 litros/kg cps. El sistema acuático permitió disminuir la concentración media de la DQO y DBO₅ de las aguas mieles tratadas anaerobiamente desde valores de 1902 y 821 ppm a valores de 328 y 143 ppm, respectivamente, con un tiempo de detención hidráulica de 16 días.

Los efluentes del sistema acuático de tratamiento se condujeron a un pequeño lago de 60 m³ utilizado en la explotación piscícola de la especie Tilapia roja, sin observarse efectos tóxicos sobre los animales, lo cual se constituye en una oportunidad de aprovechamiento para la producción piscícola en fincas cafeteras con oferta limitada de agua.

En un quinto ensayo se evaluó la utilización de la biomasa generada en los sistemas acuáticos de tratamiento en el cultivo de hongos comestibles y medicinales y en la producción de abono orgánico mediante el proceso de lombricultura.

Se determinó que la utilización de la biomasa de las plantas como suplemento, en valores del 16%, de los sustratos, a base de subproductos del café, para el cultivo de hongos comestibles del género *Pleurotus*, mostró efectos positivos en el rendimiento de los cultivos, sin alterar la sanidad de los mismos y que la inclusión de la biomasa de la planta emergente, formando parte del 50% del total de la biomasa utilizada como suplemento, permitió incrementar aún más los rendimientos, alcanzándose valores del 128,55% en el cultivo del hongo *Pleurotus pulmonarius* y del 103,85% en el cultivo del hongo *Pleurotus sajor caju*.

La investigación también permitió determinar que los rendimientos en el cultivo de los hongos del género *Pleurotus*, utilizando la biomasa de los sistemas acuáticos como único sustrato, fueron iguales o inferiores a los obtenidos utilizando la biomasa como suplemento. Se infiere, considerando el valor nutricional y económico de los hongos cosechados, que la mejor forma de aprovechamiento de la biomasa acuática, en la zona cafetera, es como suplemento de los sustratos utilizados para el cultivo de hongos comestibles.

Se determinó la viabilidad de utilizar la lombricultura para la producción de abono orgánico a partir de la biomasa de los sistemas acuáticos de tratamiento, encontrando un rendimiento medio en el proceso de lombricompostaje del 51,73% en base seca.

Los mayores contenidos de NPK, por cada 100 g de materia seca inicial, se encontraron en los lombricompostos obtenidos a partir de biomasa tanto fresca como deshidratada de *T. angustifolia*, seguida de los lombricompostos de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*.

En promedio, los lombricompostos obtenidos a partir de la biomasa proveniente de sistemas acuáticos de tratamiento presentaron un valor fertilizante de 5,38% N – 4,13% P₂O₅ – 18,18% K₂O, por lo que podrían formar parte de los programas de fertilización orgánica de las plantaciones de café o de cultivos asociados a la zona cafetera, generando beneficios económicos para los productores.

Finalmente se concluye que es necesario disminuir la concentración de las aguas mieles tratadas anaerobiamente a valores de DQO por debajo de 1172 ppm para poder utilizar sistemas de tratamiento con plantas acuáticas y que un biosistema integrado que utilice una mezcla de las especies flotantes *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata* y en el cual se aproveche la biomasa generada para la elaboración de abono orgánico mediante el proceso de lombricultura o como suplemento de los sustratos tradicionales utilizados en la producción de hongos comestibles es el apropiado para el postratamiento de las aguas mieles del café en la zona cafetera colombiana.

La presente tesis doctoral genera un aporte importante de nueva información para el diseño de un biosistema integrado que utilice macrófitas para el postratamiento de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente, con el objetivo de ayudar a consolidar una caficultura ambientalmente sostenible, beneficiando con ello a más de 500000 familias cafeteras colombianas.

RESUM.

La sostenibilitat ambiental és una de les metes de la cafeïcultura colombiana i per a aconseguir-la la Federació Nacional de Cafeters de Colòmbia compta amb el Centre Nacional d'Investigacions de Café (Cenicafé) per a la generació de coneixements i tecnologies que contribuïssin al desenrotllament de sistemes de producció sostenibles ambientalment i amb el Servei d'Extensió per a facilitar que el coneixement i les tecnologies generades arriben als caficultors i siguin implementades per ells.

Per al tractament de les aigües residuals que es generen en l'etapa de llavatge, durant el procés de benefici del fruit de café, denominades "aigües mels" i les quals presenten pH àcid i concentracions de DQO pròximes a 27000 ppm, Cenicafé desenrotllà sistemes de tractament anaeròbic, modulars, econòmics, eficients, que no necessiten l'addició de neutralitzant i que permeten eliminar aproximadament el 90% de la contaminació orgànica que ingressa a aquests.

No obstant això, els efluents dels sistemes de tractament encara conserven una càrrega orgànica alta (DQO entre 2000 i 3000 ppm), que genera impactes ecològics negatius quan són disposats en els cossos d'aigua de la zona cafetera colombiana, sent necessari implementar sistemes de posttractament econòmics i de fàcil adopció per part dels productors, amb la capacitat de reduir la càrrega orgànica dels efluents a valors per davall de 490 i 279 ppm, en termes de DQO i DBO₅, respectivament (corresponents a la concentració letal mitjana trobada per al peix *Lebistes reticulatus*, bioindicador aquàtic més sensible en estudis d'impacte biològic realitzats en la zona d'estudi) i d'aquesta manera minimitzar el seu impacte ecològic.

L'objectiu principal d'aquesta investigació és la generació de la informació necessària per al disseny d'un biosistema integrat que utilitzi macròfits per al posttractament de les aigües mels del café, buscant que els seus efluents generen el menor impacte negatiu possible sobre l'ecosistema aquàtic cafeter, presentant alternatives viables, des del punt de vista tècnic, econòmic, ambiental i social, per a l'adequada disposició de la biomassa generada durant el procés de depuració.

En un primer assaig, que constà de 18 tractaments i tingué una duració de 209 dies, es determinà l'efecte de la concentració, en termes de DQO, dels efluents dels sistemes anaerobis sobre l'exercici de sistemes aquàtics de tractament, a escala de mesocosmos, utilitzant llacunes impermeabilitzades de 2 m de llarg * 0,5 m d'ample * 0,5 m de profunditat efectiva, sembrades amb les espècies flotants *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia auriculata* i amb l'espècie emergent *Typha angustifolia*, avaluant la remoció dels paràmetres fisicoquímics DQO, DBO₅, ST, SST, N_T, P_T, K, S i del grup de bacteris Coliformes.

Els sistemes de tractament s'avaluaren utilitzant 3 concentracions d'afluent (sense diluir i diluït al 40 i al 10% amb aigua d'aixeta) a un cabal de 70 ml/min (Q₁). Addicionalment, s'avaluaren 2 llacunes testimonis, una per a les espècies flotants i una altra per a l'espècie

emergent, a fi de determinar l'efecte real de les espècies en la remoció dels paràmetres fisicoquímics i microbiològics establits.

Les equacions de regressió obtingudes permeten predir que es presenta inhibició en el creixement de *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata* i en l'increment del nombre de plantes de *T. angustifolia* a concentracions de DQO, en l'efluent dels sistemes anaerobis, de 1281, 1222, 903 i 508 ppm, respectivament.

Es trobà que l'eliminació de DQO, DBO₅, SST, N_T, P_T i K en els sistemes aquàtics de tractament alimentats amb els efluent anaerobis, seguien un model cinètic de primer orde.

No es presentaren diferències estadístiques al 5% en la remoció de la DQO i DBO₅ per part de les 4 espècies aquàtiques i el control de l'espècie emergent, però sí en la remoció de nutrients (N, P, K) entre les llacunes amb macròfits i els seus testimonis. Considerant les taxes de creixement dels macròfits i la seua taxa d'eliminació de DBO₅, SST, N_T, P_T i K, l'exercici fou *E. crassipes* > *P. stratiotes* > *S. auriculata* > *T. angustifolia*.

En un segon assaig, que constà de 24 tractaments i tingué una duració de 146 dies, es determinà l'efecte de la càrrega orgànica dels efluent dels sistemes anaerobis sobre l'exercici de sistemes aquàtics de tractament, utilitzant les mateixes llacunes, espècies de plantes i determinant els mateixos paràmetres de remoció avaluats en l'assaig 1. Els sistemes aquàtics de tractament s'alimentaren en les mateixes concentracions d'afluent avaluades en l'assaig 1 i a 2 règims de cabal: 105 ml/min (1,5Q₁) i 140 ml/min (2Q₁).

Les equacions de regressió obtingudes permeten predir que es presenta inhibició en el creixement de *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata* i en l'increment del nombre de plantes de *T. angustifolia* amb càrregues orgàniques mitjanes aplicades de 926, 739, 443 i 825 kg DBO₅/ha-die, respectivament.

Considerant l'exercici de les 4 espècies aquàtiques en la remoció dels paràmetres DBO₅, SST, N_T, P_T i K (mesura com mg/m²-d) en els 2 assajos avaluats, es determinà que la millor espècie per al posttractament de les aigües mels del café fou *E. crassipes*, seguida de *P. stratiotes*, *T. angustifolia* i *S. auriculata*.

En un tercer assaig, amb una duració de 393 dies, s'avaluà l'efecte del monocultiu vs la combinació d'espècies, en sistemes aquàtics per al posttractament de les aigües mels del café, utilitzant un monocultiu de l'espècie flotant *E. crassipes* (seleccionada com la millor en els 2 assajos anteriors), una mescla de les espècies flotants *E. crassipes*, *P. stratiotes* i *S. auriculata* i un policultiu utilitzant, en la seua orde *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* i *S. auriculata*. Cada sistema de tractament estigué constituït per 4 llacunes, de 500 litres de capacitat cada una, disposades en sèrie i alimentades a un cabal de 105 ml/min.

No es trobaren diferències estadístiques al 5% en l'eliminació dels paràmetres DBO₅, SST, N_T, P_T i K per part dels 3 sistemes aquàtics. Considerant la remoció dels paràmetres fisicoquímics avaluats (mesura com mg/m²-d) es trobà que el sistema aquàtic que contenia les espècies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* i *S. auriculata* mostrà un millor

exercici que el sistema que operà amb la mescla de les 3 espècies flotants (*E. crassipes*, *P. stratiotes* i *S. auriculata*) que al seu torn presentà un millor exercici que el sistema que utilitzà només l'espècie *E. crassipes*.

Les equacions de regressió obtingudes, incorporant les noves dades generades, permeteren ajustar els valors de predicció per a *E. crassipes*, obtenint-se que a concentracions de DQO de 1172 ppm ($n = 27$, $R^2 = 0,65$), equivalents a 562 ppm com DBO₅ ($n = 27$, $R^2 = 0,64$) i càrreges orgàniques mitjanes aplicades de 785 kg DBO₅/ha-die ($n = 27$, $R^2 = 0,69$) es presenta inhibició del seu creixement.

En un quart assaig, que es muntà paral·lel amb el primer i basat en els resultats obtinguts a escala de microcosmos, es validà a escala de finca cafetera, durant 3 anys, un sistema aquàtic de tractament utilitzant les espècies flotants *E. crassipes* i *P. stratiotes* adaptat en sèrie a un sistema modular de tractament anaerobi de les aigües mels del café, utilitzant 3 llacunes impermeabilitzades de 6 m de llarg * 1,5 m d'ample * 0,5 m de profunditat efectiva, a un cabal de 550 ml/min, per a una finca amb una producció mitjana de 844 @ cps/any i una generació mitjana d'aigua residual de 5 litres/kg cps. El sistema aquàtic permeté disminuir la concentració mitjana de la DQO i DBO₅ de les aigües mels tractades anaeròbiament des de valors de 1902 i 821 ppm a valors de 328 i 143 ppm, respectivament, amb un temps de detenció hidràulica de 16 dies.

Els efluent del sistema aquàtic de tractament es conduïren a un xicotet llac de 60 m³ utilitzat en l'explotació piscícola de l'espècie Tilapia roja, sense observar-se efectes tòxics sobre els animals, la qual cosa es constituïx en una oportunitat d'aprofitament per a la producció piscícola en finques cafeteres amb oferta limitada d'aigua.

En un cinqué assaig s'avaluà la utilització de la biomassa generada en els sistemes aquàtics de tractament en el cultiu de fongs comestibles i medicinals i en la producció d'adob orgànic per mitjà del procés de lombricultura.

Es determinà que la utilització de la biomassa de les plantes com a suplement, en valors del 16%, dels substrats, a base de subproductes del café, per al cultiu de fongs comestibles del gènere *Pleurotus*, mostrà efectes positius en el rendiment dels cultius, sense alterar la sanitat d'aquests i que la inclusió de la biomassa de la planta emergent, formant part del 50% del total de la biomassa utilitzada com a suplement, permeté incrementar encara més els rendiments, obtenint-se valors del 128,55% en el cultiu del fong *Pleurotus pulmonarius* i del 103,85% en el cultiu del fong *Pleurotus sajor caju*.

La investigació també permeté determinar que els rendiments en el cultiu dels fongs del gènere *Pleurotus*, utilitzant la biomassa dels sistemes aquàtics com a únic substrat, foren iguals o inferiors als obtinguts utilitzant la biomassa com a suplement. S'inferix, considerant el valor nutricional i econòmic dels fongs collits, que la millor forma d'aprofitament de la biomassa aquàtica, en la zona cafetera, és com a suplement dels substrats utilitzats per al cultiu de fongs comestibles.

Es determinà la viabilitat d'utilitzar la llombricultura per a la producció d'adob orgànic a partir de la biomassa dels sistemes aquàtics de tractament, trobant un rendiment mitjà en el procés de compostatge amb cucs del 51,73% en base seca.

Els majors continguts de NPK, per cada 100 g de matèria seca inicial, es trobaren en l'adob orgànic obtingut a partir de biomassa tant fresca com deshidratada de *T. angustifolia*, seguida de l'adob orgànic de *E. crassipes*, *P. stratiotes* i *S. auriculata*.

Com a mitjana, el adob orgànic obtingut a partir de la biomassa provinent de sistemes aquàtics de tractament presentà un valor fertilitzant de 5,38% N – 4,13% P₂O₅ – 18,18% K₂O, per la qual cosa podrien formar part dels programes de fertilització orgànica de les plantacions de café o de cultius associats a la zona cafetera, generant beneficis econòmics per als productors.

Finalment es conclou que és necessari disminuir la concentració de les aigües mels tractades anaeròbiamment a valors de DQO per davall de 1172 ppm per a poder utilitzar sistemes de tractament amb plantes aquàtiques i que un biosistema integrat que utilitze una mescla de les espècies flotants *E. crassipes*, *P. stratiotes* i *S. auriculata* i en el qual s'aprofite la biomassa generada per a l'elaboració d'adob orgànic per mitjà del procés de llombricultura o com a suplement dels substrats tradicionals utilitzats en la producció de fongs comestibles és l'apropiat per al posttractament de les aigües mels del café en la zona cafetera colombiana.

La present tesi doctoral genera un aportació important de nova informació per al disseny d'un biosistema integrat que utilitze macròfits per al posttractament de les aigües mels del café tractades anaeròbiamment, amb l'objectiu d'ajudar a consolidar una cafeicultura ambientalment sostenible, beneficiant amb això a més de 500000 famílies cafeteres colombianes.

SUMMARY.

Environmental sustainability is one of the goals of the Colombian coffee growing, and to obtain it the National Federation of Coffee Growers of Colombia counts with National Coffee Research Center (Cenicafé) for generation of knowledge and technologies that contribute environmentally to the development of sustainable production systems and Extension Service to facilitate that the knowledge and the generated technologies arrive to the coffee growers and get implement by them.

For wastewaters treatment generated in washing stage, during the process of humid benefit of the coffee, denominated “honeyswaters” and which displays acid pH and COD concentrations near at 27000 ppm, Cenicafé developed modular, economic, and efficient systems of anaerobic treatment, that don’t need addition of neutralizing and which allow to eliminate near 90% of the organic contamination that enters to such.

Nevertheless, the effluents of anaerobic systems still conserve high organic loading (COD between 2000 and 3000 ppm), which generates negative ecological impacts when they are disposal in water bodies of the Colombian coffee zone, being necessary to implement economic systems of post-treatment and easy adoption on the part of the coffee growers, with capacity to reduce organic loading of the effluents to values below 490 and 279 ppm, in terms of COD and BOD₅, respectively (corresponding to the concentration lethal average found for the fish *Lebistes reticulatus*, more sensible bioindicator aquatic in studies of biological impact made in the zone of study) and this way diminish its ecological impact.

The main objective of this investigation is generation of necessary information for the design of integrated biosystem that uses aquatic macrophytes for post-treatment of coffee honeyswaters with the purpose of their effluents generate the smallest possible negative impact on coffee aquatic ecosystem, presenting viable alternatives, from a technical, economic, environmental and social point of view, for suitable disposal of the generated biomass during purification process.

In a first test, that consisted of 18 treatments and lasted of 209 days, the effect of the concentration, in terms of COD, of effluents of anaerobic systems on the performance of aquatic treatment systems, was determined on scale of mesocosm, using waterproofed ponds of 2,0 m of length * 0,5 m of width * 0,5 m of effective depth, seeding with the floating species *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia auriculata* and with the emergent species *Typha angustifolia*, evaluating the removal of the parameters physical-chemistries COD, BOD₅, TS, TSS, N_T, P_T, K, S and of the group of Coliforms bacteria.

The aquatic treatment systems were evaluated under three concentrations of influent (undiluting and diluted to 40 and 10% with faucet water) to an inflow rate of 70 ml/min (Q_1). Additionally, two control experimental systems that weren't planted were used as controls, one for floating species and another for emergent species, with the purpose of determining real effect of the species in the removal of parameters microbiological and physical-chemistries established.

The obtained regression equations allows to predict that inhibition in the growth of *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata* and in the increase of the number of plants of *T. angustifolia* appears to COD concentrations, in effluent of anaerobic systems, of 1281, 1222, 903 and 508 ppm, respectively.

First-order kinetic equations allowed describing the elimination of COD, BOD₅, TSS, N_T, P_T and K in the aquatic treatment systems fed with effluents of anaerobic systems used on the treatment of coffee wastewaters.

There weren't found statistical differences to 5% in removal of COD and BOD₅ between the 4 aquatic species and the control of the emergent species, but it was in removal of nutrients (N, P, K) between the ponds with aquatic macrophytes and their control. Considering rates of growth of the macrophytes and their rate of elimination of BOD₅, TSS, N_T, P_T and K, the performance it was *E. crassipes* > *P. stratiotes* > *S. auriculata* > *T. angustifolia*.

In a second test, that consisted of 24 treatments and lasted of 146 days, the effect of the organic loading of effluents of anaerobic systems on the performance of aquatic treatment systems was determined using the same ponds, species of plants and determining such parameters of removal evaluated in test 1. The aquatic treatment systems were fed the same concentrations of influent evaluated in test 1 and two inflow rate: 105 ml/min ($1,5Q_1$) and 140 ml/min ($2Q_1$).

The obtained regression equations allows to predict that inhibition in the growth of *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata* and in the increase of the number of plants of *T. angustifolia* appears with organic loading applied average of 926, 739, 443 and 825 kg BOD₅/ha-day, respectively.

Considering the performance of the 4 aquatic species in removal of parameters BOD₅, TSS, N_T, P_T and K (measured as mg/m²-d) in the 2 evaluated tests, determined that the best species for the post-treatment of coffee watershoneys it was *E. crassipes*, followed of *P. stratiotes*, *T. angustifolia* and *S. auriculata*.

In a third test, lasted of 393 days, the effect of monoculture versus combination of species was evaluated in aquatic treatment systems for post-treatment of coffee honeyswaters, using a monoculture of floating species *E. crassipes* (selected like the best in two previous tests), a mixture of floating species *E. crassipes*, *P. stratiotes* and *S. auriculata* and a polyculture using, in its order, *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* and *S. auriculata*. Each

treatment system was constituted by 4 ponds of 500 liters, each one, arranged in series and fed an inflow rate of 105 ml/min.

They weren't found statistical differences to 5% in elimination of parameters BOD₅, TSS, N_T, P_T and K between the three aquatic treatment systems. Considering removal of parameters physical-chemistries evaluated (measured as mg/m²-d) it was that the aquatic treatment system that it contained species *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* and *S. auriculata* showed a better performance than the system that operated with the mixture of 3 floating species (*E. crassipes*, *P. stratiotes* and *S. auriculata*) that presented a better performance than the system that used only species *E. crassipes*.

The obtained regression equations, incorporating the new generated data, allowed to fit the values of prediction for *E. crassipes*, obtaining that to concentrations of COD of 1172 ppm (n = 27, R² = 0,65), equivalent to 562 ppm as BOD₅ (n = 27, R² = 0,64) and organic loading applied average of 785 kg BOD₅/ha-day (n = 27, R² = 0,69) appears inhibition of its growth.

In a fourth test, mounted parallel with first test and based on obtained results on small-scale (microcosm), it was validated on scale coffee farm, during 3 years, an aquatic treatment system with floating species *E. crassipes* and *P. stratiotes* connection in series to a modular system of anaerobic treatment of coffee honeyswaters, using 3 waterproofed lagoons of 6,0 m of length * 1,5 m of width* 0,5 m of effective depth, operate an inflow rate of 550 ml/min, for a coffee farm with an average production of 844 @ cps/year and a generation average of coffee wastewater of 5 liters/kg cps. The aquatic treatment system allowed diminishing average concentration of COD and BOD₅ of honeyswaters anaerobically treated from values of 1902 and 821 ppm to values of 328 and 143 ppm, respectively, with a hydraulic residence time of 16 days.

The effluents of the aquatic treatment system were conducted to a small lagoon of 60 m³ used in fish farming with the species red Tilapia, without being observed poisonous effects on the animals, which is constituted in an opportunity of advantage for the fish farming in coffee farms with limited supply of water.

In a fifth test, the utilization of biomass generated in the aquatic treatment systems was evaluated in the cultivation of edible and medicinal mushroom and in the production of organic fertilizer by means of earthworm breeding.

It was determined that the use of biomass of aquatic plants like supplement, in values of 16%, of the substrates, with by-products of coffee process, for the cultivation of edible mushroom of the genre *Pleurotus*, sort showed positive effects in the yield of the cultures, without altering the health of themselves and that the inclusion of biomass of the emergent plant, comprising of 50% of the total of biomass used like supplement, allowed to increase still more the yields, being reached values of 128,55% in the cultivation of edible mushroom *Pleurotus pulmonarius* and 103,85% in the cultivation of edible mushroom *Pleurotus sajor caju*.

The investigation also allowed to determine that the yields in the cultivation of edible mushroom of genre *Pleurotus*, using biomass of aquatic treatment systems as only substrate, were equal or inferior to the obtained using the biomass like supplement. It is inferred, considering the nutritional and economic value of harvested mushroom, that the best form of advantage of the aquatic biomass, in the coffee zone, is as supplement of the substrates used for the cultivation of edible mushroom.

It was determined the viability to use earthworm breeding for production of organic fertilizer from the biomass of aquatic treatment systems, being found a mean efficiency, in the process of worm composting, of 51,73% in dry weight.

The greater contents of NPK, by each 100 g of initial dry matter, were found in the vermicompost from as fresh as dehydrated biomass of *T. angustifolia*, followed of the vermicompost of *E. crassipes*, *P. stratiotes* and *S. auriculata*.

In average, the vermicompost obtained from originating biomass of aquatic treatment systems presented a fertilizing value of 5,38% N – 4,13% P₂O₅ – 18,18% K₂O, reason why they could comprise of the programs of organic fertilization of coffee fields or cultures associated to the coffee zone, generating economic benefits for the producers.

Finally it concludes that is necessary to diminish the concentration of coffee honeyswaters anaerobically treated to values of COD below 1172 ppm to be able to use aquatic treatment systems and that integrated biosystem that uses a mixture of floating species *E. crassipes*, *P. stratiotes* and *S. auriculata* and in which the biomass generated takes advantage for elaboration of organic fertilizer by means of earthworm breeding process or as supplement of the used traditional substrates in the cultivation of edible mushroom is appropriate for the post-treatment of coffee honeyswaters in the Colombian coffee zone.

The present doctoral thesis generates an important contribution of new information for the design of integrated biosystem that uses aquatic macrophytes for the post-treatment of coffee honeyswaters anaerobically treated with the objective to help to consolidate an environmentally sustainable coffee growing, benefitting with it to more than 500000 Colombian coffee families.

ÍNDICE.

ÍNDICE.	i.
RELACIÓN DE TABLAS.	ix.
RELACIÓN DE FIGURAS.	xvii.
1. ANTECEDENTES.	3.
1.1. Generalidades sobre la caficultura colombiana.	4.
1.2. Producción de café en Colombia.	4.
1.3. El proceso de beneficio húmedo del café.	5.
1.3.1. Beneficio convencional del café.	6.
1.3.2. Beneficio ecológico del café.	6.
1.3.3. Análisis del proceso de beneficio húmedo del café.	7.
1.3.4. Desventajas del beneficio convencional y ventajas del beneficio ecológico.	8.
1.4. Principales subproductos del proceso del café.	11.
1.4.1. Pulpa de café.	12.
1.4.1.1. Abono orgánico a partir de la pulpa de café.	12.
1.4.1.2. Hongos comestibles y medicinales utilizando pulpa de café.	13.
1.4.1.3. Ensilaje de pulpa de café.	15.
1.4.1.4. Pectinas a partir de la pulpa de café.	15.
1.4.1.5. Biocombustibles de pulpa de café.	15.
1.4.2. Mucílago de café.	17.
1.4.2.1. Abono de mucílago de café.	18.
1.4.2.2. Alimentación animal a partir de mucílago de café.	18.
1.4.2.3. Producción de pectinas de mucílago de café.	18.
1.4.2.4. Biocombustibles del mucílago de café.	18.
1.4.3. Mucílago fermentado de café.	19.
1.5. Características físico-químicas y microbiológicas de las aguas residuales del café.	20.
1.6. Legislación Ambiental Colombiana relacionada con las aguas residuales.	27.
1.6.1. Decreto N° 2811 de 1974.	27.
1.6.2. Decreto N° 1594 de 1984.	28.
1.6.3. Decreto N° 901 de 1997.	30.
1.6.4. Resolución N° 273 del 1997.	31.
1.6.5. Reglamento de agua potable y saneamiento (RAS).	31.
1.6.6. Decreto N° 3100 del 2003.	31.
1.6.7. Decreto N° 3440 del 2004.	31.
1.6.8. Los beneficiaderos de café y la legislación ambiental colombiana.	32.
1.6.9. Contaminación generada en el beneficio del café según el tipo de beneficiadero.	32.
1.7. Sistemas de tratamiento utilizados para las aguas residuales del café.	34.
1.7.1. Tratamiento preliminar.	34.
1.7.2. Tratamiento primario.	35.
1.7.3. Tratamiento secundario.	36.
1.7.3.1. Tratamientos físico-químicos utilizados como tratamientos secundarios.	36.
1.7.3.2. Procesos biológicos utilizados como tratamientos secundarios.	37.
1.7.3.2.1. Tratamientos biológicos aerobios.	37.
1.7.3.2.1.1. Lodos activados.	38.

1.7.3.2.1.2. Filtros percoladores.	38.
1.7.3.2.1.3. Biodiscos.	39.
1.7.3.2.1.4. Lagunas de maduración.	39.
1.7.3.2.2. Tratamientos biológicos anaerobios.	40.
1.7.3.2.2.1. Lagunas anaerobias.	41.
1.7.3.2.2.2. Reactor de Manto de lodos anaeróbicos de flujo ascendente.	41.
1.7.3.2.2.3. Filtros anaeróbicos.	43.
1.7.3.2.3. Comparación entre los tratamientos aeróbicos y anaeróbicos.	44.
1.7.3.2.4. Investigaciones adelantadas en Cenicafé.	45.
1.7.3.2.4.1. Investigaciones a escala de laboratorio.	46.
1.7.3.2.4.2. Investigaciones a escala de planta piloto.	48.
1.7.3.2.4.3. Investigaciones a escala de campo.	50.
1.7.4. Tratamiento terciario.	52.
1.8. Sistemas de tratamiento naturales de aguas residuales.	53.
1.8.1. Sistemas de aplicación al suelo.	53.
1.8.1.1. Riego.	54.
1.8.1.2. Escorrentía sobre cubierta vegetal.	55.
1.8.1.3. Infiltración – Percolación.	56.
1.8.2. Sistemas Acuáticos.	57.
1.8.2.1. Humedales.	57.
1.8.2.1.1. Potencial de los humedales en el tratamiento de aguas residuales.	57.
1.8.2.1.2. Clasificación de los humedales artificiales.	58.
1.8.2.1.3. Ventajas y desventajas de los humedales artificiales.	60.
1.8.2.1.4. Mecanismos de remoción de contaminantes en humedales.	61.
1.8.2.1.5. Diseño de humedales artificiales.	62.
1.8.2.1.5.1. Tiempo de detención hidráulica.	62.
1.8.2.1.5.2. Área Transversal.	65.
1.8.2.1.5.3. Ancho del estanque.	65.
1.8.2.1.5.4. Área necesaria.	65.
1.8.2.1.5.5. Carga hidráulica.	66.
1.8.2.1.5.6. Carga orgánica.	66.
1.8.2.1.5.7. Diseño hidráulico.	68.
1.8.2.1.5.7.1. Humedales de flujo libre.	68.
1.8.2.1.5.7.2. Humedales de flujo subsuperficial.	70.
1.8.2.1.5.8. Procedimiento para el diseño de humedales artificiales.	71.
1.8.2.1.6. Manejo de humedales artificiales.	72.
1.8.2.1.6.1. Control de mosquitos.	72.
1.8.2.1.6.2. Cosecha de la vegetación.	73.
1.8.2.1.6.3. Vida silvestre.	73.
1.8.2.1.6.4. Monitoreo y Control.	73.
1.8.2.2. Sistemas de tratamiento mediante plantas acuáticas.	73.
1.8.2.2.1. Potencial de las plantas acuáticas en el tratamiento de aguas residuales.	74.
1.8.2.2.1.1. Experiencias en el tratamiento de las aguas residuales del café.	75.
1.8.2.2.2. Clasificación de las plantas acuáticas.	77.
1.8.2.2.3. Ventajas y desventajas del uso de plantas acuáticas.	77.

1.8.2.2.4. Mecanismos de remoción de contaminantes en sistemas con plantas acuáticas.	78.
1.8.2.2.5. Diseño de sistemas de tratamiento con plantas acuáticas.	79.
1.8.2.2.6. Análisis de las constantes de la tasa de remoción de los constituyentes.	82.
1.8.2.2.6.1. Modelamiento de la remoción de la DBO.	82.
1.8.2.2.6.2. Modelamiento de la remoción de los SST.	83.
1.8.2.2.6.3. Impacto del TRH sobre las constantes de la tasa de remoción para la DBO y los SST.	83.
1.8.2.2.6.4. Impacto del decaimiento de la vegetación en sistemas acuáticos de tratamiento.	83.
1.8.2.2.7. Manejo de sistemas de tratamiento con plantas acuáticas.	84.
1.8.2.2.7.1. Control de mosquitos.	84.
1.8.2.2.7.2. Manejo de la vegetación.	84.
1.8.2.2.7.3. Manejo de lodos.	84.
1.8.2.2.8. Especies acuáticas utilizadas en la presente investigación.	85.
1.8.2.2.8.1. Jacinto acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).	85.
1.8.2.2.8.2. Lechuga de agua (<i>Pistia stratiotes</i>).	87.
1.8.2.2.8.3. Enea (<i>Typha angustifolia</i>).	89.
1.8.2.2.8.4. Oreja de agua (<i>Salvinia auriculata</i>).	91.
1.8.2.2.8.5. Densidades operacionales de las plantas en el tratamiento de aguas residuales.	93.
1.8.2.2.9. Utilización de la biomasa proveniente de los sistemas de tratamiento.	94.
1.9. Los Biosistemas Integrados.	95.
1.9.1. Biosistemas Integrados en Sistemas Acuáticos de Tratamiento.	97.
2. OBJETIVOS.	101.
3. EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE LOS EFLUENTES DEL SMTA EN SISTEMAS ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO (Ensayo 1).	105.
3.1. Introducción.	105.
3.2. Objetivos.	107.
3.3. Materiales y métodos.	108.
3.3.1. Lugar donde se realizó la investigación.	108.
3.3.2. Fecha de realización.	108.
3.3.3. Materiales.	109.
3.3.3.1. Sustratos.	109.
3.3.3.2. Material biológico.	111.
3.3.3.3. Materiales de laboratorio.	112.
3.3.3.4. Materiales de construcción	112.
3.3.4. Métodos.	113.
3.3.4.1. Construcción de las lagunas de experimentación.	114.
3.3.4.2. Regulación del flujo del agua a postratar.	118.
3.3.4.3. Determinación de la Porosidad y la Conductividad Hidráulica de las lagunas.	118.
3.3.4.4. Densidad de arranque de las plantas evaluadas.	124.
3.3.4.5. Evaluación de la depuración alcanzada con las macrófitas.	126.

3.3.4.6. Muestréos y análisis del agua.	127.
3.3.4.7. Variables climáticas.	137.
3.3.4.8. Muestreo y caracterización de la biomasa.	138.
3.3.5. Análisis de la información.	141.
3.4. Resultados y Discusión.	143.
3.4.1. Condiciones climáticas durante el ensayo.	143.
3.4.1.1. Tasas de evaporación y evapotranspiración.	144.
3.4.2. Resultados de las variables evaluadas durante el proceso de depuración.	145.
3.4.2.1. Caudales.	146.
3.4.2.2. pH.	149.
3.4.2.3. Temperatura.	150.
3.4.2.4. Tiempo de detención hidráulica.	151.
3.4.2.5. Oxígeno disuelto.	152.
3.4.2.6. Alcalinidad y Relación de Alcalinidad.	154.
3.4.2.7. Color y Turbiedad.	155.
3.4.2.8. Constituyentes orgánicos.	156.
3.4.2.8.1. Sólidos Totales (ST).	156.
3.4.2.8.2. Sólidos Suspendedos Totales (SST).	158.
3.4.2.8.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO).	160.
3.4.2.8.4. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO ₅).	163.
3.4.2.8.5. Carga Hidráulica (L _w) y Carga Orgánica (C _L).	165.
3.4.2.9. Nutrimientos.	166.
3.4.2.9.1. Nitrógeno Total Kjeldahl (N-NTK).	166.
3.4.2.9.2. Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃) y Nitrógeno nítrico (N-NO ₃).	168.
3.4.2.9.3. Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total.	171.
3.4.2.9.4. Fosfatos totales y filtrados.	173.
3.4.2.9.5. Potasio y Sulfatos.	175.
3.4.2.10. Coliformes Totales y Fecales.	176.
3.4.3. Determinación de los coeficientes de eliminación de nutrimentos.	178.
3.4.4. Análisis estadístico de las variables respuesta.	181.
3.4.4.1. Análisis de varianza.	181.
3.4.4.2. Comparación de promedios mediante Prueba Tukey.	188.
3.4.5. Efecto de las lagunas experimentales en la remoción de los parámetros de interés.	201.
3.4.6. Caracterización de la biomasa.	210.
3.4.6.1. Tasas de crecimiento.	210.
3.4.6.1.1. Tasas de crecimiento de las especies flotantes.	210.
3.4.6.1.2. Tasa de crecimiento de la especie emergente.	213.
3.4.6.1.3. Efecto de la concentración del afluente sobre la tasa de crecimiento de las especies evaluadas.	217.
3.4.6.2. Contenido de minerales.	220.
3.4.7. Obtención de ecuaciones de regresión múltiple.	228.
3.5. Conclusiones.	229.
4. EFECTO DE LA CARGA ORGÁNICA DE LOS EFLUENTES DEL SMTA EN SISTEMAS ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO (Ensayo 2).	235.

4.1. Introducción.	235.
4.2. Objetivos.	236.
4.3. Materiales y métodos.	237.
4.3.1. Lugar donde se realizó la investigación.	237.
4.3.2. Fecha de realización.	237.
4.3.3. Materiales.	237.
4.3.4. Métodos.	239.
4.3.4.1. Densidad de arranque de las plantas evaluadas.	239.
4.3.4.2. Evaluación de la depuración alcanzada con las macrófitas.	239.
4.3.4.3. Muestras y análisis del agua.	240.
4.3.4.4. Variables climáticas.	240.
4.3.4.5. Muestreo y caracterización de la biomasa.	241.
4.3.5. Análisis de la información.	241.
4.4. Resultados y Discusión.	242.
4.4.1. Condiciones climáticas en las que se desarrolló el ensayo.	242.
4.4.2. Resultados de las variables evaluadas durante el proceso de depuración.	243.
4.4.2.1. Caudales.	244.
4.4.2.2. pH.	245.
4.4.2.3. Temperatura.	245.
4.4.2.4. Tiempo de detención hidráulica.	245.
4.4.2.5. Alcalinidad y Relación de Alcalinidad.	246.
4.4.2.6. Constituyentes orgánicos.	247.
4.4.2.6.1. Sólidos Totales (ST).	247.
4.4.2.6.2. Sólidos Suspendidos Totales (SST).	249.
4.4.2.6.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO).	250.
4.4.2.6.4. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO ₅).	251.
4.4.2.6.5. Carga Hidráulica (L _w) y Carga Orgánica (C _L).	253.
4.4.2.7. Nutrientes.	254.
4.4.2.7.1. Nitrógeno Total Kjeldahl (N-NTK).	254.
4.4.2.7.2. Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃) y Nitrógeno nítrico (N-NO ₃).	256.
4.4.2.7.3. Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total.	258.
4.4.2.7.4. Fosfatos totales y filtrados.	259.
4.4.2.7.5. Potasio y Sulfatos.	261.
4.4.2.8. Coliformes Totales y Fecales.	263.
4.4.3. Análisis estadístico de las variables respuesta.	266.
4.4.3.1. Efecto de las lagunas experimentales en la remoción de los parámetros de interés.	274.
4.4.4. Caracterización de la biomasa.	281.
4.4.4.1. Tasas de crecimiento.	281.
4.4.4.2. Efecto de la carga orgánica del afluente sobre la tasa de crecimiento de las especies evaluadas.	285.
4.4.4.3. Contenido de minerales.	289.
4.4.5. Comparación de promedios obtenidos de las variables respuesta a los 3 regímenes de caudal (ensayos 1 y 2) mediante la Prueba Tukey.	296.
4.4.6. Selección de la mejor especie para el postratamiento de las aguas mieles del café.	303.

4.4.7. Obtención de ecuaciones de regresión múltiple.	305.
4.5. Conclusiones.	307.
5. MONOCULTIVO vs COMBINACIÓN DE ESPECIES EN SISTEMAS ACUÁTICOS CON EFLUENTES DE LOS SMTA (Ensayo 3).	313.
5.1. Introducción.	313.
5.2. Objetivos e hipótesis.	314.
5.3. Materiales y métodos.	315.
5.3.1. Lugar donde se realizó la investigación.	315.
5.3.2. Fecha de realización.	315.
5.3.3. Materiales.	315.
5.3.4. Métodos.	317.
5.3.4.1. Densidad de arranque de las plantas evaluadas.	317.
5.3.4.2. Evaluación de la depuración alcanzada con las macrófitas.	317.
5.3.4.3. Muestras y análisis del agua.	318.
5.3.4.4. Variables climáticas.	319.
5.3.4.5. Muestreo y caracterización de la biomasa.	319.
5.3.5. Análisis de la información.	319.
5.4. Resultados y Discusión.	320.
5.4.1. Condiciones climáticas en las que se desarrolló el ensayo.	320.
5.4.2. Resultados de las variables evaluadas durante el proceso de depuración.	321.
5.4.2.1. Caudales.	321.
5.4.2.2. pH.	322.
5.4.2.3. Temperatura.	323.
5.4.2.4. Tiempo de detención hidráulica.	323.
5.4.2.5. Constituyentes orgánicos.	325.
5.4.2.5.1. Sólidos Totales (ST).	325.
5.4.2.5.2. Sólidos Suspendidos Totales (SST).	326.
5.4.2.5.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO).	327.
5.4.2.5.4. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO ₅).	333.
5.4.2.5.5. Carga Hidráulica (L _w) y Carga Orgánica (C _L).	334.
5.4.2.6. Nutrientes.	335.
5.4.2.6.1. Nitrógeno Total Kjeldahl (N-NTK).	335.
5.4.2.6.2. Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃) y Nitrógeno nítrico (N-NO ₃).	337.
5.4.2.6.3. Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total.	339.
5.4.2.6.4. Fosfatos totales y filtrados.	341.
5.4.2.6.5. Potasio y Sulfatos.	342.
5.4.2.7. Coliformes Totales y Fecales.	345.
5.4.3. Análisis estadístico de las variables respuesta.	347.
5.4.3.1. Comparación de promedios mediante Prueba Tukey.	351.
5.4.3.2. Efecto de las líneas en la remoción de los parámetros de interés.	352.
5.4.3.3. Ecuaciones de regresión para la mejor especie (<i>E. crassipes</i>).	354.
5.4.3.4. Coeficientes cinéticos de eliminación de la DQO y la DBO ₅ para la mejor especie (<i>E. crassipes</i>).	357.
5.4.4. Caracterización de la biomasa.	357.
5.4.4.1. Tasas de crecimiento.	357.

5.4.4.2. Contenido de minerales.	364.
5.5. Conclusiones.	373.
6. EVALUACIÓN A ESCALA DE FINCA CAFETERA.	377.
6.1. Introducción.	377.
6.2. Objetivos.	378.
6.3. Materiales y métodos.	379.
6.3.1. Lugar donde se realizó la investigación.	379.
6.3.2. Fecha de realización.	379.
6.3.3. Materiales.	379.
6.3.3.1. Sustratos.	379.
6.3.3.2. Material biológico.	379.
6.3.3.3. Lagunas.	379.
6.3.4. Métodos.	381.
6.3.4.1. Densidad de arranque de las plantas evaluadas.	381.
6.3.4.2. Evaluación de la depuración alcanzada en el sistema de tratamiento.	381.
6.3.4.3. Variables climáticas.	381.
6.4. Resultados y Discusión.	383.
6.5. Conclusiones.	391.
7. APROVECHAMIENTO DE LA BIOMASA GENERADA EN SISTEMAS ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO.	395.
7.1. Introducción.	395.
7.1.1. Cultivo de hongos comestibles y medicinales.	395.
7.1.1.1. Descripción de los géneros de hongos evaluados en la presente investigación.	396.
7.1.1.2. Cultivo de hongos comestibles y medicinales sobre subproductos agrícolas generados en la zona cafetera.	397.
7.1.1.3. Cultivo de hongos comestibles sobre biomasa de macrófitas.	398.
7.1.1.4. Cultivo de hongos comestibles en sustratos que utilicen biomasa de macrófitas y subproductos del café.	399.
7.1.2. Producción de abono orgánico.	400.
7.1.2.1. Compostaje.	400.
7.1.2.2. Lombricompostaje.	400.
7.1.2.2.1. Lombricompostaje con biomasa de macrófitas.	401.
7.2. Objetivos e hipótesis.	402.
7.3. Materiales y métodos.	403.
7.3.1. Lugar donde se realizó la investigación.	403.
7.3.2. Fecha de realización.	403.
7.3.3. Materiales.	403.
7.3.3.1. Sustratos.	403.
7.3.3.2. Material biológico.	403.
7.3.4. Métodos.	404.
7.3.4.1. Aprovechamiento de la biomasa de sistemas acuáticos en la producción de hongos comestibles y medicinales.	404.
7.3.4.1.1. Cultivo de hongos del género <i>Pleurotus</i> spp.	404.
7.3.4.1.2. Cultivo del hongo <i>Lentinula edodes</i> .	405.

7.3.4.1.3. Metodología para el cultivo de los hongos comestibles y medicinales.	405.
7.3.4.1.4. Análisis de la información.	409.
7.3.4.2. Aprovechamiento de la biomasa de sistemas acuáticos en la producción de abono orgánico mediante la lombricultura.	409.
7.3.4.2.1. Análisis de la información.	411.
7.4. Resultados y Discusión.	412.
7.4.1. Cultivo de hongos comestibles del género <i>Pleurotus</i> spp.	412.
7.4.1.1. Etapa de adecuación de sustratos e inoculación.	412.
7.4.1.2. Etapa de Incubación.	415.
7.4.1.2.1. Tiempo de incubación.	417.
7.4.1.3. Etapa de Fructificación.	417.
7.4.1.3.1. Precocidad.	419.
7.4.1.3.2. Tiempo de fructificación.	419.
7.4.1.4. Análisis de la información.	420.
7.4.1.4.1. Rendimientos.	420.
7.4.1.4.2. Análisis de varianza.	421.
7.4.2. Cultivo del hongo comestible y medicinal <i>Lentinula edodes</i> .	423.
7.4.2.1. Etapa de adecuación de sustratos e inoculación.	423.
7.4.2.2. Etapa de Incubación.	425.
7.4.3. Producción de abono orgánico mediante la lombricultura.	426.
7.4.3.1. Lombricompuestos a partir de la biomasa inicial de <i>E. crassipes</i> .	426.
7.4.3.2. Lombricompuestos a partir de biomasa seca proveniente de sistemas acuáticos de tratamiento.	428.
7.4.3.3. Lombricompuestos a partir de biomasa fresca proveniente de sistemas acuáticos de tratamiento.	431.
7.4.3.4. Comparación en los valores N, P, K obtenidos en los lombricompuestos provenientes de biomasa fresca y seca de las plantas utilizadas en los sistemas acuáticos de tratamiento.	434.
7.5. Conclusiones.	437.
8. ANÁLISIS DE LAS VENTAJAS E INCONVENIENTES DE LAS DIFERENTES COMBINACIONES DE SISTEMAS ACUÁTICOS ESTUDIADOS.	443.
8.1. Sistema acuático de tratamiento utilizando <i>E. crassipes</i> como única especie.	443.
8.2. Sistema acuático de tratamiento utilizando una mezcla de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> y <i>S. auriculata</i> .	444.
8.3. Sistema acuático de tratamiento utilizando en serie <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> , <i>T. angustifolia</i> y <i>S. auriculata</i> .	445.
9. CONCLUSIONES GENERALES.	449.
10. LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS.	455.
11. BIBLIOGRAFÍA.	459.
12. ANEXOS.	485.
13. GLOSARIO.	505.

RELACIÓN DE TABLAS.

Tabla 1.1. Producción de café en Colombia en los últimos 7 años.	5.
Tabla 1.2. Residuos obtenidos en el proceso de beneficio e industrialización de 1 kilogramo de café cereza en Colombia.	11.
Tabla 1.3. Caracterización de aguas residuales del beneficio del café.	21.
Tabla 1.4. Caracterización, en el tiempo, de las aguas de despulpado de café.	22.
Tabla 1.5. Caracterización, en el tiempo, de las aguas de lavado de café.	23.
Tabla 1.6. Recuento microbiano en aguas de despulpado con 48 horas de generadas.	23.
Tabla 1.7. Comparación de las características físico-químicas de las aguas residuales del beneficio del café con las aguas residuales domésticas.	24.
Tabla 1.8. Características de las aguas residuales del café obtenidas utilizando 1 litro de agua/kg de fruto.	25.
Tabla 1.9. Caracterización de los residuos líquidos del proceso de beneficio del café.	26.
Tabla 1.10. Características de las aguas residuales del café generadas en El Salvador	26.
Tabla 1.11. Algunas características de las aguas de lavado de café.	27.
Tabla 1.12. Criterios de calidad del agua, según su uso. Decreto 1595/84.	29.
Tabla 1.13. Normas de vertimiento a un cuerpo de agua.	30.
Tabla 1.14. Contaminación generada en diferentes tipos de beneficiaderos húmedos de café, en Colombia.	32.
Tabla 1.15. Comparación entre los tratamientos aerobios y anaerobios.	44.
Tabla 1.16. Algunos tratamientos terciarios y su efecto buscado.	52.
Tabla 1.17. Características y calidad esperada del efluente en sistemas de aplicación al suelo.	56.
Tabla 1.18. Principales mecanismos de remoción y transformación de los contaminantes en los humedales artificiales.	62.
Tabla 1.19. Valores indicativos para el diseño de humedales.	67.
Tabla 1.20. Criterios típicos para el diseño de humedales y calidad de los efluentes esperados.	67.
Tabla 1.21. Características típicas del medio en humedales de flujo subsuperficial.	68.
Tabla 1.22. Criterios de diseño típicos y calidad del efluente esperada en sistemas de tratamiento con plantas acuáticas flotantes.	81.
Tabla 3.1. Descripción de los tratamientos evaluados en el ensayo.	113.
Tabla 3.2. Características del Agrobblack Esp. 6.	115.
Tabla 3.3. Condiciones climáticas en las que se desarrolló el ensayo.	144.
Tabla 3.4. Tasas de evaporación y evapotranspiración en el estado estable del ensayo.	144.
Tabla 3.5. Valores promedio de Caudal, pH y Temperatura, en el estado estable.	148.
Tabla 3.6. Valores promedio del volumen efectivo de las lagunas y del Tiempo de detención hidráulica durante todo el ensayo y en el estado estable.	152.
Tabla 3.7. Valores promedio de O ₂ disuelto, Alcalinidad y Relación de Alcalinidad, en el estado estable.	153.
Tabla 3.8. Valores promedio de Color Verdadero y Turbiedad en el estado estable.	156.
Tabla 3.9. Valores promedio y porcentajes de remoción de los Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos Totales en el estado estable.	157.

Tabla 3.10. Valores promedio y porcentajes de remoción de la DQO total y DQO filtrada en el estado estable.	161.
Tabla 3.11. Valores promedio y porcentajes de remoción DBO ₅ , y valores promedio de Carga Hidráulica y Carga Orgánica aplicadas en el estado estable.	163.
Tabla 3.12. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Kjeldahl, Total y filtrado, en el estado estable.	167.
Tabla 3.13. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Amoniacal y Nitrógeno Nítrico, en el estado estable.	169.
Tabla 3.14. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total, en el estado estable.	172.
Tabla 3.15. Valores promedio y porcentajes de remoción de Fosfatos totales y filtrados en el estado estable.	174.
Tabla 3.16. Valores promedio y porcentajes de remoción de Potasio y Sulfatos en el estado estable.	176.
Tabla 3.17. Valores promedio de Coliformes totales y fecales en el estado estable.	177.
Tabla 3.18. Valores promedio de Remoción de Coliformes totales y fecales en el estado estable.	178.
Tabla 3.19. Valores del coeficiente cinético de eliminación en lagunas operando con afluentes sin diluir, en el estado estable.	179.
Tabla 3.20. Valores del coeficiente cinético de eliminación en lagunas operando con afluentes diluidos al 40%, en el estado estable.	180.
Tabla 3.21. Valores del coeficiente cinético de eliminación en lagunas operando con afluentes diluidos al 10%, en el estado estable.	180.
Tabla 3.22. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para el Control Flotantes.	182.
Tabla 3.23. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>T. angustifolia</i> .	183.
Tabla 3.24. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para el Control Emergente.	184.
Tabla 3.25. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>S. auriculata</i> .	185.
Tabla 3.26. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>P. stratiotes</i> .	186.
Tabla 3.27. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>E. crassipes</i> .	187.
Tabla 3.28. Comparación de promedios en las variables porcentaje de remoción.	188.
Tabla 3.29. Comparación de promedios en las variables Coeficiente de eliminación.	189.
Tabla 3.30. Remoción promedio de contaminantes de cada laguna experimental (efecto del empaque, columna de agua, sedimentos y plantas).	202.
Tabla 3.31. Remoción promedio de contaminantes de cada laguna experimental (efecto solamente de las plantas).	203.
Tabla 3.32. Tasa de crecimiento de las macrófitas, en g/m ² -día, en el estado estable.	212.
Tabla 3.33. Tasa de crecimiento de <i>T. angustifolia</i> , en g/m ² -día, en el estado estable.	214.

Tabla 3.34. Tasas de crecimiento de <i>T. angustifolia</i> , en cm/d.	215.
Tabla 3.35. Valores promedio del contenido de minerales de <i>E. crassipes</i> .	220.
Tabla 3.36. N, P, K, tomados por <i>E. crassipes</i> durante el estado estable.	222.
Tabla 3.37. Valores promedio del contenido de minerales de <i>P. stratiotes</i> .	223.
Tabla 3.38. N, P, K, tomados por <i>P. stratiotes</i> durante el estado estable.	225.
Tabla 3.39. Valores promedio del contenido de minerales de <i>S. auriculata</i> .	226.
Tabla 3.40. N, P, K, tomados por <i>S. auriculata</i> durante el estado estable.	226.
Tabla 3.41. Valores promedio del contenido de minerales de <i>T. angustifolia</i> .	227.
Tabla 3.42. N, P, K, tomados por <i>T. angustifolia</i> durante el estado estable.	228.
Tabla 4.1. Descripción de los tratamientos evaluados en el ensayo.	240.
Tabla 4.2. Condiciones climáticas en las que se desarrolló el ensayo.	242.
Tabla 4.3. Valores promedio de Caudal, pH y Temperatura.	244.
Tabla 4.4. Valores promedio de TRH, Alcalinidad y Relación de Alcalinidad.	246.
Tabla 4.5. Valores promedio y porcentajes de remoción de los Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos Totales.	248.
Tabla 4.6. Valores promedio y porcentajes de remoción de la DQO total y DQO filtrada.	250.
Tabla 4.7. Valores promedio y porcentajes de remoción DBO ₅ , y valores promedio de Carga Hidráulica y Carga Orgánica aplicadas.	252.
Tabla 4.8. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Kjeldahl, Total y filtrado.	255.
Tabla 4.9. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Amoniacal y Nitrógeno Nítrico.	256.
Tabla 4.10. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total.	258.
Tabla 4.11. Valores promedio y porcentajes de remoción de Fosfatos totales y filtrados.	260.
Tabla 4.12. Valores promedio y porcentajes de remoción de Potasio y Sulfatos.	262.
Tabla 4.13. Valores promedio de Coliformes totales y fecales.	264.
Tabla 4.14. Valores promedio de Remoción de Coliformes totales y fecales.	265.
Tabla 4.15. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>E. crassipes</i> . 1,5Q ₁ .	266.
Tabla 4.16. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>E. crassipes</i> . 2Q ₁ .	267.
Tabla 4.17. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>P. stratiotes</i> . 1,5Q ₁ .	268.
Tabla 4.18. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>P. stratiotes</i> . 2Q ₁ .	269.
Tabla 4.19. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>S. auriculata</i> . 1,5Q ₁ .	270.
Tabla 4.20. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>S. auriculata</i> . 2Q ₁ .	271.
Tabla 4.21. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>T. angustifolia</i> . 1,5Q ₁ .	272.

Tabla 4.22. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para <i>T. angustifolia</i> . 2Q ₁ .	273.
Tabla 4.23. Remoción promedio de contaminantes de cada laguna experimental.	274.
Tabla 4.24. Tasa de crecimiento de las macrófitas, en g/m ² -día.	281.
Tabla 4.25. Tasa de crecimiento de <i>T. angustifolia</i> , en g/m ² -día, en el estado estable.	284.
Tabla 4.26. Tasa de crecimiento de <i>T. angustifolia</i> , en cm/d, para 1,5Q ₁ .	285.
Tabla 4.27A. Valores promedio del contenido de minerales de <i>E. crassipes</i> al inicio y al final del ensayo.	290.
Tabla 4.27B. Valores promedio del contenido de minerales de <i>E. crassipes</i> al inicio y al final del ensayo.	291.
Tabla 4.28A. Valores promedio del contenido de minerales de <i>P. stratiotes</i> al inicio y al final del ensayo.	292.
Tabla 4.28B. Valores promedio del contenido de minerales de <i>P. stratiotes</i> al inicio y al final del ensayo.	293.
Tabla 4.29A. Valores promedio del contenido de minerales de <i>S. auriculata</i> al inicio y al final del ensayo.	294.
Tabla 4.29B. Valores promedio del contenido de minerales de <i>S. auriculata</i> al inicio y al final del ensayo.	294.
Tabla 4.30A. Valores promedio del contenido de minerales de <i>T. angustifolia</i> al inicio y al final del ensayo.	296.
Tabla 4.30B. Valores promedio del contenido de minerales de <i>T. angustifolia</i> al inicio y al final del ensayo.	296.
Tabla 4.31. Comparación de promedios en las variables porcentaje de remoción.	297.
Tabla 4.32. Comparación de promedios en las variables coeficiente de eliminación.	297.
Tabla 4.33. Puntaje global de las 4 especies acuáticas evaluadas a 3 regímenes de caudal y afluentes sin diluir.	304.
Tabla 5.1. Condiciones Climáticas bajo las que se desarrolló el Ensayo.	320.
Tabla 5.2. Valores promedio de Caudal, pH y Temperatura.	322.
Tabla 5.3. Valores promedio del tiempo de detención hidráulica.	324.
Tabla 5.4. Valores promedio y porcentajes de remoción de los Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos Totales.	326.
Tabla 5.5. Valores promedio y porcentajes de remoción de la DQO total y DQO filtrada.	328.
Tabla 5.6. Coeficientes de eliminación de DQO en afluentes diluidos (d) y sin diluir (sd).	330.
Tabla 5.7. Valores promedio y porcentajes de remoción DBO ₅ , y valores promedio de Carga Hidráulica y Carga Orgánica aplicadas.	333.
Tabla 5.8. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Kjeldahl, Total y filtrado.	336.
Tabla 5.9. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Amoniacal y Nitrógeno Nítrico.	338.
Tabla 5.10. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total.	340.
Tabla 5.11. Valores promedio y porcentajes de remoción de Fosfatos totales y filtrados.	341.

Tabla 5.12. Valores promedio y porcentajes de remoción de Potasio y Sulfatos.	343.
Tabla 5.13. Valores promedio de Coliformes totales y fecales.	345.
Tabla 5.14. Valores promedio de Remoción de Coliformes totales y fecales.	346.
Tabla 5.15. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para la línea 1. (Mezcla plantas flotantes).	348.
Tabla 5.16. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para la línea 2. (4 especies en serie).	349.
Tabla 5.17. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para la línea 3. (<i>E. crassipes</i>).	350.
Tabla 5.18. Comparación de promedios en las variables porcentaje de remoción.	351.
Tabla 5.19. Comparación de promedios en las variables coeficiente de eliminación.	351.
Tabla 5.20. Remoción promedio de contaminantes de cada laguna experimental.	352.
Tabla 5.21. Puntaje global de las 3 líneas experimentales en el postratamiento de las aguas mieles del café.	353.
Tabla 5.22. Coeficientes cinéticos medios de eliminación de la DQO y DBO ₅ utilizando <i>E. crassipes</i> . (Incluyendo los datos de los 3 ensayos).	358.
Tabla 5.23. Tasa de crecimiento de las macrófitas, en g/m ² -día.	359.
Tabla 5.24. Valores promedio del contenido de minerales de <i>E. crassipes</i> en la línea 3 al inicio y al final del ensayo.	366.
Tabla 5.25. Valores promedio del contenido de minerales de las 4 especies en la línea 2 al inicio y al final del ensayo.	368.
Tabla 5.26A. Valores promedio del contenido de minerales de <i>E. crassipes</i> y <i>P. stratiotes</i> en la línea 1 al inicio y al final del ensayo.	370.
Tabla 5.26B. Valores promedio del contenido de minerales de <i>E. crassipes</i> y <i>P. stratiotes</i> en la línea 1 al inicio y al final del ensayo.	371.
Tabla 6.1. Valores medios de precipitación durante la cosecha principal en la zona de estudio.	383.
Tabla 6.2. Variables relacionadas con el funcionamiento del sistema integral de tratamiento de las aguas mieles en la finca San Bernardo.	383.
Tabla 6.3. Caracterización de afluentes y efluentes de los diferentes componentes del sistema integral de tratamiento de aguas mieles instalado en la finca San Bernardo.	384.
Tabla 6.4. Tiempo de detención hidráulica, carga hidráulica, carga orgánica y porcentajes de remoción de la DQO, DBO ₅ , ST y SST en el sistema acuático de tratamiento.	386.
Tabla 6.5. Valores del Promedio, Desviación Estándar, Valor Mínimo y Valor Máximo de las variables utilizadas para la caracterización de los efluentes del sistema acuático de tratamiento, durante el estado estable.	387.
Tabla 6.6. Valores del Promedio, Desviación Estándar, Valor Mínimo y Valor Máximo del TRH, Carga Hidráulica, Carga orgánica y de los porcentajes de remoción de la materia orgánica en el sistema acuático de tratamiento durante el estado estable.	387.

Tabla 6.7. Porcentajes de remoción de la DQO, DBO ₅ , ST y SST en el SMTA, sistema acuático de tratamiento y sistema integral de tratamiento instalado en la finca San Bernardo.	389.
Tabla 6.8. Promedio, Desviación Estándar, Valor Mínimo y Máximo de las variables utilizadas para la evaluar la remoción de la contaminación orgánica, en cada uno de los componentes del sistema integral de tratamiento durante el estado estable.	390.
Tabla 7.1. Características del sustrato utilizado para el cultivo de <i>Pleurotus</i> spp. (Tratamientos 1 a 4).	412.
Tabla 7.2. Condiciones de adecuación de los sustratos para el cultivo de <i>Pleurotus</i> spp. (Tratamientos 1 a 4).	412.
Tabla 7.3. Características del sustrato utilizado para el cultivo de <i>Pleurotus</i> spp. (Tratamientos 5 y 6).	413.
Tabla 7.4. Condiciones de adecuación de los sustratos para el cultivo de <i>Pleurotus</i> spp. (Tratamientos 5 y 6).	414.
Tabla 7.5. Características del sustrato utilizado para el cultivo de <i>Pleurotus</i> spp. (Testigos).	414.
Tabla 7.6. Condiciones de adecuación de los sustratos para el cultivo de <i>Pleurotus</i> spp. (Tratamientos Testigo).	415.
Tabla 7.7. Condiciones de Incubación de los tratamientos con <i>Pleurotus</i> spp.	416.
Tabla 7.8. Condiciones de Fructificación de los tratamientos con <i>Pleurotus</i> spp.	418.
Tabla 7.9. Valor de la precocidad y duración de la cosecha en los tratamientos con <i>Pleurotus</i> spp.	419.
Tabla 7.10. Promedio, Desviación Estándar, Valores Mínimos y Máximos e Intervalos de Confianza para la variable Rendimiento.	420.
Tabla 7.11. Comparación de promedios en la variable rendimiento.	421.
Tabla 7.12. Promedio, Desviación Estándar, Valores Mínimos y Máximos para la variable Rendimiento en los testigos.	422.
Tabla 7.13. Características del sustrato utilizado para el cultivo de <i>L. edodes</i> .	423.
Tabla 7.14. Condiciones de Incubación de los tratamientos con <i>L. edodes</i> .	425.
Tabla 7.15. Condiciones climáticas del proceso de producción de abono orgánico.	426.
Tabla 7.16. Lombricompuestos obtenidos de biomasa de <i>E. crassipes</i> antes de ser utilizada en los sistemas acuáticos de tratamiento.	427.
Tabla 7.17. Contenido de minerales en tejidos frescos de <i>E. crassipes</i> , en su lombricompuesto y en un lombricompuesto de pulpa de café.	427.
Tabla 7.18. Lombricompuestos obtenidos de biomasa seca de diferentes plantas acuáticas y sus mezclas.	428.
Tabla 7.19. Contenido de minerales en lombricompuestos obtenidos de biomasa seca de diferentes plantas acuáticas.	429.
Tabla 7.20. Contenido de minerales en lombricompuestos obtenidos de biomasa seca de mezclas de diferentes plantas acuáticas.	430.
Tabla 7.21. Lombricompuestos obtenidos de biomasa fresca de diferentes plantas acuáticas y sus mezclas.	431.
Tabla 7.22. Contenido de minerales en lombricompuestos obtenidos de biomasa fresca de diferentes plantas acuáticas.	433.

Tabla 7.23. Contenido de minerales en lombricompuestos obtenidos de biomasa fresca de mezclas de diferentes plantas acuáticas.	434.
Tabla 7.24. Comparación entre los contenidos N, P, K de los lombricompuestos obtenidos de biomasa fresca y seca de las plantas utilizadas en los sistemas acuáticos de tratamiento y su valor fertilizante.	435.
Tabla 12.1. Valores promedio de Caudal, pH, Temperatura, Alcalinidad, Relación de Alcalinidad y Sólidos Totales (Ensayo 1).	485.
Tabla 12.2. Valores promedio de SST, DQO total y filtrada, DBO ₅ , Carga Hidráulica y Carga Orgánica (Ensayo 1).	486.
Tabla 12.3. Valores promedio de Remoción de DQO, DBO ₅ , DQO filtrada y Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos Totales (Ensayo 1).	487.
Tabla 12.4. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para Control Flotantes. Ensayo 1.	487.
Tabla 12.5. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para <i>T. angustifolia</i> . Ensayo 1.	488.
Tabla 12.6. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para Control Emergente. Ensayo 1.	488.
Tabla 12.7. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para <i>S. auriculata</i> . Ensayo 1.	488.
Tabla 12.8. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para <i>P. stratiotes</i> . Ensayo 1.	489.
Tabla 12.9. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para <i>E. crassipes</i> . Ensayo 1.	489.
Tabla 12.10. Tasa de crecimiento de las macrófitas flotantes, en g/m ² -día (Ensayo 1).	489.
Tabla 12.11. Tasa de crecimiento de <i>T. angustifolia</i> , en g/m ² -día (Ensayo 1).	490.
Tabla 12.12. Ecuaciones de regresión de los afluentes a las lagunas experimentales.	490.
Tabla 12.13. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para <i>E. crassipes</i> . Ensayo 2.	491.
Tabla 12.14. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para <i>P. stratiotes</i> . Ensayo 2.	492.
Tabla 12.15. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para <i>S. auriculata</i> . Ensayo 2.	493.
Tabla 12.16. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para <i>T. angustifolia</i> . Ensayo 2.	494.
Tabla 12.17. Ecuaciones de regresión para <i>E. crassipes</i> .	495.
Tabla 12.18. Ecuaciones de regresión para <i>P. stratiotes</i> .	496.
Tabla 12.19. Ecuaciones de regresión para <i>S. auriculata</i> .	497.
Tabla 12.20. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para la línea 1. (Mezcla plantas flotantes). Ensayo 3.	498.
Tabla 12.21. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para la línea 2. (4 especies en serie). Ensayo 3.	498.
Tabla 12.22. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para la línea 3. (<i>E. crassipes</i>). Ensayo 3.	498.

Tabla 12.23. Ecuaciones de regresión para <i>E. crassipes</i> considerando los 3 ensayos.	499.
Tabla 12.24. Parámetros estadísticos de la ecuación de regresión lineal de la tasa de crecimiento de <i>E. crassipes</i> en función de la carga orgánica (Datos 3 ensayos).	500.
Tabla 12.25. Parámetros estadísticos de la ecuación de regresión lineal de la tasa de crecimiento de <i>E. crassipes</i> en función de la DQO afluyente (Datos 3 ensayos).	500.
Tabla 12.26. Parámetros estadísticos de la ecuación de regresión lineal de la tasa de crecimiento de <i>E. crassipes</i> en función de la DBO ₅ afluyente (Datos 3 ensayos).	501.

RELACIÓN DE FIGURAS.

Figura 1.1. Partes del fruto de café.	6.
Figura 1.2. Diagrama de flujo del beneficio convencional y del beneficio ecológico del café (Becolsub).	7.
Figura 1.3. Módulo Becolsub.	9.
Figura 1.4. Tanque Tina para fermentar el mucílago y lavar el café.	10.
Figura 1.5. Subproductos en el proceso del café.	12.
Figura 1.6. Despulpadora y pulpa obtenida del beneficio del fruto.	13.
Figura 1.7. Lombricultura con pulpa de café.	13.
Figura 1.8. <i>Pleurotus pulmonarius</i> sobre pulpa de café.	14.
Figura 1.9. Cultivo de hongos medicinales en subproductos del café.	15.
Figura 1.10. Pulpa de café ensilada en silos – fosa.	16.
Figura 1.11. Precipitación de pectinas del fruto de café.	16.
Figura 1.12. Producción de etanol de pulpa y mucílago de café.	17.
Figura 1.13. Desmucilagador y mucílago obtenido del beneficio del fruto.	17.
Figura 1.14. Reactores Anaerobios Tipo Botella.	46.
Figura 1.15. Borra de café semidescompuesta.	47.
Figura 1.16. Reactores Anaerobios Tipo Columna.	48.
Figura 1.17. Planta Piloto Biodigestión Anaerobia.	49.
Figura 1.18. Reactores hidrolíticos.	51.
Figura 1.19. Reactores metanogénicos.	51.
Figura 1.20. Esquema de un humedal de flujo libre superficial.	58.
Figura 1.21. Esquema de un humedal de flujo subsuperficial.	59.
Figura 1.22. Postratamiento a escala de laboratorio.	76.
Figura 1.23. Inflorescencia de <i>Eichhornia crassipes</i> .	85.
Figura 1.24. <i>Pistia stratiotes</i> .	87.
Figura 1.25. Inflorescencia de <i>Typha angustifolia</i> .	89.
Figura 1.26. <i>Salvinia auriculata</i> .	91.
Figura 3.1. Lugar de realización de la investigación.	108.
Figura 3.2. Reactores metanogénicos del SMTA.	109.
Figura 3.3. Aguas residuales provenientes del beneficio del café.	111.
Figura 3.4. Plantas acuáticas evaluadas.	112.
Figura 3.5. Diagrama de planta de la distribución de los tratamientos del ensayo.	114.
Figura 3.6. Construcción lagunas de experimentación.	116.
Figura 3.7. Dimensiones de las lagunas de experimentación.	117.
Figura 3.8. Protección de las lagunas de las aguas lluvias.	117.
Figura 3.9. Acondicionamiento de la alimentación a las lagunas de experimentación.	119.
Figura 3.10. Regulación del caudal de alimentación a las lagunas de experimentación.	120.
Figura 3.11. Caracterización de la grava.	121.
Figura 3.12. Esquema del permeámetro de carga constante.	122.
Figura 3.13. Densidad operacional de las macrófitas flotantes.	124.
Figura 3.14. Distribución y distancias de siembra de la planta emergente <i>T. angustifolia</i> en las lagunas de experimentación.	125.

Figura 3.15. Siembra de la macrófita emergente.	126.
Figura 3.16. Lagunas testigo.	126.
Figura 3.17. Elementos de muestreo y medición <i>In Situ</i> de las aguas residuales.	128.
Figura 3.18. Caracterización físico-química de las aguas residuales. I.	131.
Figura 3.19. Caracterización físico-química de las aguas residuales. II.	134.
Figura 3.20. Caracterización físico-química de las aguas residuales. III.	136.
Figura 3.21. Determinación de las tasas de evaporación y evapotranspiración.	138.
Figura 3.22. Cosecha de las plantas flotantes.	139.
Figura 3.23. Selección y marcaje de los tallos y hojas de la planta emergente.	140.
Figura 3.24. Biomasa de <i>T. angustifolia</i> .	140.
Figura 3.25. Adecuación de las plantas para su aprovechamiento.	141.
Figura 3.26. Diferencias en los porcentajes de remoción de la DBO ₅ durante los muestreos realizados en el ensayo.	147.
Figura 3.27. Intervalos de confianza para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de la DBO ₅ .	190.
Figura 3.28. Intervalos de confianza para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de los sólidos suspendidos totales.	192.
Figura 3.29. Intervalos de confianza para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación del nitrógeno total.	195.
Figura 3.30. Intervalos de confianza para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación del fósforo total.	197.
Figura 3.31. Intervalos de confianza para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación del potasio.	200.
Figura 3.32. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de la DBO ₅ en los tratamientos evaluados.	205.
Figura 3.33. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de los SST en los tratamientos evaluados.	206.
Figura 3.34. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del N _T en los tratamientos evaluados.	207.
Figura 3.35. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del P _T en los tratamientos evaluados.	208.
Figura 3.36. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de K en los tratamientos evaluados.	209.
Figura 3.37. Tasa de crecimiento, en g/m ² -d, de las especies acuáticas flotantes.	211.
Figura 3.38. Tasa de crecimiento en cm/d para <i>T. angustifolia</i> .	216.
Figura 3.39. Efecto de la concentración de DQO en el afluente sobre la tasa de crecimiento de las especies acuáticas ensayadas.	217.
Figura 3.40. I. Aspecto de las lagunas al final del ensayo.	218.
Figura 3.41. II. Aspecto de las lagunas al final del ensayo.	219.
Figura 4.1. Liqueen presente en los reactores hidrolíticos – acidogénicos.	238.
Figura 4.2. Diagrama de planta de la distribución de los tratamientos del ensayo.	241.
Figura 4.3. Diferencias en los porcentajes de remoción de la DBO ₅ durante los muestreos realizados en el ensayo.	243.

Figura 4.4. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de la DBO ₅ para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de 1,5Q ₁ y 2Q ₁ .	276.
Figura 4.5. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de los SST para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de 1,5Q ₁ y 2Q ₁ .	277.
Figura 4.6. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del N _T para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de 1,5Q ₁ y 2Q ₁ .	278.
Figura 4.7. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del P _T para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de 1,5Q ₁ y 2Q ₁ .	279.
Figura 4.8. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del K para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de 1,5Q ₁ y 2Q ₁ .	280.
Figura 4.9. Tasa de crecimiento, en g/m ² -d, de las especies acuáticas flotantes evaluadas durante todo el tiempo de duración del ensayo.	282.
Figura 4.10. Efecto de la carga orgánica aplicada sobre las tasas de crecimiento de las especies evaluadas.	286.
Figura 4.11. I. Aspecto de las lagunas al final del ensayo.	287.
Figura 4.12. II Aspecto de las lagunas al final del ensayo.	288.
Figura 4.13. III. Aspecto de las lagunas al final del ensayo.	289.
Figura 4.14. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de la DBO ₅ para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de Q ₁ , 1,5Q ₁ y 2Q ₁ .	299.
Figura 4.15. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de los SST para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de Q ₁ , 1,5Q ₁ y 2Q ₁ .	300.
Figura 4.16. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del N _T para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de Q ₁ , 1,5Q ₁ y 2Q ₁ .	301.
Figura 4.17. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del P _T para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de Q ₁ , 1,5Q ₁ y 2Q ₁ .	302.
Figura 4.18. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del K para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de Q ₁ , 1,5Q ₁ y 2Q ₁ .	303.
Figura 5.1. Diagrama de planta de la distribución de los tratamientos del ensayo.	318.
Figura 5.2. Relación entre la DQO afluente y la razón entre los coeficientes de eliminación de la DQO diluida y sin diluir (K_{DQOd}/K_{DQOsd}).	332.
Figura 5.3. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción, para las variables DBO ₅ , SST y N _T , para la especie flotante <i>E. crassipes</i> considerando los 3 ensayos evaluados.	355.
Figura 5.4. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción, para las variables P _T y K, para la especie flotante <i>E. crassipes</i> considerando los 3 ensayos evaluados.	356.

Figura 5.5. Efecto de la carga orgánica aplicada sobre las tasas de crecimiento de las especies flotantes.	361.
Figura 5.6. Efecto de la carga orgánica aplicada, DQO y DBO ₅ del afluente sobre las tasas de crecimiento de la especie flotante <i>E. crassipes</i> (Todos los ensayos).	362.
Figura 5.7. Insectos encontrados asociados a las macrófitas.	364.
Figura 5.8. Aspecto final de las 3 líneas experimentales durante la fase I.	365.
Figura 6.1. Evaluación del postratamiento a escala de Finca Cafetera.	380.
Figura 6.2. Esquema del sistema acuático de tratamiento acoplado al SMTA en la finca San Bernardo y localización de los puntos de muestreo.	382.
Figura 7.1. Metodología para el cultivo de macromicetos.	397.
Figura 7.2. Producción de semilla de hongos comestibles y medicinales.	406.
Figura 7.3. Adecuación de los sustratos para el cultivo de los hongos.	407.
Figura 7.4. Condiciones del cultivo de los hongos.	408.
Figura 7.5. Lombricompostaje utilizando biomasa de sistemas acuáticos de tratamiento.	410.
Figura 7.6. Producción de hongos comestibles.	424.
Figura 7.7. Producción de abono orgánico.	436.

ANTECEDENTES.

1. ANTECEDENTES.

El café es uno de los principales productos agrícolas de exportación de Colombia, llegando a 36 países y generando, a nivel local, cerca de 1'000.000 de empleos directos e indirectos (el 29,5% del empleo agrícola) lo que hace que cerca de 2'000.000 de colombianos dependan económicamente del grano (Federacafé, 2008).

El café ha estado ligado a la historia de Colombia durante más de 200 años. Al parecer, los jesuitas fueron los primeros en introducir las semillas en 1723 (Pizano, 2001).

En 1927, cuando el café se había consolidado como sector líder de la economía, se creó la Federación Nacional de Cafeteros de Colombia, en Medellín (Antioquia), para organizar a los productores y luchar por unos mejores precios internacionales (Pizano, 2001).

La Federación Nacional de Cafeteros de Colombia, desde su primer presupuesto incluyó una importante partida para apoyar la investigación y la experimentación. Primero, en la Granja Escuela de La Esperanza en Cundinamarca y más tarde en otros departamentos cafeteros. En 1938 el IX Congreso Cafetero aprobó la creación del Centro Nacional de Investigaciones de Café, Cenicafé (Cadena, 2008).

Cenicafé ha desarrollado cientos de proyectos en todas las áreas del conocimiento relacionadas con el café; desde los estudios genéticos para obtener nuevas variedades hasta la investigación en el área ambiental dirigida a favorecer tanto a los productores como a los consumidores del café más suave del mundo (Cadena, 2008).

El mercado actual de productos provenientes de nuestros campos requiere que éstos se obtengan aplicando buenas prácticas agrícolas (BPA), con lo que se asegura su calidad y sostenibilidad, la cual involucra aspectos sociales, económicos y ambientales y éstos últimos están referidos a no impactar negativamente los recursos naturales.

La investigación y el desarrollo de sistemas biológicos para el tratamiento y/o aprovechamiento de residuos orgánicos resulta importante para Colombia, dada la necesidad de conservar el medio ambiente, el cual se constituye en un patrimonio común y por la conveniencia de detener la creciente degradación ambiental de las zonas rurales cafeteras, originada por la contaminación de los cursos superficiales de agua, a raíz de la disposición inadecuada de las aguas negras y de las aguas residuales del proceso de beneficio del café.

De acuerdo con las estadísticas del grupo de análisis e investigación del Ministerio de Ambiente de Colombia, el 95% de las aguas residuales generadas en la actividad agrícola se vierten al ambiente sin ningún tipo de tratamiento (Mín Ambiente, Vivienda y Desarrollo territorial, 2003).

1.1. Generalidades sobre la caficultura colombiana.

La zona cafetera colombiana se encuentra localizada en el complejo orográfico entre los 1000 y los 2000 msnm y está comprendida entre los 1° y los 10° de latitud norte con una extensión de 3'050.141 hectáreas (Federacafé, 2008). Del área sembrada, el 75% se halla en los departamentos de Caldas, Antioquia, Tolima, Cundinamarca, Quindío y Risaralda (zona central cafetera), los cuales proporcionan aproximadamente el 85% de la producción cafetera nacional.

A comienzos del Siglo XX Colombia tenía un área sembrada de 50.000 hectáreas, que llegó a su punto máximo en 1970, con 1'070.000 hectáreas. Actualmente son 874.000, pero con mayor cantidad de árboles por hectárea (Federacafé, 2008).

El número de fincas cafeteras pasó de 149.000 en 1932, a 303.000 en 1970 (Saldías, 2002) y actualmente está en 513000. Hoy se produce café en 590 municipios de 16 departamentos (Federacafé, 2008).

La producción se incrementó de un promedio de 2,2 millones de sacos por año en los años veinte (1 saco equivale a 60 kg de café almendra) a 12,7 millones de sacos en los noventa. Hoy, la producción está alrededor de 12 millones de sacos, y la productividad, que fue de 8 y 10 sacos por hectárea, hasta 1975, se duplicó con la introducción de nuevas tecnologías (Pizano, 2001).

El 64% de los caficultores colombianos poseen menos de media hectárea de café. Este grupo provee 15% de la producción y genera parte significativa de la mano de obra requerida en las unidades productivas grandes. El 31% de los productores corresponde a unidades cafeteras con un promedio de 2,2 hectáreas, que responden por 40% de la producción. Y los cafeteros empresariales son el 5%, con fincas que fluctúan entre 7 y 35 hectáreas y producen el 45% del total de la cosecha (Comisión de ajuste de la Institucionalidad cafetera, 2002).

En las fincas cafeteras, cerca del 70% disponen de energía eléctrica y un 36% de acueducto convencional, aunque se conoce que muchos más tienen solucionada esta necesidad con métodos artesanales; no tienen acceso al agua potable. El 39% de las viviendas de los propietarios tienen inodoro, el 21% letrina y un 4% no dispone de este servicio (Saldías, 2002).

1.2. Producción de café en Colombia.

A continuación se presentan los datos de producción de café en Colombia, expresados como sacos de café almendra tipo exportación y como toneladas de café cereza, en los últimos 7 años.

Año Cafetero (*)	Sacos de 60 kg de café almendra	Café cereza⁽¹⁾ (fruto) (Toneladas)
2000/2001	10'519.000	3'932.002
2001/2002	11'950.000	4'466.910
2002/2003	11'712.000	4'377.946
2003/2004	11'053.000	4'131.611
2004/2005	11'430.000	4'272.534
2005/2006	11'952.000	4'467.658
2006/2007	12'153.000	4'542.791

^(*) Los años cafeteros comienzan el 1º de octubre y terminan el 30 de septiembre del año siguiente.

⁽¹⁾ El factor de conversión para pasar de café almendra a café cereza es 6,23 (Montilla, 2006).

Tabla 1.1. Producción de café en Colombia en los últimos 7 años.

Fuente: Federación de Cafeteros Gerencia Financiera (2008).

Teniendo en cuenta que los principales subproductos del café, se generan en la etapa de transformación del fruto a semilla y que representan aproximadamente el 60% del peso del fruto fresco (Calle, 1977) y que durante ésta etapa se utilizan entre 1 y 40 litros de agua, dependiendo de las prácticas empleadas, los datos de producción condensados en la Tabla 1.1 ilustran sobre la dimensión de los problemas de contaminación que se pueden generar por una mala disposición de las aguas residuales y de los subproductos del proceso.

1.3. El proceso de beneficio húmedo del café.

El fruto maduro del café (café cereza) una vez cosechado es un material altamente perecedero por lo cual debe ser rápidamente transformado a café pergamino seco (con humedad en el rango 10 al 12%) para preservar su alta calidad intrínseca. El proceso mediante el cual se transforma el café cereza (fruto) en café pergamino seco (semilla), se conoce con el nombre de “beneficio” y es “húmedo” porque se utiliza agua para el lavado de la semilla. Se da el nombre de “beneficiadero” al establecimiento en el que se realizan en forma ordenada e higiénica, las operaciones y procesos destinados a transformar el café cereza en café pergamino seco (Puerta y Rodríguez, 2001).

Para obtener las semillas de color verde grisáceo que exportamos es necesario retirar tres envolturas (Figura 1.1): la pulpa (exocarpio), que representa el 43,6% en peso del fruto fresco; el mucílago (mesocarpio), material rico en pectinas y azúcares que representa el 14,9% del peso fresco y el pergamino y la película plateada (endocarpio) que cubren las almendras y que representan el 4,2%.

En la actualidad, existen en Colombia 2 tipos de beneficio para el fruto: el beneficio convencional y el beneficio ecológico.

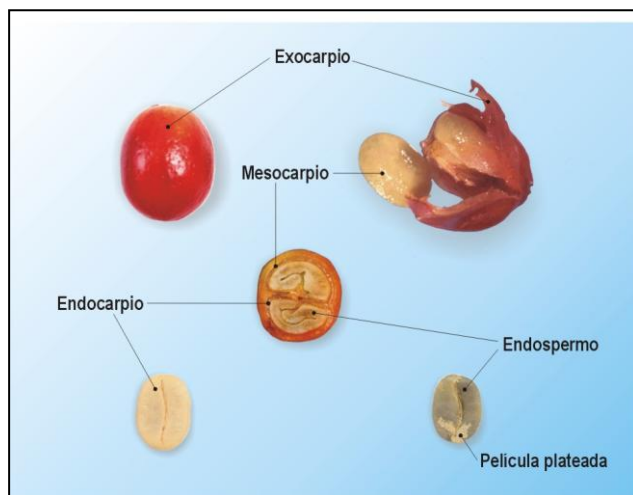


Figura 1.1. Partes del fruto de café.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

1.3.1. Beneficio convencional del café.

Con éste nombre se conoce al proceso que tradicionalmente se ha utilizado en Colombia para transformar el fruto en semilla y en el cual se utiliza agua en las etapas de despulpado y de lavado, con un consumo global cercano a los 40 litros de agua por cada kg de café pergamino seco obtenido por nuestros productores (Figura 1.2).

1.3.2. Beneficio ecológico del café.

Es el nuevo proceso de beneficio de café, amigable con el ambiente, que permite obtener los cafés de alta calidad física y de taza, característicos de Colombia (Figura 1.2). Se define como *“El conjunto de operaciones realizadas para transformar el café cereza en café pergamino seco, conservando la calidad exigida por las normas de comercialización, evitando pérdidas del producto y eliminando procesos innecesarios, lográndose además el aprovechamiento de los subproductos lo cual representa el mayor ingreso económico para el caficultor y la mínima alteración del agua estrictamente necesaria en el beneficio”* (Roa y Col, 1999).

Los problemas de contaminación generados en el proceso convencional de beneficio condujeron a Cenicafé a realizar un diagnóstico del proceso cuyos principales resultados se relacionan a continuación.

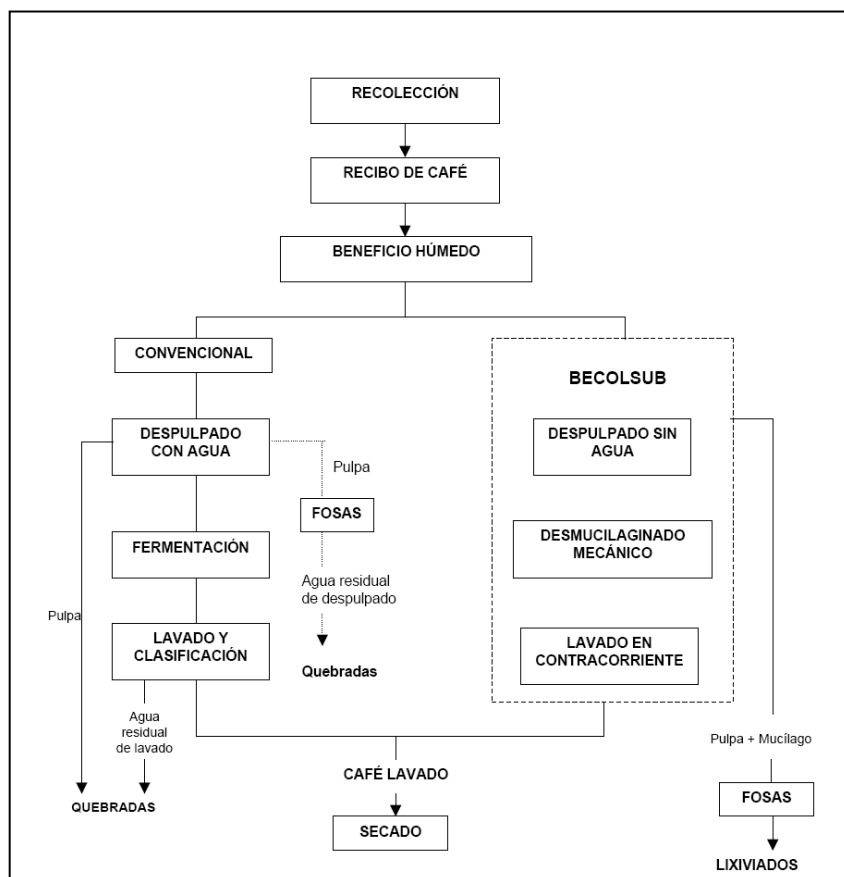


Figura 1.2. Diagrama de flujo del beneficio convencional y del beneficio ecológico del café (Becolsub).

Fuente: Cárdenas (2000).

1.3.3. Análisis del proceso de beneficio húmedo del café.

En Cenicafé, se estudió el **Proceso de Beneficio Húmedo de Café (PBHC)** simulándolo a pequeña escala y bajo condiciones controladas (Zambrano y Zuluaga, 1993).

De estos estudios se concluyó que la pulpa del fruto representa las 3/4 partes del peso seco de los subproductos, equivalente en igual proporción a la Demanda Química de Oxígeno que estos generan en el medio ambiente. Tradicionalmente el uso del agua para despulpar y transportar la pulpa, hace que ésta pierda cerca de la mitad de su peso contaminando el agua. La 1/4 parte restante de los subproductos la constituye el mucílago, que se retira con el agua después del desmucilaginado, conformando la contaminación presente en las aguas residuales de la operación de lavado.

Utilizando la fermentación natural para desmucilaginar el café, se produce la ruptura de las células que conforman el mucílago, mediante reacciones bioquímicas que producen hidrólisis y acidogénesis de algunos de sus componentes, creando una fase líquida que por gravedad se conduce al fondo de la masa en fermentación, originando un drenado cuyo aporte contaminante es el 20,9% del total ocasionado por el mucílago del café (Zambrano e Isaza, 1994).

Al lavar el café dentro de los tanques de fermentación utilizando cuatro enjuagues, se encontró que después del segundo enjuague la contaminación acumulada ascendió a 89,2% del total ocasionado por el mucílago. Se evaluó esta metodología tradicional de lavar el café en los tanques de fermentación, encontrándose un consumo de agua promedio, para lavar, de 4,16 l/kg cps (Zambrano e Isaza, 1994).

La sola revisión del PBHC condujo a la eliminación del agua en el despulpado y transporte de la pulpa, lo que permite evitar el 72% de la contaminación potencial de los subproductos del café y la racionalización del uso del agua durante el lavado del café, permitió obtener una reducción en el consumo global de agua, en el proceso de beneficio, del 90% (Zambrano y Zuluaga, 1993).

Tanto la pulpa como el mucílago de café contienen materiales orgánicos que al entrar en contacto con el agua se lavan constituyéndose en las fuentes más importantes de contaminación en las zonas productoras de café en la época de cosecha. La contaminación potencial por cada kilogramo de café en cereza que se convierte a café seco es de 115,1 g de DQO (Zambrano e Isaza, 1998). Cuando se utiliza agua solamente para lavar el café la contaminación generada es de 30,27 g de DQO/kg de cereza procesada. (Zambrano e Isaza, 1998).

“En un día normal de recolección, un cosechero de café puede recolectar 100 kilogramos de fruto, de los cuales se desprenden la pulpa y el mucílago, durante su beneficio húmedo, con un potencial contaminante 115 veces superior a la excretas y la orina producidas por el recolector en ese mismo día” (Zambrano y Rodríguez, 2008).

1.3.4. Desventajas del beneficio convencional y ventajas del beneficio ecológico.

El beneficio húmedo tradicional del café presenta entre otras las siguientes desventajas (Oliveros, 2002):

- ❖ No es un proceso continuo, lo cual no permite el aprovechamiento eficiente de los secadores.
- ❖ El consumo específico de agua expresado en litros/kg de café, es alto.
- ❖ Genera alta contaminación.
- ❖ Se requiere de infraestructura costosa para medianas y grandes producciones.
- ❖ Debe ser realizado por personal adecuadamente entrenado para obtener los mejores resultados en calidad de café, pérdidas de café y consumo específico de agua.

En contraste, el beneficio ecológico consta de las siguientes etapas y ventajas:

- ❖ Despulpado en seco (Álvarez, 1991) y transporte no hidráulico de la pulpa. Al hacerlo se evita el 72% de la contaminación potencial sin afectar el funcionamiento de la máquina.
- ❖ Desmucilaginado mecánico. Permite lavar y limpiar el café, con consumo específico de agua inferior a 1,0 litro/kg de café seco.
- ❖ Control de la contaminación. Mezclando la pulpa y las mieles provenientes del desmucilaginado desarrollado en Cenicafé, con un tornillo sinfín, se retiene más del 50% de éstas, con lo cual se controla cerca del 92% de la contaminación potencial. La pulpa enriquecida con las mieles es tratada mediante lombricultura para obtener abono orgánico, el cual puede ser empleado en la producción del café o de otros cultivos. Los drenados de la pulpa (denominados lixiviados) se recogen en un pequeño tanque ubicado en un nivel inferior al piso de las fosas para ser llevados a los sistemas de tratamiento (Oliveros, 2002).

Las etapas descritas se realizan en una estructura denominada módulo Becolsub (Figura 1.3), diseñada para cubrir las necesidades de pequeños, medianos y grandes productores de café en Colombia (Oliveros, 2002).



Figura 1.3. Módulo Becolsub.
Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

En las fincas cafeteras en las cuales no se tiene el desmucilaginado mecánico y se procesa adecuadamente el café por fermentación natural, el café despulpado se coloca a fermentar, para retirarle el mucílago, en tanques con las aristas redondeadas, denominados “Tanque Tina” (Figura 1.4). El proceso de fermentación se realiza durante la noche y se lava al día siguiente. Dentro de un beneficio ecológico, el mínimo consumo específico de agua se obtiene cuando se lava el café en el mismo tanque y es de 4,2 l/kg de café seco. El agua residual del lavado se lleva a los sistemas de tratamiento (Zambrano, 1993).



Figura 1.4. Tanque Tina para fermentar el mucílago y lavar el café.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

El manejo inapropiado de los subproductos generados en el proceso de cultivo del café genera impactos negativos de gran magnitud en el ecosistema cafetero, afectando tanto el aire, como el suelo y el agua.

Aunque el recurso hídrico, en Colombia, es abundante, con una oferta hídrica per cápita accesible, en condiciones naturales, de 12.000 m³/hab-año (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2005), se presentan dificultades en la disponibilidad espacial y temporal del agua superficial a nivel regional y local.

Acciones antropogénicas como la deforestación, el cambio en el uso del suelo y los vertidos de contaminantes a las fuentes de agua aunados al fenómeno del calentamiento global y al crecimiento en la demanda de agua en zonas con déficit hídrico generan una influencia directa sobre la disponibilidad del recurso hídrico en Colombia.

Es por ello que las investigaciones relacionadas con la depuración de las aguas residuales, a valores que ocasionen el menor impacto negativo posible en los ecosistemas, ayudarán a mantener la oferta hídrica, protegiendo el ciclo hidrológico y generando beneficios a los pobladores de la zona cafetera colombiana.

El primer paso para encontrar soluciones apropiadas al problema de contaminación hídrica, en la zona cafetera, es el manejo apropiado de los subproductos, es por ello que a continuación se hace una pequeña reseña de los principales subproductos que se generan en el proceso del café y de las investigaciones que se han adelantado, en Cenicafé, buscando alternativas para su aprovechamiento que fueran viables para los caficultores colombianos y cuya adopción contribuye a minimizar la cantidad de agua residual generada.

1.4. Principales subproductos del proceso del café.

En el proceso de cultivo e industrialización del café se genera una gran cantidad de residuos sólidos y líquidos. Del fruto del café, solamente se utiliza el 7,6% de su peso fresco en la preparación de la bebida, el 92,4% queda en forma de residuo.

En la Tabla 1.2 se condensa el peso de cada uno de los residuos generados durante cada una de las etapas del proceso de beneficio e industrialización del café y en la Figura 1.5 se ilustra el proceso.

Proceso	Residuo obtenido	Pérdida (en gramos)
Despulpado	Pulpa fresca	436
Desmucilaginado	Mucílago	149
Secado	Agua	171
Trilla	Pergamino	42
	Película plateada	
Torrefacción	Volátiles	22
Preparación bebida	Borra	104
Pérdida acumulada		924

Tabla 1.2. Residuos obtenidos en el proceso de beneficio e industrialización de 1 kg de café cereza en Colombia.

Fuente: Adaptado de Calle (1977).

Los 2 principales subproductos del café se generan durante el proceso de beneficio ecológico del fruto y son la pulpa y el mucílago.

Entre 1950 y 1977, el investigador Hernán Calle Vélez en Cenicafé, realizó investigaciones relacionadas con el aprovechamiento de los subproductos, demostrando que a partir de la pulpa, el mucílago y los rípios de café pueden obtenerse, entre otros, levaduras alimenticias (Calle, 1951), alcohol (Calle, 1951), colorantes (Calle, 1955), biogás (Calle, 1955; Calle, 1974), abono orgánico (López y Calle, 1956; Parra y Calle, 1967), aceites (Calle, 1960), pectinas (Calle, 1962), miel de café (Valencia y Calle, 1968), alimentos para animales (Buitrago, Calle, Gallo y Corso, 1970; Calle, 1977), baterías eléctricas (Calle, 1973, Calle 1977), materiales de construcción (Calle, 1977) y productos químicos (Calle, 1977). Sin embargo aspectos tales como el tipo de beneficio utilizado en la época (uso de agua en el proceso de despulpado y fermentación natural del mucílago), alta dispersión en la generación de los subproductos y las bajas cantidades de subproductos/ha, no favorecieron la adopción de los resultados de las investigaciones.

En la actualidad, el beneficio ecológico, las centrales de beneficio, las altas producciones de café/ha, aunado a una legislación ambiental más exigente, al alto costo de los combustibles y fertilizantes químicos, favorecen el aprovechamiento de los subproductos para la obtención de productos con valor agregado.



Figura 1.5. Subproductos en el proceso del café.

Fuente: Rodríguez (2007).

1.4.1. Pulpa de café.

La pulpa de café (Figura 1.6) es el primer producto que se obtiene en el método usado para el procesamiento del fruto de café y representa, en base húmeda, alrededor del 43,58% del peso del fruto fresco (Montilla, 2006).

Su producción media es de 2,25 toneladas frescas/ha-año (Rodríguez, 2007). Por cada millón de sacos de 60 kg de café almendra que Colombia exporta, se generan 162900 toneladas de pulpa fresca, la cual si no se utiliza adecuadamente produciría una contaminación equivalente a la generada durante un año, en excretas y orina, por una población de 868736 habitantes. La contaminación unitaria, en excretas y orina, producida diariamente por un habitante corresponde en promedio a 100 g de DQO (Veenstra, 1995).

A continuación se relacionan los procesos más importantes investigados, en Cenicafé, en los últimos años, para el aprovechamiento de la pulpa de café:

1.4.1.1. Abono orgánico a partir de la pulpa de café.

Las investigaciones más recientes realizadas en Cenicafé han permitido la utilización de la lombriz roja *Eisenia foetida* Savigny para facilitar el manejo de la pulpa de café en su transformación en abono orgánico, con muy buenos resultados en cuanto a la reducción en el tiempo de proceso (comparado con las prácticas tradicionales de compostaje), el incremento

en la biomasa de lombriz y la calidad del lombricompuesto obtenido (Dávila y Ramírez, 1996), con rendimientos medios en el proceso de 37,50%, reducción en el tiempo de proceso del 50%, para ciclos de producción entre 4 y 6 meses (Figura 1.7).



Figura 1.6. Despulpadora y pulpa obtenida del beneficio del fruto.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

El lombricompuesto obtenido por sus características físico-químicas y su gran riqueza microbiológica representa un buen abono orgánico (Blandón y Col., 1999), el cual se ha utilizado para preparación de almácigos de café (una parte de lombricompuesto con tres partes de suelo).



Figura 1.7. Lombricultura con pulpa de café.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

1.4.1.2. Hongos comestibles y medicinales utilizando pulpa de café.

Se investigó en la utilización de la pulpa de café para el cultivo de hongos comestibles del género *Pleurotus*. En los primeros trabajos se estudió el cultivo de *Pleurotus pulmonarius* (Fr.) Quéil. sobre pulpa de café proveniente de un despulpado sin agua, con el fin de valorizar este subproducto e impedir que se convirtiera en una fuente de contaminación en la zona cafetera (Figura 1.8).

La eficiencia biológica media alcanzada en el cultivo fue de 54,40% y el rendimiento medio fue de 3,6 kg de hongos frescos/m². Los residuos de la producción de los hongos se utilizaron para el cultivo de la lombriz roja (Rodríguez y Zuluaga, 1994).



Figura 1.8. *Pleurotus pulmonarius* sobre pulpa de café.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

Durante los años 1998 al 2003, se determinó la factibilidad técnica y económica de cultivar otras especies del género *Pleurotus* spp y los hongos medicinales *Lentinula edodes* y *Ganoderma lucidum* sobre sustratos preparados con los subproductos generados durante el proceso de cultivo e industrialización del café, con el fin de evitar la contaminación ambiental, diversificar e incrementar los ingresos al productor y mejorar su dieta alimenticia.

De las investigaciones se concluyó que los hongos comestibles del género *Pleurotus*, por su facilidad de cultivo y por su alto contenido de proteína, pueden cultivarse en las fincas cafeteras con el objeto de utilizarse en programas de seguridad alimentaria. La mayoría de los subproductos agrícolas generados en esta zona en cultivos de café, plátano, maíz y fríjol, se pueden utilizar para cultivar este tipo de hongos alcanzando rendimientos medios superiores al 50% (valor que se determinó como el límite mínimo de rentabilidad), que las hace factibles para ser explotadas económicamente y con unos contenidos de proteína que oscilaron entre el 28 y el 30% (Rodríguez y Jaramillo, 2005b).

En el caso de las investigaciones con hongos medicinales se evaluaron 14 formulaciones de sustrato, conformadas con aserrín de tallo de cafeto, borra de café y pulpa de café, esterilizadas con vapor y se determinó para *L. edodes* (Figura 1.9-1) que los sustratos con una relación C/N de 40 permiten obtener unos rendimientos medios, a las condiciones de la zona cafetera colombiana, entre el 52 y el 76% y que el hongo *G. lucidum* (Figura 1.9-2) se puede cultivar sobre sustratos, conformados con los subproductos del cultivo e industrialización del café, con relaciones C/N en el rango 40 a 60 y en los cuales la pulpa de café no sobrepase el 15%, logrando rendimientos medios en el cultivo, en el rango del 7 al 13% (Rodríguez y Jaramillo, 2005a).



Figura 1.9. Cultivo de hongos medicinales en subproductos del café. 1. *Lentinula edodes* (Shiitake). 2. *Ganoderma lucidum*

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

1.4.1.3. Ensilaje de pulpa de café.

Dado que la pulpa es un subproducto con un alto contenido de humedad (alrededor del 80%) y que sólo es abundante en la época de cosecha. El establecimiento de sistemas de producción de abono orgánico y hongos comestibles y medicinales, requiere, para mantenerse en el tiempo, una disponibilidad permanente de éste subproducto durante todo el año.

En Cenicafé, se evaluó el proceso de ensilaje, con el fin de conservar la pulpa, de forma que pudiera ser utilizada, sin problemas, como materia prima para dichos procesos durante todo el año. De acuerdo con los resultados obtenidos se concluyó que el ensilaje en silos fosa (Figura 1.10) permite disponer de materia prima en buen estado, y durante un tiempo suficiente, para mantener un cultivo permanente de hongos comestibles del género *Pleurotus* y lombriz roja (Rodríguez, 2003).

1.4.1.4. Pectinas a partir de la pulpa de café.

Se determinó que se pueden obtener, en promedio, 174 g de pectina de bajo metoxilo por cada 10 kg de pulpa fresca. Los mayores rendimientos del proceso se obtuvieron cuando la pulpa se hidrolizó en medio alcalino en presencia de sulfito de sodio, tanto para la precipitación con etanol como con cloruro de aluminio (Figura 1.11) (Rodríguez, 1999).

1.4.1.5. Biocombustibles de pulpa de café.

Las investigaciones relacionadas con su utilización como combustible directo fueron realizadas, en su mayoría, por investigadores centroamericanos. Porres y Col., 1987, reportan un poder calorífico de 15,88 KJ/kg de pulpa seca y un consumo en el secado mecánico de la

misma de 36,92 KJ, para un balance energético negativo en el proceso, ya que por cada unidad de energía aplicada sólo se generaron 0,43 unidades en el producto.

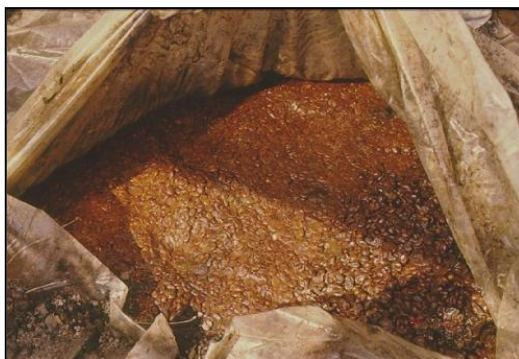


Figura 1.10. Pulpa de café ensilada en silos-fosa.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.



Figura 1.11. Precipitación de pectinas del fruto de café.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

En Cenicafé, en los estudios iniciados por Calle en 1974 y continuados por Arcila, relacionados con la producción de biogás a partir de la pulpa de café, se reportan rendimientos de 25 litros de biogás/kg de pulpa fresca alimentada a los digestores (Arcila, 1979). De acuerdo con Sasse (1984), el poder calorífico del biogás es de 21,46 KJ/l obteniéndose un valor, para la pulpa fresca, de 0,54 MJ/kg.

En los estudios de fermentación alcohólica, realizados por Rodríguez (2007) (Figura 1.12), se encontró un valor promedio de 25,17 ml de etanol a partir de 1 kg de pulpa fresca. Sánchez (2003), reporta un valor de capacidad calorífica del etanol de 21,38 MJ/l, alcanzándose un valor de 0,54 MJ/kg de pulpa fresca, idéntico al alcanzado en forma de biogás.



Figura 1.12. Producción de etanol de pulpa y mucílago de café.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

1.4.2. Mucílago de café.

El mucílago de café (Figura 1.13) se genera en la etapa del desmucilaginado y representa, en base húmeda, alrededor del 14,85% del peso del fruto fresco (Montilla, 2006). En términos de volumen, por cada kg de café cereza se producen 91 ml de mucílago puro (Zambrano e Isaza, 1994). Su producción media es de 768 kg frescos/ha-año (Rodríguez, 2007).



Figura 1.13. Desmucilaginator y mucílago obtenido del beneficio del fruto.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

Por cada millón de sacos de 60 kg de café almendra que Colombia exporta, se generan aproximadamente 55500 toneladas de mucílago fresco, el cual si no se utiliza adecuadamente produciría una contaminación equivalente a la generada durante un año, en excretas y orina, por una población de 310000 habitantes.

A continuación se relacionan los procesos más importantes investigados, en Cenicafé, para el aprovechamiento del mucílago de café, cuando éste es obtenido mediante esfuerzos mecánicos.

Cuando el mucílago es retirado del grano por fermentación natural, se constituye en un residuo líquido que debe ser tratado en sistemas de depuración de aguas residuales.

1.4.2.1. Abono de mucílago de café.

En Cenicafé, se realizaron investigaciones utilizando el mucílago, mezclado con la pulpa, tanto en procesos de compostaje (Blandón y Col, 1998) como en procesos de lombricompostaje. En éste segundo proceso se encontraron excelentes resultados tanto en la producción de lombricompostaje como en la producción de biomasa de lombriz (Dávila y Ramírez, 1996). En ambas técnicas se produjeron lixiviados que deben ser tratados en sistemas de depuración.

1.4.2.2. Alimentación animal a partir de mucílago de café.

Se evaluó la utilización del mucílago de café en la alimentación porcina, encontrándose que al suministrar el 80% de concentrado, de acuerdo con los requerimientos del animal según su peso y suplementar la ración iniciando con 2 litros de mucílago de café diario, en animales con pesos superiores a 40 kg, se obtienen buenas respuestas en conversión del alimento, ganancia en peso y rendimiento económico, no viéndose afectada la calidad de la carne (Garavito y Puerta, 1998).

1.4.2.3. Producción de pectinas de mucílago de café.

Se determinó que se pueden obtener 82 g de pectina, de alto metoxilo, por cada 10 kg de mucílago fresco. Los mejores rendimientos del proceso, cuando la pectina se precipitó con etanol, se obtuvieron cuando hubo adición de polifosfatos tanto para la hidrólisis ácida como para la hidrólisis alcalina. En los tratamientos precipitados con cloruro de aluminio, los mejores rendimientos se encontraron cuando se combina la hidrólisis alcalina con adición de sulfito de sodio (Rodríguez, 1999).

1.4.2.4. Biocombustibles del mucílago de café.

Zambrano (1994) reporta que por cada kg de DQO aplicado al proceso de digestión anaerobia se generan 228 litros de metano, el cual tiene un poder calorífico de 35,784 KJ/l (Sasse, 1984), generando 1,31 MJ/kg de mucílago fresco (Rodríguez, 2007).

En los estudios de fermentación alcohólica, realizados en Cenicafé, se encontró un valor promedio de 58,37 ml de etanol a partir de 1 kg de mucílago fresco equivalente a 1,25MJ/kg de mucílago fresco, valor muy cercano al alcanzado en forma de biogás (Rodríguez, 2007).

1.4.3. Mucílago fermentado de café.

En Colombia la práctica más utilizada para retirar el mucílago es la fermentación natural, en cuyo proceso se generan entre 4 y 5 litros de agua residual/kg de café pergamino seco, con una carga orgánica, en términos de DQO, cercana a las 27000 ppm.

Los caficultores que retiran el mucílago mediante desmucilagadores mecánicos, en cuyo proceso utilizan alrededor de 1 litro de agua, lo adicionan sobre la pulpa de café, generando entre 0,5 y 0,6 litros de agua residual/kg de café pergamino seco, con una carga orgánica en términos de DQO cercana a las 110000 ppm.

Estos efluentes generados en el proceso de beneficio del café deben ser tratados conforme a las exigencias de la normativa colombiana.

La importancia que tiene la solución de la problemática que generan las aguas residuales del café es evidente dada la influencia directa que tienen éstas sobre la salud del caficultor y la calidad del ecosistema en la zona cafetera. De acuerdo al Departamento Nacional de Planeación, para el año de 2003 la tasa de mortalidad infantil en Colombia, fue de 20,4 por 1000 nacidos (Revista Salud Colombia, 2003). Las enfermedades infecciosas intestinales generadas por consumir o estar en contacto con agua de mala calidad, fue la segunda causa de mortalidad en niños menores a 4 años.

Desde el punto de vista económico, no es necesario calcular las ganancias que genera el hecho de mantener la población campesina colombiana en un buen estado de salud. Estas ganancias se expresan en menores gastos de salud pública (atención médica-hospitalaria) y en menores pérdidas por días no trabajados por incapacidad.

El efecto económico de la calidad del agua también puede expresarse en las pérdidas por mala calidad de los productos agrícolas que necesitan de este elemento en sus procesos de post-cosecha, para nuestro caso en el beneficio del café.

Investigaciones en el campo del tratamiento de aguas residuales del café son de un gran impacto y cobertura, dado que el diseño de un sistema integral de tratamiento que permita obtener unos vertidos inocuos para el medio ambiente, contribuye a generar soluciones para que más de 500000 familias cafeteras tengan un ambiente de vida más sano.

1.5. Características físico-químicas y microbiológicas de las aguas residuales del café.

Los contenidos de contaminantes orgánicos y minerales presentes en las aguas residuales del beneficio del café están directamente relacionados con la variedad de café beneficiada, el tipo de beneficiadero empleado en la transformación del fruto en semilla y la cantidad y calidad del agua usada en el proceso.

Tanto en Colombia como en los demás países que procesan el café por vía húmeda se han realizado diferentes estudios de caracterización físico-química y microbiológica de las aguas residuales generadas (Archila, 1985; Rodas, 1987; Álvarez y Col, 1988; Hernández y Londoño, 1988; Palma y González, 1989; Zuluaga, 1989; Centanaro y Gutiérrez, 1991; Mburu y Col, 1994; Alfaro y Rodríguez, 1995; Bello y Col, 1995; Matuk y Col, 1997; Lardé y Col, 1997; Rodríguez, 1999; Rigueira y Col, 2005; Silva y Col, 2007). Algunos de estos estudios se relacionan a continuación.

En el laboratorio de Investigaciones sobre la química del café y los productos naturales (LIQC) perteneciente a la Federación Nacional de Cafeteros y que en la actualidad forma parte de Cenicafé, se realizaron trabajos parciales sobre la composición química y microbiológica de las aguas residuales del proceso de beneficio del café, cuyos resultados se relacionan:

Archila (1985), con técnicas tradicionales de microbiología (recuento de plaga, NMP, filtración por membrana) realizó recuentos microbiológicos en café cereza, café baba, café fermentado, aguas de despulpado y de lavado de una finca cafetera en Cundinamarca (Colombia). Se determinaron los grupos aerobios mesófilos, coliformes totales y fecales, estreptococos fecales o enterococos y globalmente, los hongos y levaduras. También se hicieron pruebas para patógenos *Clostridium perfringen*, *Shigella* y *Salmonella*. Se encontró que en la etapa de fermentación del mucílago se produce una gran proliferación microbiana y que la carga microbiana presente en las aguas residuales es considerable. No obstante, las pruebas para patógenos dieron resultados negativos; además, los bajos valores de pH de éstas aguas, no favorecen su proliferación (pH aguas de despulpado en el rango 3,72 y 4,53; y pH para las agua de lavado en el rango 3,73 y 4,21).

Hernández y Londoño (1988), evaluaron, además de los análisis tradicionales para determinación del contenido de materia orgánica (DQO, Sólidos Totales, Sólidos Disueltos y Sólidos Suspendidos), algunos grupos de compuestos presentes en las aguas de despulpado y de lavado de café tales como azúcares y ácidos carboxílicos, discriminando algunos de sus componentes individuales (Tabla 1.3).

Determinación	Tipo de agua residual de beneficio	
	Aguas de despulpado	Aguas de lavado
pH (unidades)	4,72	3,92
Conductividad ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	593	232
Sólidos Totales (ppm)	12334	9393
Sólidos Disueltos (ppm)	10961	4938
Sólidos Suspendidos (ppm)	1373	4455
Cenizas (ppm)	389	400
Materia orgánica (ppm)	11946	8993
DQO (ppm)	12390	9484
NTK (ppm)	59,5	65,6
Oxígeno Disuelto (ppm)	4,25	3,85
Pectinas (ppm)	1225	3855
Fructuosa (ppm)	2052	207
Galactosa (ppm)	306	64
Glucosa (ppm)	531	125
Sacarosa (ppm)	200	511
Azúcares (Suma) (ppm)	3088	904
Ácido láctico (ppm)	316	687
Ácido acético (ppm)	59	54
Ácido cítrico (ppm)	1137	1512
Ácido propiónico (ppm)		
Ácido tartárico (ppm)	21	
Ácido fórmico (ppm)	126	
Ácido málico (ppm).	144	
Ácido galacturónico (ppm)	528	90
Ácidos carboxílicos (suma) (ppm)	2003	2297
Cafeína (ppm)	39,9	26,7
Ácido clorogénico (ppm)	3,13	4,47
Ca (ppm)	8,0	11,6
Na (ppm)	3,9	3,5
K (ppm)	81,7	92,5
Mg (ppm)	2,1	4,5
Fe (ppm)	0,7	1,2
Metales (suma) (ppm)	96,4	113,3

Tabla 1.3. Caracterización de aguas residuales del beneficio del café.

Fuente: Hernández y Londoño (1988).

Se determinaron los contenidos de cafeína y de ácido clorogénico y se comprobó la presencia de otros ácidos fenólicos, como el cafeico y el ferúlico. El objetivo de este estudio fue el de identificar, más en detalle, los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales como una contribución que permitiera diseñar sistemas de tratamiento más apropiados. En el despulpado del fruto se utilizaron 4,5 litros de agua/kg de cps y en el lavado del café procesado por fermentación natural se utilizaron 15 litros de agua/kg de cps.

Palma y González (1989), estudiaron, con el fin de generar información básica para el diseño de tratamientos descontaminantes para las aguas residuales del café, la composición de las aguas al almacenarlas hasta por 60 horas, considerando que un almacenamiento más largo no tendría aplicación práctica por ser de difícil realización a nivel de finca cafetera.

Los resultados de los análisis físico-químicos y microbiológicos se presentan en las Tablas 1.4, 1.5 y 1.6. Se utilizaron 4,5 litros de agua /kg de cps tanto en la etapa de despulpado como de lavado.

Determinación	Tiempo en horas					
	0	12	24	36	48	60
pH	5,09	4,61	4,46	4,18	3,18	3,80
Conductividad, a 20°C, $\mu\text{s}/\text{cm}$	488	504	530	562	683	688
Densidad, a 20°C, g/ml	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Pectinas, (ppm)	1444	907	622	505	433	360
Nitrógeno Total, (ppm)	63,15	64,35	66,77	67,21	65,14	35,28
Cafeína, (ppm)	93	91	87	83	64	62
Fructuosa, (ppm)	2887	2453	1426	1402	1080	944
Glucosa, (ppm)	1014	714	172	90	55	32
Galactosa, (ppm)	178	150	122	100	61	38
Sacarosa, (ppm)	473	404	264	131	55	29
Azúcares (suma) (ppm)	4552	3721	1984	1723	1251	1043
A. Oxálico, (ppm)	263	187	95	69	62	52
A. L-Tartárico, (ppm)	16	11	0	0	0	0
A. Fórmico, (ppm)	172	204	221	256	275	280
A. L-Málico, (ppm)	199	412	433	96	76	74
A. Acético, (ppm)	212	291	311	562	583	708
A. Láctico, (ppm)	19	46	145	254	301	402
A. Cítrico, (ppm)	2511	2342	2170	2528	2926	7440
A. Propiónico, (ppm)	0	2	9	21	66	85
Ácidos (suma) (ppm)	3392	3495	3384	3786	4289	9041

Tabla 1.4. Caracterización, en el tiempo, de las aguas de despulpado de café.

Fuente: Palma y González (1989).

De este trabajo se concluyó que se produce rápidamente una fermentación alcohólica de los azúcares presentes en las aguas residuales seguida de una fermentación acidogénica, la cual produce no solamente ácidos volátiles (acético, láctico, fórmico y propiónico) sino ácidos no volátiles, como el caso del cítrico y del málico, miembros del ciclo de Krebs que se encuentran en cantidad importante en las aguas residuales frescas.

De igual forma, se concluyó que el incremento de la acidez con el almacenamiento es, en principio, un obstáculo para el tratamiento de depuración biológica de estos efluentes.

Respecto a los análisis microbiológicos de las aguas de despulpado almacenadas durante 48 horas, mostraron unos recuentos, para patógenos, relativamente bajos (Tabla 1.6).

Determinación	Tiempo en horas					
	0	12	24	36	48	60
pH	3,93	3,55	3,43	3,33	3,24	3,19
Conductividad a 20°C, $\mu\text{s}/\text{cm}$	252	268	273	299	315	331
Densidad, a 20°C, g/ml	1,00	1,00	0,99	0,99	0,99	0,99
Pectinas, (ppm)	4851	3280	2662	2102	1498	966
Nitrógeno Total (ppm)	82,30	84,25	87,18	90,25	59,44	51,24
Cafeína, (ppm)	49	31	29	16	15	14
Fructuosa, (ppm)	458	282	239	89	18	6
Glucosa, (ppm)	464	350	205	94	18	7
Galactosa, (ppm)	51	37	32	27	4	1
Sacarosa, (ppm)	291	158	116	42	34	13
Azúcares (suma) (ppm)	1264	827	592	252	74	27
A. Oxálico, (ppm)	131	126	119	92	42	55
A. L-Tartárico, (ppm)	0	0	0	0	0	0
A. Fórmico, (ppm)	5	9	41	48	61	135
A. L-Málico, (ppm)	9	15	46	59	60	12
A. Acético, (ppm)	25	39	48	111	168	229
A. Láctico, (ppm)	34	43	226	366	794	899
A. Cítrico, (ppm)	352	448	462	569	1168	1371
A. Propiónico, (ppm)	0	2	3	6	6	27
Acidos (suma) (ppm)	556	682	945	1251	2299	2728

Tabla 1.5. Caracterización, en el tiempo, de las aguas de lavado de café.

Fuente: Palma y González (1989).

Microorganismo	Recuento (UFC/ml)
Aerobios mesófilos	$5,2 \times 10^7$
Coliformes totales	$1,9 \times 10^5$
Coliformes fecales	$1,2 \times 10^3$
Enterococos	$8,5 \times 10^2$
Mohos y Levaduras	$3,1 \times 10^6$
Salmonella - Shiguella	< 10

Tabla 1.6. Recuento microbiano en aguas de despulpado con 48 horas de generadas.

Fuente: Palma y González (1989).

Zuluaga (1989), en Cenicafé, comparó las características físico-químicas de las aguas provenientes del despulpado y lavado de los granos, utilizando 2 relaciones de agua, con las que tienen las aguas residuales domésticas. En la Tabla 1.7, se condensan los resultados obtenidos.

De éste trabajo se concluyó que las aguas residuales del café son de naturaleza ácida, que presentan una alta contaminación orgánica, en términos de sólidos totales y Demanda Química de Oxígeno y que la mayor parte de la contaminación está en forma disuelta.

Centanaro y Gutiérrez (1991), en el LIQC, reportan en las aguas residuales de lavado, después de 24 horas de generadas, una acidez total de 0,67 meq/100 ml, la acidez fija representó el 76% de la acidez total y la volátil el 24%. Los principales ácidos encontrados fueron el galacturónico, oxálico, malónico, acético, cítrico y láctico.

Parámetro	Aguas del Despulpado		Aguas del Lavado		Aguas Residuales Domésticas
	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 1	Muestra 2	
Agua utilizada (Litros/kg de fruto)	1,80	7,20	1,20	4,80	
Sólidos totales (ppm)	19893	3660	10685	2287	435
DQO total (ppm)	24800	8150	15465	3385	389
Sólidos disueltos (ppm)	19552	3211	9377	2232	246
DQO soluble (ppm)	20490	5676	9665	2720	
pH	5,0		4,4		7,0

Tabla 1.7. Comparación de las características físico-químicas de las aguas residuales del beneficio del café con las aguas residuales domésticas.

Fuente: Zuluaga (1989).

En estudios posteriores realizados en Cenicafé, para conocer la dinámica de acidificación de las aguas residuales del beneficio húmedo del café, se concluyó que estas aguas presentan una formación permanente y creciente de ácidos hasta el cuarto día de almacenamiento a temperatura ambiente. Generalmente, este tipo de agua residual está parcialmente acidificada de forma natural (Zuluaga y Col, 1993). Estos mismos autores presentan una caracterización de las aguas residuales utilizando volúmenes de agua cercanos a 1,0 litro/kg de fruto (Tabla 1.8).

Cuando se produce la acidificación de las aguas mieles del café, la proporción entre los Ácidos Grasos Volátiles (AGV) producidos depende del pH de operación. A pH bajo, la mayor parte de los AGV son C₃ y C₄, mientras que en condiciones de pH neutro predomina el C₂ (Field, 1987).

El agua residual de café es biodegradable en casi su totalidad durante la digestión anaerobia. Aproximadamente un 80% de la DQO es convertida rápidamente en metano (Field, 1987).

Parámetro	Tipo de agua residual de café	
	Aguas de Despulpado	Aguas de Lavado
Agua utilizada (l/kg de fruto)	1,08	0,84
DQO total (ppm) (n = 8)	32459	36044
Sólidos totales (ppm) (n = 8)	28669	29900
NTK (ppm) (n = 3)	513,59	531,62

Tabla 1.8. Características de las aguas residuales del café obtenidas utilizando cerca de 1,0 litro de agua/kg de fruto.

Fuente: Zuluaga y Col. (1993).

Alfaro y Rodríguez (1995), en Costa Rica, reportan para las aguas residuales de café, un rango de pH entre 5,5 a 6,2; una cantidad de oxígeno disuelto con valores de 1,9 a 4,2 mg/L; Demanda Química de Oxígeno entre 1986 ppm y 9360 ppm y un contenido de sólidos totales entre 532 ppm a 1620 ppm.

Rodríguez (1996) en Cenicafé, reporta para las aguas residuales de lavado una relación DQO/DBO₅ de 1,75, DQO/NTK de 68 y DQO/PO₄ de 500.

Matuk y Col. (1997), en Cenicafé, caracterizaron las aguas del procesamiento de café cereza de la especie *Coffea arabica* L. de recolección normal, despulpado sin agua y lavado con 4,2 y 50 litros de agua/kg de cps, en los tanques de fermentación, el mucílago proveniente de un desmucilagador mecánico operado utilizando 0,5 litros de agua /kg de cps y los drenados de la mezcla de pulpa y mucílago de café del módulo BECOLSUB. Todos ellos diluidos a concentraciones de 1200 ppm y 400 ppm como DQO. Los resultados de las caracterizaciones se presentan en la Tabla 1.9.

En el Salvador, en 31 beneficiaderos de café se estudió el consumo de agua y se caracterizaron los desechos líquidos. Los resultados obtenidos se condensan en la Tabla 1.10. El 65% de los beneficiaderos tuvo un consumo total de agua entre 3,3 y 9,9 litros/kg de café almendra, el 50%, un consumo de agua en el lavado menor a 4,9 litros/kg de café almendra y el 77%, un consumo de agua en el despulpado menor a 4,9 litros/kg de café almendra (Lardé y Col, 1997).

Rodríguez, 1999, trabajando con *Coffea arabica*, variedad Colombia, reporta la caracterización de las aguas residuales de lavado del grano, condensada en la Tabla 1.11.

En Brasil, con variedad Catuaí, se reportan valores en las aguas residuales, en términos de sólidos totales entre 12800 y 19000 ppm, con una DBO entre 5300 y 5800 ppm, DQO entre 18000 y 22400 ppm, Nitrógeno Total entre 164 y 255 ppm, P Total entre 19 y 26 ppm y K Total entre 148 y 210 ppm (Rigueira y Col, 2005).

Determinación	Tipo de residuo					
	Drenado de pulpa y mucílago		Mucílago		Aguas del lavado	
	DQO (ppm) a la cual se realizó la caracterización					
	1200	400	1200	400	1200	400
pH	3,84	3,94	5,02	5,11	3,46	3,66
Temperatura (°C)	25,7	25,6	25,6	25,4	25,2	25,6
Acidez (mg NaOH/g DQO)	106	90	101	112	96	107
Color verdadero (Un Pt -Co)	194	81	64	47	81	69
Color aparente (Un Pt - Co)	546	206	FE*	250	FE*	279
DQO (ppm)	1197	482	1197	430	1185	408
DBO ₅ (ppm)	674	222	704	302	674	232
NTK (ppm)	12,60	5,82	16,58	8,80	20,66	12,27
Nitrógeno amoniacal (ppm)	1,68	1,70	3,50	1,92	1,81	0,90
Nitrógeno orgánico (ppm)	10,93	4,13	13,08	6,87	18,85	11,37
Nitratos (ppm)	0,00	0,00	0,10	0,00	0,05	0,00
Nitritos (ppm)	0,00	0,00	0,0015	0,0005	0,0005	0,008
Fosfatos (ppm)	1,27	0,65	1,02	0,28	1,84	0,53
Fósforo (ppm)	0,42	0,22	0,34	0,09	0,62	0,18
Dureza Total (mg CaCO ₃ /l)	58	19	31	12	39	25
ÁGV (meq /l)	5,04	2,40	2,00	1,64	3,63	2,02
Sólidos Totales (ppm)	664	267	763	315	778	283
Sólidos Suspendidos (ppm)	59	14	144	46	160	52
SS Volátiles (ppm)	27	12	139	35	141	14
Sólidos solubles (ppm)	605	253	619	269	618	231
Conductividad (μS/cm ²)	221	102	84	53	178	67
Sulfatos (ppm)	2,0	0,0	10,0	12,5	10,5	5,5
Viscosidad (cps)	1,24	1,02	1,37	1,33	1,16	1,04

Fuera de escala.

Tabla 1.9. Caracterización de los residuos líquidos del proceso de beneficio del café.

Fuente: Adaptado de Matuk y Col. (1997).

Parámetro	Aguas del Despulpado			Aguas del Lavado		
	Mín.	Máx.	Media	Mín.	Máx.	Media
Agua (l/kg café almendra)	0,00	23,80	4,40	0,60	17,8	6,10
pH (unidades)	4,10	5,30	4,50	3,90	5,00	4,40
DQO (kg/m ³)	2,40	91,60	21,90	3,00	59,50	17,00
ST (kg/m ³)	1,40	35,30	13,40	1,70	29,10	10,90
SV (kg/m ³)	1,00	29,00	11,50	1,40	26,50	9,50
Turbiedad (UNT)	172	9925	2181	117	6965	1819

Tabla 1.10. Características de las aguas residuales del café generadas en El Salvador.

Fuente: Lardé y Col. (1997).

Parámetro	Muestras				Promedio
	1	2	3	4	
pH (unidades)	3,71	3,72	3,71	3,70	3,71
DQO total (ppm)	10220	9160	9800	11100	10070
DQO filtrada (ppm)	7250	6770	7000	7550	7143
DBO ₅ (ppm)	3900	3900	4500	3200	3875
N-NTK. (ppm)	219	219	224	211	218,25
N-NNH ₃ (ppm)	9,66	9,70	9,44	9,24	9,51
ST (ppm)	4696	2292	2202	2082	2818
SST (ppm)	1488	1876	1728	1120	1553
P-PO ₄ (ppm)	0,00	0,02	0,00	0,00	0,005
S-SO ₄ (ppm)	28	33	30	27	29,5
N-NO ₃ (ppm)	0,80	0,80	0,90	0,40	0,73
Acidez (ppm)	790	790	860	850	823

Tabla 1.11. Algunas características de las aguas de lavado de café.

Fuente: Rodríguez (1999).

En resumen, las aguas residuales que se producen durante el proceso de beneficio húmedo del fruto del café, son biodegradables, pero poseen características fisicoquímicas particularmente agresivas con el medio ambiente: pH bajos, acidez alta y concentraciones de materia orgánica alta correspondiente a poderes contaminantes entre 60 y 240 veces superiores a las aguas residuales domésticas (Zambrano y Rodríguez, 2008).

A continuación se relacionan las normas colombianas más importantes en lo relacionado con la disposición de las aguas residuales.

1.6. Legislación Ambiental Colombiana relacionada con las aguas residuales.

Los vertimientos de aguas residuales y los aspectos institucionales para su manejo están fundamentados en las políticas nacionales y normas específicas referidas desde los años 70. Se destacan principalmente el Código de los Recursos Naturales (Decreto ley 2811 de 1974), el Decreto 1594 de 1984, el Decreto 901 de 1997, el Reglamento Técnico de Agua Potable y Saneamiento (RAS) (Resolución 1096 del 2000), el Decreto 3100 de 1993 y el decreto 3440 del 2004, entre otras normas de regulación ambiental y sanitaria.

1.6.1. Decreto N° 2811 de 1974.

Establece el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente. Define normas generales de política ambiental y detalla los medios para el desarrollo de la política ambiental. Entre otras competencias, asigna responsabilidades para ejecución de obras de infraestructura y desarrollo, conservación y ordenamiento de cuencas, control y sanciones, concesiones y uso del agua, tasas, incentivos y pagos, medición de usos, uso eficiente del agua. En su capítulo II define la regulación en cuanto a la prevención y control de contaminación del recurso hídrico (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2005).

1.6.2. Decreto N° 1594 de 1984.

Reglamenta usos del agua y residuos líquidos y, entre otros temas, establece metodologías para análisis y seguimiento de calidad de fuentes, obligación de permisos de vertimiento, requerimiento de tratamiento de efluentes, planes de cumplimiento, control y sanciones, normas de calidad para diferentes usos (Ministerio de Salud, 1984).

En el Capítulo III trata de la destinación genérica de las aguas superficiales, subterráneas, marítimas, estuarinas y servidas, teniendo en cuenta los usos del recurso para consumo humano y doméstico; preservación de flora y fauna, agrícola, pecuario, recreativo, industrial y transporte.

El Artículo 30, define el uso del agua para consumo humano y doméstico. Estableciendo su empleo en actividades como: 1) fabricación o procesamiento de alimentos y en especial los destinados a su comercialización o distribución, 2) bebida directa y preparación de alimentos para consumo inmediato, 3) satisfacción de necesidades domésticas, individuales o colectivas, tales como higiene personal y limpieza de elementos y 4) fabricación o procesamiento de medicamentos, cosméticos, aditivos y productos similares.

El Artículo 31, define el uso del agua para preservación de flora y fauna. Su empleo en actividades destinadas a mantener la vida natural de los ecosistemas acuáticos y terrestres y de sus ecosistemas asociados, sin causar alteraciones sensibles en ellos, o para actividades que permitan la reproducción, supervivencia, crecimiento, extracción y aprovechamiento de especies hidrobiológicas.

El Artículo 32, define el uso agrícola del agua. Su empleo para irrigación de cultivos y otras actividades conexas o complementarias.

El Artículo 33, define el uso pecuario del agua. Su empleo para el consumo del ganado en sus diferentes especies y demás animales, así como para otras actividades conexas y complementarias.

El Artículo 34 define el uso del agua para fines recreativos. Su utilización, cuando se produce contacto primario (natación y buceo) y contacto secundario (deportes náuticos y pesca).

El Artículo 35 define el uso industrial del agua. Su empleo en actividades como procesos manufactureros, de transformación, generación de energía y minería.

En el Artículo 36 define el uso del agua para transporte. Su empleo para la navegación de cualquier tipo de embarcación o para la movilización de materiales por contacto directo.

En el Capítulo IV trata de los criterios de calidad para la destinación del recurso. En la Tabla 1.12 se condensan las características de calidad exigidas en el decreto para el agua de acuerdo a su uso posterior.

Parámetro	Destinación del recurso				
	Consumo ¹	Agrícola	Pecuario	Recreativo ²	Flora y fauna
Amoníaco (ppm)	1,0				0,1
Aluminio (ppm)		5,0	5,0		
Arsénico (ppm)	0,05	0,1	0,2		0,1
Bario (ppm)	1,0				0,1
Berilio (ppm)		0,1			0,1
Boro (ppm)		0,3 a 4,0	5,0		
Cadmio (ppm)	0,01	0,01	0,05		0,01
Cianuro (ppm)	0,2				0,05
Cinc (ppm)	15,0	2,0	25,0		0,01
Cloruros (ppm)	250,0				
Cobalto (ppm)		0,05			
Cobre (ppm)	1,0	0,2	0,5		0,1
Color (UnPt-Co)	75				
Cromo (ppm)	0,05	0,1	1,0		0,01
Fenol (ppm)	0,002			0,002	1,0
Flúor (ppm)		1,0			
Hierro (ppm)		5,0			0,1
Litio (ppm)		2,5			
Manganeso (ppm)		0,2			0,1
Mercurio (ppm)	0,002		0,01		0,01
Molibdeno (ppm)		0,01			
Níquel (ppm)		0,2			0,01
Nitratos (ppm)	10,0		100,0		
Nitritos (ppm)	1,0		10,0		
O ₂ disuelto (ppm)				70% sat.	5,0 ppm
pH (unidades)	5 a 9	4,5 a 9		5 a 9	6,5 a 9
Plata (ppm)	0,05				0,01
Plomo (ppm)	0,05	5,0	0,1		0,01
Sales (ppm)			3000,0		
Selenio (ppm)	0,01	0,02			0,01
Sulfatos (ppm)	400,0				
H ₂ S (ppm)					0,0002
Coliformes totales NPM/100 ml	20000	5000		1000	
Colif. fecales NPM/100 ml	2000	1000		200	

¹Para su potabilización sólo se requiere tratamiento convencional. ²Recreativo contacto primario.

Tabla 1.12. Criterios de calidad del agua, según su uso. Decreto 1595/84.

Fuente: Adaptado de Min Salud (1984).

En el Capítulo VI trata del vertimiento de los residuos líquidos En su artículo 72, establece las normas de vertimiento que se deben cumplir y las cuales se condensan en la Tabla 1.13.

Parámetro	Tipo de Usuario	
	Existente	Nuevo
pH	5 a 9 unidades	5 a 9 unidades
Temperatura	< 40°C	< 40°C
Material Flotante	Ausente	Ausente
Grasas y Aceites	Remoción > 80% en carga	Remoción > 80% en carga
Sólidos Suspendidos	Remoción > 50% en carga	Remoción > 80% en carga
DBO ₅ Doméstica	Remoción > 30% en carga	Remoción > 80% en carga
DBO ₅ Industrial	Remoción > 20% en carga	Remoción > 80% en carga

Tabla 1.13. Normas de vertimiento a un cuerpo de agua.

Fuente: Min Ambiente (2002).

Se entiende por usuario existente, aquel que ya tenía su proceso establecido antes de emitirse la norma (antes de 1984) y por usuario nuevo, el que establezca su proceso productivo después de 1984.

El Parágrafo del Artículo 74, establece que cuando los usuarios, aún cumpliendo con las normas de vertimiento, produzcan concentraciones en el cuerpo receptor que excedan los criterios de calidad para el uso o usos asignados al recurso, el Ministerio de Salud o las EMAR podrán exigirles valores más restrictivos en el vertimiento.

Una licencia ambiental de funcionamiento se expide después de cumplir con el decreto 1594 o acordar su cumplimiento a través de metas.

1.6.3. Decreto N° 901 de 1997.

Se plantea la Tasa Retributiva (TR), o pago de dinero por la contaminación que se deja de remover en decreto 1594 y que se descarga directa ó indirectamente al recurso. La tasa es planteada como el costo que debe asumir el estado en recuperar la calidad del recurso hídrico por permitir utilizar el medio ambiente como receptor de los vertimientos (Ministerio del Medio Ambiente, 1997).

Plantea el cobro por la descarga de dos parámetros indicadores de contaminación; la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y los Sólidos Suspendidos (SST), los cuales son el reflejo de la más generalizada contaminación de los cuerpos de agua en Colombia.

Se establece que mediante un proceso de concertación entre la autoridad ambiental y los usuarios contaminadores se definan metas de reducción de contaminación cada cinco años en una cuenca o tramo de río, las cuales mediante su cumplimiento evitarán un incremento semestral de 50% (factor regional de ajuste, Fr) del monto de la tarifa mínima (Tm).

1.6.4. Resolución N° 273 del 1997.

Define como tarifa mínima \$ 39,5/kg DBO₅ (equivalente a USD 0,02) y \$ 16,9/kg SST (equivalente a USD 0,007), en el pago de la tasa retributiva (Ministerio del Medio Ambiente, 1997).

1.6.5. Reglamento de Agua potable y Saneamiento (RAS).

El Ministerio de Desarrollo Económico en la resolución 1096 de 2000 adopta el RAS como el documento técnico que fija los criterios básicos y requisitos mínimos que deben reunir los diferentes procesos involucrados en la conceptualización, el diseño, la construcción, la supervisión técnica, la puesta en marcha, la operación y el mantenimiento de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, de agua potable y saneamiento básico, con el fin de garantizar su seguridad, durabilidad, funcionalidad, calidad, eficiencia y sostenibilidad (Ministerio del Medio Ambiente, 2002).

1.6.6. Decreto N° 3100 del 2003.

Por medio del cual se reglamentan las tasas retributivas por la utilización directa del agua como receptor de los vertimientos puntuales y se toman otras determinaciones. (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo territorial, 2003)

El presente decreto contempla lo relacionado con el establecimiento de la tarifa mínima y su ajuste regional; define los sujetos pasivos de la tasa, los mecanismos de recaudo, fiscalización y control, y el procedimiento de reclamación.

1.6.7. Decreto N° 3440 del 2004.

Establece que las Autoridades Ambientales Competentes cobrarán la tasa retributiva por los vertimientos puntuales realizados a los cuerpos de agua en el área de su jurisdicción, de acuerdo a los Planes de Ordenamiento del Recurso establecidos en el Decreto 1594 de 1984 o en aquellas normas que lo modifiquen o sustituyan (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo territorial, 2004).

Para el año 2008 las tarifas, corregidas con el índice de inflación en Colombia, para el pago de la tasa retributiva quedaron en \$ 96,8/kg DBO₅ (equivalente a USD 0,04) y \$ 41,4/kg SST (equivalente a USD 0,02) (CRQ, 2008), es decir 2,5 veces mayores a las mínimas establecidas 10 años atrás.

1.6.8. Los beneficiaderos de café y la legislación ambiental colombiana.

En términos de DBO₅, los beneficiaderos convencionales construidos antes de la vigencia del decreto 1594, que se modifiquen sólo para despulpar en seco y transportar sin agua la pulpa a las fosas de manejo, cumplen con el mismo y pagarán tasa retributiva (TR) por el 26,3% restante de contaminación (Zambrano, 1997).

Si la misma modificación se realiza para los beneficiaderos construidos después de la vigencia del decreto, reducen 73,7% de contaminación y podrían ser cerrados dado que no alcanzan a remover el 80% de la contaminación orgánica que se les exige (Zambrano, 1997).

Cualquier Beneficiadero Tipo BECOLSUB cumple con lo exigido en el decreto 1594 y pagará TR por el 8% de contaminación que se genera en los lixiviados provenientes de los lechos de pulpa, si estos no son tratados.

1.6.9. Contaminación generada en el beneficio del café según el tipo de beneficiadero.

La Tabla 1.14 contiene los porcentajes de contaminación orgánica que se pueden generar en las diferentes instalaciones empleadas en Colombia para este fin, evaluados en función de la Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO₅ y de los sólidos suspendidos totales SST, parámetros utilizados para cobrar la tasa retributiva a los caficultores El 100% de la contaminación corresponde a los beneficiaderos de café que vierten la pulpa y el mucílago a las fuentes de agua directamente y representan 3590 kg DBO₅/1000 @ cps y 3484 kg SST/1000 @ cps (Zambrano, 1997).

Tipo de beneficiadero	DBO ₅ (%)	SST (%)
Beneficiadero Convencional	100,00	100,00
Beneficiadero Ecológico Tipo I	26,30	6,00
Beneficiadero Ecológico Tipo II	2,60	0,60
Beneficiadero Ecológico Tipo III	31,20	10,00
Beneficiadero Ecológico Tipo IV	3,10	1,00
Beneficiadero Ecológico Tipo V	8,00	1,10
Beneficiadero Ecológico Tipo VI	0,80	0,10
Beneficiadero Ecológico Tipo VII	0,00	0,00

Tabla 1.14. Contaminación generada en diferentes tipos de beneficiaderos húmedos de café, en Colombia.

Fuente: Zambrano (1997).

Beneficiadero Convencional: Es aquel en el que se despulpa y transporta la pulpa con agua y se lava en continuo. Tiene un uso indiscriminado de agua (40 litros/kg cps) y arroja directamente la pulpa y el mucílago de café a las fuentes de agua.

Beneficiadero Ecológico Tipo I: Beneficiadero donde se despulpa sin agua y se transporta la pulpa sin agua a las fosas de manejo o procesadores de pulpa y donde se lava el café con un máximo de 5 litros de agua/kg cps.

Beneficiadero Ecológico Tipo II: Igual al Tipo I, pero que incorpore una planta para el tratamiento de las aguas residuales de la operación de lavado, que presente una remoción de carga orgánica mayor al 90%.

Beneficiadero Ecológico Tipo III: Beneficiadero donde se despulpa sin agua y se transporta la pulpa sin agua a los procesadores de pulpa y donde se desmucilagina el café mecánicamente con un consumo de agua de 0,5 litros/kg cps.

Beneficiadero Ecológico Tipo IV: Igual al Tipo III pero que incorpore una planta para el tratamiento de las aguas residuales de la operación de desmucilaginado, que presente una remoción de carga orgánica mayor al 90%.

Beneficiadero Ecológico Tipo V: Beneficiadero tipo BECOLSUB, donde se despulpa sin agua, se desmucilagina con menos de 1 litro de agua/kg de cps y se mezclan la pulpa y el mucílago en un tornillo sinfin, que transporta la mezcla a los procesadores de pulpa, y en el que se generan lixiviados.

Beneficiadero Ecológico Tipo VI: Igual al Tipo V pero que incorpore una planta para el tratamiento de los lixiviados generados de la mezcla pulpa-mucílago, que presente una remoción de carga orgánica mayor al 90%.

Beneficiadero Ecológico Tipo VII: Igual al Tipo V pero que recircule los lixiviados generados de la mezcla pulpa-mucílago nuevamente al procesador de pulpa y maneje integralmente los subproductos mediante lombricultura.

Los datos globales que se manejan en el momento, por parte de los fabricantes de los módulos de beneficio es que entre 12000 y 15000 productores (de 513000 en total) han adquirido el módulo BECOLSUB, lo que les permite controlar cerca del 92% de la contaminación potencial debido a los subproductos del beneficio húmedo del café, el 8% restante de la contaminación la constituyen los lixiviados que poseen una carga orgánica, en términos de DQO, alrededor de 110000 ppm y por los cuales deben pagar la tasa retributiva.

Dado que éstos lixiviados son muy agresivos para el ecosistema acuático cafetero, Cenicafé está realizando las investigaciones respectivas para ofrecer a los productores sistemas integrales de tratamiento económicos y eficientes para éste tipo de residuos (Zambrano, 2006).

Los 500000 productores restantes utilizan la fermentación natural para retirar el mucílago, generando alrededor de 5 litros de agua residual/kg de café pergamino, con una carga orgánica alrededor de 27000 ppm como DQO y para ellos se desarrollaron los Sistemas

Modulares de Tratamiento anaerobio (Zambrano y Col, 2006) que se describirán más adelante.

A continuación se describen, de forma muy general, los sistemas de tratamiento de aguas residuales que se han empleado en la depuración de las aguas residuales del beneficio del café en el ámbito nacional e internacional.

1.7. Sistemas de tratamiento utilizados para las aguas residuales del café.

Una vez conocidas las características físico-químicas y microbiológicas de las aguas residuales y teniendo muy presentes los objetivos de calidad que se persiguen en los efluentes tratados (dependiendo de las normativas vigentes o del uso posterior que se le quiera dar al recurso), es necesario seleccionar los tratamientos, que desde el punto de vista técnico y económico sean los apropiados para realizar la depuración. Por lo general, lo que se busca es reducir los contaminantes presentes en el agua para convertir el vertido en inocuo para el medio ambiente.

En el tratamiento de las aguas residuales, generalmente es necesario combinar varias operaciones unitarias, cuyas bases pueden ser físicas, químicas o biológicas y cuyo propósito es el de eliminar, en primer lugar, el material en suspensión, luego las sustancias coloidales y finalmente las sustancias disueltas (Bebin, 1986).

En los diferentes países productores de cafés lavados, se han evaluado diversidad de tratamientos para la depuración de las aguas provenientes del proceso de beneficio del café.

En Colombia, los 2 organismos de investigación de la Federación de Cafeteros, el Centro Nacional de Investigaciones de Café (Cenicafé) y el Laboratorio de Investigaciones sobre la Química del Café y los Productos Naturales (LIQC), fusionado a Cenicafé en la década de los 90, junto a Universidades y Corporaciones Autónomas Regionales han realizado, en el transcurso de los últimos 30 años investigaciones en ésta área.

La aplicación de las diferentes tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales del beneficio de café ha estado ligada al tipo de beneficio utilizado y a las reglamentaciones que en materia de disposición de residuos líquidos prevalecen en cada uno de los países productores.

Los sistemas de tratamiento se pueden clasificar teniendo en cuenta los rendimientos alcanzados en el proceso de depuración. Según la fase de la depuración, los sistemas de tratamiento se pueden agrupar en: tratamientos preliminares, primarios, secundarios y terciarios (Ulloa, 1993).

1.7.1. Tratamiento preliminar.

Está destinado a preparar las aguas residuales para que puedan recibir un tratamiento posterior evitando que se presenten obstrucción de tuberías, presencia de sólidos flotantes, fluctuación de caudal, etc.

En la mayoría de las plantas, el tratamiento preliminar sirve para proteger el equipo de bombeo y hacer más fáciles los procesos subsecuentes de tratamiento.

Las unidades de tratamiento preliminar más utilizadas son las rejillas, los desmenuzadores, los desengrasadores, los tanques de compensación y los desarenadores. Estos dispositivos están destinados a eliminar o separar los sólidos mayores o flotantes, eliminar los sólidos inorgánicos pesados y eliminar cantidades excesivas de aceites y grasas (Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, 1996).

Ávila y Ruiz (1989), en Colombia, estudiaron los procesos de sedimentación y flotación como tratamientos preliminares para la adecuación de las aguas de beneficio del café antes de ser sometidas a procesos biológicos, concluyendo que la sedimentación es un proceso apropiado para implementarlo en sistemas de tratamiento, contrario a los resultados obtenidos con la flotación, la cual desde el punto de vista económico, no es factible incorporar a los sistemas de tratamiento, dado el gran número de beneficiaderos presentes en Colombia.

1.7.2. Tratamiento primario.

El propósito fundamental de los dispositivos para el tratamiento primario, consiste en disminuir suficientemente la velocidad de las aguas residuales para que puedan sedimentarse los sólidos.

Permite remover principalmente los contaminantes sedimentables, algunos sólidos suspendidos y flotantes a través de procesos físicos y en algunos casos químicos. Pueden remover desde 40 a 55% de los sólidos en suspensión y de 25 a 35 % de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (Ministerio del Medio Ambiente, 2002).

Para ello se emplean, entre otros, sedimentadores como tanques sépticos, tanques Imhoff, tanques de sedimentación simple y clarificadores; tanques de flotación y tanques de precipitación química (Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, 1996).

Buitrago y Ramírez (1991), en Colombia, evaluaron como tratamiento primario de las aguas residuales del café, la coagulación con sales de aluminio e hierro, encontrando que las condiciones más apropiadas del proceso fueron pH entre 6,0 y 7,5, dosis de 30 ppm de alumbre y tiempo de sedimentación de 20 horas, permitiendo remover el 57% de los sólidos suspendidos y el 40% de los sólidos disueltos.

Lo Mónaco y Col. (2001), en Brasil, evaluaron la eficiencia de filtros biológicos elaborados con aserrín de madera y bagazo de caña, con tamaños de partícula entre 2,00 y 4,76 mm, como tratamiento primario para las aguas residuales del despulpado y lavado, encontrando que los 2 filtros mostraron remociones significativas de sólidos entre el 60 y 70% y que el aserrín de madera mostró mayor remoción de DBO y DQO (50 al 80%) al compararlo con el de bagazo de caña.

1.7.3. Tratamiento secundario.

Este tratamiento debe hacerse cuando las aguas residuales todavía contienen, después del tratamiento primario, más sólidos orgánicos (en suspensión o disueltos) que los que puedan ser asimilados por las aguas receptoras sin oponerse a su uso normal adecuado (Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, 1996).

Pueden remover hasta 85% de la DBO y de los sólidos suspendidos, además de cantidades variables de nitrógeno, fósforo, metales pesados y bacterias patógenas (Ministerio del Medio Ambiente, 2002). Pueden ser de naturaleza físico-química o biológica.

1.7.3.1. Tratamientos físico-químicos utilizados como tratamientos secundarios.

Los tratamientos físico-químicos utilizados como tratamientos secundarios permiten tratar el agua con el fin de transformar los compuestos que están en forma de sólidos disueltos y coloidales en compuestos estables, por medio de operaciones físicas y/o procesos químicos, tales como la coagulación, floculación, precipitación química, filtración, separación por membranas, adsorción, intercambio iónico.

Cordero (1977), en Colombia, estudió el problema de la disposición de los residuos del café y su impacto ecológico, analizando los sistemas de beneficio, las características de las aguas residuales, los procesos de tratamiento con énfasis en el método de precipitación química y sedimentación acelerada.

En ensayos de tratamiento de aguas de beneficio con cal apagada que se llevaron a cabo en una planta de purificación tipo "Olman Cordero" construida por el Comité de Cafeteros de Caldas (Colombia), se obtuvo una disminución del color y sólidos totales (85,8 y 67% respectivamente), pero con valores de pH finales altos (hasta 11,5). *Se concluyó que la contaminación residual de las aguas tratadas superó los límites exigidos por la autoridad ambiental en los aspectos que se estudiaron (color, olor, pH y sólidos totales) (Arcila, 1978).*

Orozco (1980), en Costa Rica, reporta la utilización de óxido de calcio, a razón del 1% p/v, para coagular las pectinas presentes en las aguas de lavado del café, seguido de una sedimentación y una filtración rápida como método de tratamiento de éstos residuos, reportando remociones de DQO del 90% para aguas con una contaminación orgánica, en términos de DQO, de 3995 ppm.

Pardo y Ramos (1987), en Colombia, estudiaron el proceso de adsorción de las aguas residuales de café sobre carbón activado como sistema de tratamiento, concluyendo que el gran contenido de sólidos suspendidos presentes en el agua residual obstaculiza su depuración cuando se pone en contacto directo con carbón activado y que la remoción del material disuelto presente en las aguas estudiadas desde una DQO inicial de 1750 mg/l hasta 800 mg/l, se logró mediante el uso de 17,4 kg del carbón activado/m³ de agua residual.

Lardé (1996), en El Salvador, investigó la coagulación de las aguas residuales del café con una concentración en el rango 7100 a 18500 ppm de sólidos totales, utilizando hidróxido de

calcio, encontrando como dosis óptima de coagulante entre 0,4 y 0,6% p/v y estimando reducciones del 39,7% en la DBO₅ con la dosis óptima de coagulante.

Matos y Col. (2007), en Brasil, investigaron el rango de pH y dosis óptima de coagulante utilizando sales de hierro y aluminio y extracto de semillas de *Moringa oleifera*, con el fin de retirar turbiedad de las aguas residuales del proceso de beneficio del café, encontrando que con el extracto natural se logró la mayor remoción de sólidos suspendidos (alrededor del 80%), comparado con las sales químicas, en el rango de pH entre 4 y 5 y dosis de 10ml/l.

Zayas y Col. (2007), evaluaron la remoción de materia orgánica presente en aguas residuales del café a través de los procesos de coagulación y floculación química, utilizando floculantes comerciales, seguido de procesos de oxidación, en condiciones ácidas, alcanzando reducciones del 86%.

Algunos autores, en el área de las aguas residuales del café, han evaluado tratamientos convencionales que involucran cribado, sedimentación, tratamientos químicos y/o biológicos y filtración para el tratamiento de las aguas residuales.

Morales (1989), en Méjico, describe una planta convencional que consta de neutralización con cal, coagulación con sulfato de aluminio, sedimentación y filtración por arena y carbón activado como la apropiada para el tratamiento de las aguas residuales del beneficio de café, por considerarlo sencillo, fácil de operar y económico. No reporta remociones, ni tiempos de proceso.

1.7.3.2. Procesos biológicos utilizados como tratamientos secundarios.

Los procesos biológicos empleados en el tratamiento secundario de las aguas residuales se pueden clasificar en 2 grandes grupos: los aerobios y los anaerobios.

Los procesos anaerobios son especialmente ventajosos en el tratamiento de aguas residuales que tengan temperaturas altas y concentraciones altas de materia orgánica particulada, mientras que los procesos aerobios, en contraste, son indispensables dada su gran capacidad de adaptación en el tratamiento de aguas residuales más diluidas o que contengan una gran variedad de compuestos químicos y a condiciones ambientales variables (Vochten y Col., 1988).

Para el caso de las aguas residuales del café, cuando se utiliza agua en las etapas de despulpado y lavado del fruto es más recomendable utilizar los tratamientos aerobios para la depuración de las aguas y cuando se obtienen las aguas residuales con cargas orgánicas altas (bajos consumo de agua), es más apropiado utilizar los tratamientos anaerobios.

1.7.3.2.1. Tratamientos biológicos aerobios.

Son aquellos que utilizan microorganismos que requieren oxígeno para la depuración de las aguas residuales, siendo los más utilizados los lodos activados, los filtros percoladores, los biodiscos y las lagunas de maduración.

La depuración biológica aeróbica de las aguas residuales consiste, en principio, en hacer que las bacterias, que se agrupan en películas o flóculos, se desarrollen y multipliquen, para posteriormente separar, por sedimentación, los fangos producidos (Muñoz, 1993).

1.7.3.2.1.1. Lodos activados: son procesos aerobios en suspensión líquida y con un sistema de separación y recirculación de fangos (Ferrer y Seco, 1999). El aporte de O₂, en estos sistemas, se hace por medios mecánicos.

El tratamiento de lodos activados presentan las siguientes ventajas: 1) baja generación de malos olores, 2) es un sistema que permite controlar diferentes calidades del afluente, 3) las variables de operación son conocidas y controlables, 4) requieren áreas moderadamente pequeñas, 5) en aireación extendida (zanjas de oxidación) se generan menos lodos y hay nitrificación (Ministerio del Medio Ambiente, 2002).

Y se consideran como desventajas de los lodos activados: 1) requiere infraestructura adicional de sedimentación, 2) mayores costos operativos por el requerimiento de energía para suministrar oxígeno, 3) se genera un alto volumen de lodos que requieren un adecuado manejo y disposición, 4) requiere profesional especializado para operación y 5) cuando la aireación es extendida (zanjas de oxidación) se requiere mayor área (Ministerio del Medio Ambiente, 2002).

Sistemas aerobios de mantos de lodo han sido estudiados en varios países cafeteros para el tratamiento de las aguas residuales del café.

Oviedo (1988), en Venezuela, evaluó a escala de laboratorio tratamientos aerobios con lodos activados para las aguas residuales de café, cuyas concentraciones variaron entre 2600 y 6069 ppm para la DQO y pH en el rango de 5,0 a 7,0. El estudio de tratabilidad biológico se efectuó en un reactor mezcla completa, por carga, en donde se aireaba la muestra de agua, mediante difusores, durante un tiempo determinado y en presencia de un lodo activado.

Silvano (1997), en Costa Rica, reporta el empleo de fangos activados de baja carga, como el tratamiento biológico con el que se alcanzaron los mejores resultados en el tratamiento de las aguas residuales del café. El agua entra a un pretratamiento mecánico con rejillas, pasando luego a una etapa de neutralización y sedimentación, seguido de una oxidación biológica con fangos activados, sedimentación y filtración con carbón activado. Las aguas entran a la planta con una DQO entre 30000 y 35000 ppm, y salen, después de la filtración sobre arena y carbón activado, con 10-20 ppm de DQO. No reporta tiempos de proceso.

1.7.3.2.1.2. Filtros percoladores: consisten en tanques, normalmente cilíndricos, rellenos de un material inerte sobre el que se rocía el agua a tratar. Los filtros percoladores tradicionales utilizan como material de relleno coque metalúrgico o piedras silíceas trituradas y los modernos relleno de material plástico (Muñoz, 1993).

Se pueden citar las siguientes ventajas para los filtros percoladores: 1) es un sistema aeróbico que no requiere de aireación superficial, 2) es de fácil operación y mantenimiento, 3) es un

sistema menos costoso porque no requiere equipos de aireación, 4) baja generación de lodos. Como desventajas se tienen: 1) se obtienen remociones orgánicas más bajas, 2) requiere de áreas más grandes, 3) potencial generación de olores, 4) requiere de infraestructura adicional de sedimentación (Ministerio del Medio Ambiente, 2002).

Matos y Col (2006), en Brasil, estudiaron la remoción de sólidos en suspensión de las aguas residuales generadas en el despulpado del café, con el fin de utilizarlas en la fertirrigación de cultivos agrícolas. Los autores evaluaron la influencia del grado de compresión de la cascarilla de café (endocarpio del fruto), denominada “pergamino”, tanto entero como triturado, cuando se usó como medio filtrante para la remoción de sólidos en suspensión, encontrando que el pergamino triturado mostró mayor eficiencia en remover sólidos suspendidos del agua residual, entre el 30 y 40%, en el rango de reducción del 10 al 15% en el volumen.

1.7.3.2.1.3. Biodiscos: son contactores biológicos rotativos en los cuales el agua pasa horizontalmente a través de un tanque en el que giran unos ejes con discos de gran diámetro, suficientemente separados, para permitir el crecimiento de biomasa sobre su superficie. El material de los discos es plástico (poliestireno y cloruro de polivinilo) (Ferrer y Seco, 1999) o metálico (Muñoz, 1993).

Tiene como ventajas el hecho de que requieren menos energía que los lodos activados y como desventaja que es un sistema costoso en la inversión, que requiere de personal especializado, mayor mantenimiento y de grandes áreas en relación con los lodos activados (Ministerio del Medio Ambiente, 2002).

Adams y Dougan (1980, 1981), realizaron un análisis de los métodos biológicos para el tratamiento de las aguas residuales del café, reportando la bio-oxidación, representada en tratamientos como los filtros percoladores, los contactores biológicos rotativos, los lodos activados, las zanjas de oxidación, las lagunas de estabilización y la aplicación al suelo como alternativas apropiadas para la depuración de las aguas. Estos autores tomaron como base para el tratamiento, unas concentraciones en las aguas de despulpado en el rango entre 13900 y 28000 ppm y para las aguas de lavado entre 3000 y 10000 ppm.

1.7.3.2.1.4. Lagunas de maduración: se destinan a la depuración del efluente de las lagunas facultativas con el objetivo principal de eliminar los microorganismos patógenos. Son totalmente aerobias y dado que la mayor parte de la materia orgánica es eliminada en las lagunas previas funcionan con cargas orgánicas reducidas (Ferrer y Seco, 1999). En ellas el tiempo de retención hidráulica se consigue gracias a los altos volúmenes de las mismas.

Como ventajas se tienen la facilidad de operación y mantenimiento, los bajos costos de operación ya que no requieren energía y su baja producción de lodos. Como desventajas pueden citarse que requieren de grandes áreas para el tratamiento y que se pueden generar procesos de eutrofización (Ministerio del Medio Ambiente, 2002).

Ochoa y Ramírez (1993), en Costa Rica, reportan la factibilidad técnica de utilizar sedimentadores primarios y a continuación lagunas de oxidación como sistemas para el

tratamiento de las aguas residuales provenientes de los beneficiaderos en este país. Reportan que el lagunaje es apropiado como tratamiento secundario de aguas mieles y que en estos sistemas de tratamiento se puede remover entre el 40 y 46% de la carga orgánica, para afluentes con pH de 4,0 y concentraciones de DBO en el rango 10000 a 15000 ppm.

Lardé y Saravia (1997), estudiaron, en El Salvador, la infiltración y evaporación de las aguas residuales del café utilizando lagunas de estabilización, excavadas en tierra, con el fin de encontrar mejoras en el diseño y funcionamiento de las mismas. Utilizaron aguas de beneficio con una concentración de sólidos totales de 20800 ppm y encontraron una tasa de infiltración media de 0,28 cm/d y de evaporación media de 0,6 cm/día, concluyendo que se presenta un alto riesgo de contaminación del manto freático por la utilización de éste tipo de lagunas.

Lardé y Jacinto (2000), estudiaron los cambios experimentados por el agua residual del café (despulpado y lavado) retenida en una laguna de estabilización no impermeabilizada de 408 m³ en régimen discontinuo y en un periodo de 210 días. En 175 días se removió el 92% de la DQO desde el valor máximo de 13160 ppm. Concluyen que las lagunas de estabilización pueden ser una opción viable técnica, económica y ambientalmente para el manejo de las aguas residuales del café.

Pineda (1997), en Honduras, reporta la utilización de los sedimentos de las lagunas de estabilización en donde se tratan las aguas residuales, para la elaboración de los almácigos (viveros) de café, mediante mezclas 40% de sedimento y 60% de tierra.

1.7.3.2.2. Tratamientos biológicos anaerobios.

Los progresos recientes en los conocimientos de la bioquímica bacteriana han logrado modificar enormemente las técnicas de depuración y han permitido emplear microorganismos anaeróbicos, los cuales se han utilizado con éxito durante los últimos años en su aplicación a residuos, debido a sus ventajas respecto al tratamiento aeróbico tanto en economía y facilidad de aplicación como por la obtención de un producto de gran valor energético como el metano (Zegers, 1987). Estos sistemas son cada vez más utilizados para tratar los efluentes biodegradables en más del 90%, pero muy concentrados, procedentes de la agroindustria (Bebin, 1986).

Los tratamientos anaerobios más utilizados en el tratamiento de las aguas residuales del café han sido las lagunas, los reactores de manto de lodos de flujo ascendente (UASB) y los filtros.

Noyola (1989), en Méjico, reporta la digestión anaerobia como el tratamiento adecuado para las aguas residuales del beneficio húmedo del café y los reactores anaerobios de segunda generación (manto de lodos y filtro), como los indicados para llevar a cabo el proceso de depuración.

Porres y Calzada (1991), en Guatemala, reportan remociones de DQO en el rango entre 75 y 93% para aguas mieles tratadas por digestión anaerobia (con temperatura entre 35 y 45°C) y

del 61% cuando el afluente se alimentó a temperatura ambiente, utilizando un tiempo de detención hidráulica (TRH) de 2 días en un reactor de 4,5 m³.

Bailly y Col. (1992), en Méjico, recomiendan la digestión anaerobia como el tratamiento apropiado para las características físico-químicas de las aguas residuales del café, tanto en lo técnico como en lo económico, y mediante reactores de manto de lodos o filtro, dado que el problema de disponibilidad de terrenos no permite la implementación de lagunaje anaerobio.

Jacquet (1992), evaluando las aguas residuales de beneficiaderos generadas en Costa Rica, El Salvador y Nicaragua, reporta la digestión anaerobia como el proceso biológico utilizado en varios beneficiaderos, de éstos países, para tratar las aguas residuales.

Vásquez (1997), en Costa Rica, reporta que el 15% de los beneficiaderos tienen lagunas anaerobias con eficiencias de remoción mayores al 50%, para el tratamiento de las aguas mieles; el 5% tienen lagunas aireadas que involucran altos costos energéticos.

Waugh (1997), en Jamaica, reporta el cambio en el proceso de beneficio que ha permitido reducir el agua y concentrar los contaminantes orgánicos de las mismas para depurarlos por digestión anaerobia, con el fin de alcanzar los porcentajes exigidos por las autoridades ambientales de éste país. Describe una planta a la que ingresan las aguas con 7200 ppm de DQO y después de un tratamiento anaerobio en un reactor UASB, salen con 50 ppm como DQO. No reporta tiempos de proceso.

1.7.3.2.2.1. Lagunas anaerobias: consisten en estanques conectados en serie, con tamaños que oscilan entre 0,2 y 0,8 ha y profundidades entre los 2 y 4 metros, que operan en un rango de temperatura entre 6 y 50°C y con cargas orgánicas aplicadas entre 200 y 500 kg DBO₅/ha-d y porcentajes de remoción de la DBO₅ entre el 50 y el 95% (Ferrer y Seco, 1999).

Matos y Col. (2000), en Brasil, reportan la utilización de lagunas anaerobias en serie para el tratamiento de las aguas de despulpado y lavado de los frutos, operando con concentraciones de 10600 ppm de sólidos totales y 7999 ppm de DQO. Recomiendan la utilización de los efluentes del tratamiento en la fertirrigación de cultivos agrícolas, tales como el propio café.

1.7.3.2.2.2. Reactor de Manto de lodos anaeróbicos de flujo ascendente (UASB): consiste en un depósito que contiene un cierto volumen de lodo anaeróbico con buenas propiedades de sedimentación (aproximadamente el 40%). El agua residual a tratar es alimentada por el fondo del reactor, para que entre en contacto con el lodo. La degradación anaeróbica de los sustratos orgánicos ocurre en el lecho del lodo donde se genera el biogás. El flujo combinado de agua residual y biogás puede expandir algunos de los sólidos del lodo a la parte superior del reactor, por lo que se requiere instalar un separador de tres fases a la salida del reactor (Field, 1987).

El tratamiento con lodos anaerobios de flujo ascendente (UASB) presenta las siguientes ventajas: 1) bajos consumos de energía, 2) se genera gas metano aprovechable energéticamente, 3) baja producción de lodos, 4) requiere un área relativamente baja. Y

como desventajas se tienen: 1) el arranque y operación es más complejo, 2) el manto de lodos es muy sensible a cambios operativos, 3) potencial alto de generación de olores, 4) requiere de personal especializado (Ministerio del Medio Ambiente, 2002).

Yspeert (1984), en Colombia, experimentó, durante 3 meses, con una planta a escala de laboratorio y semipiloto tipo UASB para el tratamiento de las aguas residuales de café. Reporta que el sistema manejó cargas orgánicas de hasta 15 kg DQO/m³-día con reducciones en la DQO del 80-90%, con tiempos de retención de hasta 6 horas.

Arias y Nigiani (1987), en Colombia, reportan el uso de reactores tipo UASB para el tratamiento de las aguas residuales del café. A escala piloto, en un reactor de 270 litros, reportan una carga orgánica máxima aplicada de 8,6 kg DQO/m³r-día y una eficiencia de remoción del 60% y a escala de campo con un reactor de 24 m³, tiempo de detención hidráulica de 7 días, concentración de DQO en el afluente de 3379 ppm y una carga aplicada media de 0,65 kg DQO/m³r-día reportan eficiencias medias de remoción del 68%.

Oviedo (1988), en Venezuela, evaluó a escala de laboratorio diferentes tecnologías anaerobias para las aguas residuales de café, cuyas concentraciones variaron entre 2600 y 6069 ppm para la DQO. La alternativa seleccionada para el tratamiento de las aguas fue un reactor anaerobio tipo UASB, con el que se alcanzaron remociones de carga orgánica en el rango de 80 a 95% con una DQO de entrada de 4706 ppm.

Espinosa y Col. (1988), en Cuba, reportan la utilización de reactores tipo UASB, a escala de laboratorio, para eliminación de los compuestos fenólicos presentes en las aguas residuales de café, lográndose alcanzar hasta un 95% de remoción con cargas orgánicas de 16,3 kg DQO/m³ y TRH de sólo 10 horas.

Pérez (1990), en Colombia, evaluó a escala de laboratorio un reactor UASB utilizando estiércol vacuno como lodo y reporta remociones del 60% para cargas orgánicas entre 6 y 14 kg DQO/m³r-día con afluentes en el rango 1400 y 5800 ppm DQO y tiempos de detención entre 10 y 16 horas.

Castro y Hernández (1991), en Colombia, estudiaron a escala de laboratorio, planta piloto y campo, el tratamiento anaerobio de la mezcla de aguas residuales domésticas y de café, utilizando reactores tipo UASB conteniendo zeolita, reportando que la utilización de éste mineral permite incrementar la eficiencias de remoción del sistema.

Waser y Col. (1991), reportan la utilización de reactores anaerobios tipo UASB en Nicaragua, para el tratamiento de los efluentes del beneficio del café. Para afluentes neutralizados reportan eficiencias de remoción de DQO superiores al 80%, en reactores anaerobios con tamaños entre 20 y 35 m³, operando a temperatura entre 18 y 22°C y con una carga aplicada de 2 kg DQO/m³r-día.

Rodríguez y Col. (2000), en Cuba, realizaron un estudio de degradabilidad anaeróbica de las aguas residuales del café utilizando un reactor de manto de lodos y reportan remociones del 40% en términos de DQO en un tiempo de 10 días.

1.7.3.2.2.3. Filtros anaeróbicos: son depósitos en los cuales se logra disminuir el arrastre de la biomasa (responsable de la depuración) introduciendo dentro del reactor un lecho o soporte con el propósito de que sobre él se fijen los microorganismos. Los soportes más utilizados actualmente son de tipo plástico (poliuretano y PVC) o silicatos: vermiculita y sepiolita (Muñoz, 1993).

Presentan las siguientes ventajas: 1) son de fácil operación y mantenimiento, 2) requieren áreas menores en comparación con otros sistemas, 3) bajos consumos energéticos, 4) baja producción de lodos. Como desventajas están: las remociones orgánicas no son tan altas y se pueden generar malos olores (Ministerio del Medio Ambiente, 2002).

Si bien, en un principio, los reactores anaerobios de filtro fueron desplazados por los UASB, dados los problemas de colmatación presentados en aquellos, el tratamiento preliminar de las aguas, para retirar sólidos suspendidos y los menores costos y mayor facilidad de operación de los filtros han hecho que éste tipo de reactor se esté utilizando con mayor frecuencia.

Lancheros y Ordoñez (1988), en Colombia, estudiaron en laboratorio filtros anaerobios de flujo descendente empacados con diferentes soportes (anillos de PVC, espuma de poliuretano, trozos de madera y trozos de ladrillo) para el tratamiento de las aguas residuales del café. Las eficiencias de los reactores, operando con una carga de 5,40 kg DQO/m³r-día y tiempo de retención de 48 horas, fueron del 65% para la madera, 67% para el ladrillo, 57% para el PVC y 85% para la espuma.

Franco y Lombana (1989), en Colombia, evaluaron en laboratorio, el tratamiento de las aguas residuales de despulpado y lavado del café empleando reactores DSFF (Downflow Statory Fixed Film). Reportan remociones de DQO del 50% para aguas residuales con DQO menor a 4000 ppm y con 4 días de reposo.

Lardé (1990), en El Salvador, realizó estudios de digestión anaerobia de las aguas de despulpado del café, a escala de laboratorio, utilizando un reactor empacado con anillos de bambú. Concluye que la composición físico-química de las aguas y la naturaleza del empaque empleado fueron apropiadas para el tratamiento biológico.

Cantarero (1991), en Nicaragua, reporta que un filtro anaeróbico de flujo ascendente es apropiado técnica y económicamente para el tratamiento de las aguas provenientes del beneficio permitiendo remociones entre el 80 y 90%.

Luiz (2007), en Brasil, evaluó, a escala de laboratorio, reactores UAF empacados con escoria de alto horno, espuma de poliuretano y piedra, para el tratamiento de aguas residuales de café, reportando eficiencias de remoción de la DQO entre el 80 y 83%, para una alimentación a 5000 ppm de DQO, tiempo de detención hidráulica de 1,3 días y proceso a temperatura ambiente.

Muchos investigadores han optado por evaluar y utilizar reactores anaerobios híbridos para el tratamiento de las aguas residuales.

Porres (1991), en el ICAITI (Instituto Centroamericano de Investigación y Tecnología Industrial), reporta la utilización de un reactor híbrido operando con aguas residuales de café neutralizadas, el cual estaba constituido por un manto de lodos en la parte inferior y piedra pómez como filtro, en la parte superior. La carga orgánica en el afluente fue de 3 kg de DQO/m³r-d, lográndose remociones de DQO entre 85 y 93%. La temperatura de operación fue la ambiente y el tiempo de residencia del efluente fue 1,8 días.

Castillo y Col. (1993), en Méjico, evaluaron un reactor anaeróbico de flujo ascendente que combinó un manto de lodo y un filtro, de 10 m³ cúbicos de capacidad, procesando agua residual con una carga orgánica de 3 kg de DQO/m³-día, con un tiempo de retención de 1 día, alcanzando un porcentaje de remoción del 70%.

1.7.3.2.3. Comparación entre los tratamientos aeróbicos y anaeróbicos.

En la actualidad hay muchos trabajos de investigación que utilizan una combinación de tratamiento anaerobio-aerobio como estrategia económica para el manejo y disposición de las aguas residuales biodegradables.

Dado que los procesos anaeróbicos permiten implementar tratamientos más integrales y menos costosos, capaces de remover la carga contaminante en el agua, es posible utilizarlos como pretratamiento de los sistemas aeróbicos, en el manejo de las aguas residuales biodegradables con DBO₅ superiores a 1000 ppm, disminuyendo los costos del tratamiento (Eckenfelder y Col., 1988).

En la Tabla 1.15 se resumen las ventajas y desventajas de los procesos de tratamiento aerobio y anaerobio de aguas residuales.

Parámetro	Tipo de proceso	
	Anaerobio	Aerobio
Energía requerida	Baja	Alta
Eficiencia del tratamiento	Moderada (60 a 90%)	Alta (>95%)
Producción de lodos	Baja	Alta
Estabilidad del proceso	Baja a moderada	Moderada a alta
Tiempo de arranque	2 a 4 meses	2 a 4 semanas
Nutrientes requeridos	Bajos	Altos
Olor	Problemas potenciales	Menos probabilidad
Neutralizante requerido	Alto	Bajo
Producción de Biogás	Sí	No

Tabla 1.15. Comparación entre los tratamientos aerobios y anaerobios.

Fuente: Eckenfelder y Col. (1988).

Los costos energéticos y nutricionales de los sistemas de tratamiento aerobio, son más sensibles a incrementarse que los de los sistemas anaerobios, en contraste, los costos de neutralización en los sistemas anaerobios son mayores que para los sistemas aerobios y se incrementan con el aumento de la carga orgánica. Sin embargo, es posible tratar aguas

residuales ácidas, mediante digestión anaerobia, aplicando la separación de fases, como ha sucedido con las aguas residuales del café (Zambrano y Col. 1999).

Para el caso de las aguas residuales del proceso de beneficio del café:

Gutiérrez (1984), en El Salvador, investigó las condiciones que gobiernan la degradación anaerobia de las aguas residuales, concluyendo que un proceso de digestión anaeróbica-aeróbica, aunado a un uso más eficiente del agua en los beneficios, podría constituirse en una solución al problema de las aguas mieles en este país.

Alwar y Col. (1990), en la India, analizaron diferentes métodos para el tratamiento de los efluentes producidos en los beneficiaderos de café, los cuales presentaron una DBO entre 8500 ppm y 10250 ppm y pH entre 4,0 y 4,5. Recomiendan para beneficiaderos que procesen más de una tonelada de frutos/día, su tratamiento anaeróbico por 8 días, seguido de aireación.

Viñas y Álvarez (1991), en Cuba, utilizaron un proceso anaerobio acelerado, en laboratorio, para el tratamiento de las aguas residuales del beneficio del café y el efluente fue sometido a un proceso de lodos activados con edades del lodo de 5-10 días y tiempos de residencia hidráulica por debajo de 12 horas.

Shanmukhappa y Col. (1998), en la India, reportan para las aguas residuales de café, un sistema de tratamiento que consta de 4 etapas: en la primera se realiza la neutralización de las aguas con cal (TRH = 1 día), seguida de digestión anaerobia que se realiza en una laguna (TRH = 21 días), seguida de un tratamiento aerobio que se realiza en una laguna de oxidación (TRH = 7 días) y finalmente pasa a un tanque de sedimentación (TRH = 1 día), recomendando utilizar el efluente sólo para fines agrícolas. La legislación local exige en los vertimientos, < de 200 ppm como sólidos y < de 100 ppm como DBO.

1.7.3.2.4. Investigaciones adelantadas en el Centro Nacional de Investigaciones de Café (Cenicafé).

En 1984, CENICAFÉ estudió las diferentes propuestas que estaban disponibles, en el momento, para el tratamiento de las aguas residuales del café, pero con excepción de la digestión anaerobia, los demás sistemas de tratamiento fueron descartados por aspectos técnicos y/o económicos. Los procesos aeróbicos para el tratamiento de las aguas residuales de café como lodos activados de alta o de baja carga, filtros biológicos, lagunas de oxidación aireadas e irrigación son soluciones que están drásticamente limitadas por la topografía de la zona cafetera colombiana. La ozonización, de un estudio preliminar, se concluyó que tenía capacidad de reducir la carga orgánica a un costo excesivo (Zambrano y Rodríguez, 2008).

El gran reto de la investigación consistió en utilizar la digestión anaeróbica, sin neutralización de los afluentes, para el tratamiento biológico de los mismos.

Para llegar al diseño y evaluación final de los sistemas de tratamiento anaerobio de aguas mieles, desarrollados por Cenicafé, fue necesario que en 1984 se firmara un contrato de capacitación y transferencia tecnológica entre la Federación Nacional de Cafeteros de Colombia y la firma Terry L. Wiles and Associates Ltd. de Gran Bretaña, la cual contó con la asesoría de un grupo de científicos Británicos de la más alta categoría y experiencia mundial en el tratamiento anaerobio de aguas residuales: L. Cassell y C. I. Winstanley (*University of Manchester Institute of Science and Technology, UMIST*), Andrew D. Wheatley (*Cranfield Institute of Technology*) y la asistencia de G. P. Cookman (*Terry L. Wiles and Associates Ltd*) (Zambrano y Rodríguez, 2008).

1.7.3.2.4.1. Investigaciones a escala de laboratorio.

Tuvieron como propósito evaluar, en reactores a pequeña escala, diferentes tecnologías de tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de beneficio húmedo del café, con el fin de conocer los porcentajes de remoción de la carga orgánica y la influencia de diferentes variables (acidez, temperatura, tipo de reactor, inóculos, etc.) sobre el proceso de depuración. Se realizaron entre 1984 y 1994.

Zuluaga y Cookman (1987), reportan la utilización a escala de laboratorio de 4 reactores UAF, de 21,6 litros (Figura 1.14), empacados con anillos de bambú, operando a 37°C con aguas residuales de café neutralizadas a pH 7,5 y DQO media de 4461 ppm, con un tiempo de retención hidráulica de 24 horas, alcanzando remociones de DQO superiores al 70%.



Figura 1.14. Reactores Anaerobios Tipo Botella.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

Lo anterior mostró que era posible el tratamiento de las aguas residuales del beneficio del café por digestión anaerobia, utilizando filtros anaerobios y que era necesario estudiar varias de las tecnologías anaerobias, con el fin de encontrar la más eficiente y económica para el tratamiento de las aguas residuales.

Zuluaga y Col. (1991), reportan los resultados de los estudios de laboratorio y planta piloto para el tratamiento de las aguas residuales del beneficio del café. Se ensayaron Filtros Anaeróbicos de Flujo Ascendente (UAF), Manto de Lodos Anaeróbicos de Flujo Ascendente (UASB) y una combinación de los dos anteriores UASB/UAF; siendo la última tecnología la que resultó ser la más eficiente y prometedora. Con ella se lograron operar los reactores con cargas de 10 kg DQO/m³-día, removiendo el 81% de la carga contaminante, con tiempos de retención hidráulica de 24 horas, temperatura de 37°C y sin neutralizar la acidez de las aguas residuales.

Zambrano (1991), para evaluar la necesidad de utilizar calor adicional en un sistema anaeróbico de tratamiento de agua residual biodegradable, realizó un desarrollo matemático simple. La Demanda Química de Oxígeno de equilibrio (DQO*), permite conocer la concentración mínima de agua residual (AR), para que se produzca el biogás necesario para el autoabastecimiento calórico del sistema anaeróbico, mediante la expresión: $DQO^* \text{ (ppm)} = 10533 \times C_{pAR} \times (T_f - T) / (n_q \times K)$, siendo K el rendimiento metanogénico (m³CH₄/kg DQO afluente) y n_q la eficiencia del quemador.

Zambrano (1994), reporta que a escala de laboratorio, es posible el tratamiento anaeróbico de las aguas residuales del proceso de beneficio húmedo de café utilizando la borra de café semidescompuesta (subproducto del proceso de producción del café soluble) como fuente de bacterias anaeróbicas (Figura 1.15).



Figura 1.15. Borra de café semidescompuesta.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

Rodríguez (1994), desarrolló una metodología para la producción de lodo anaerobio utilizando como soporte la borra de café fresca. El autor concluye que la borra de café fresca, por sus propiedades físicas, es un excelente soporte para microorganismos anaeróbicos; que la adición de fuentes de nitrógeno, fósforo y azufre, disponibles en los fertilizantes utilizados en el cultivo del café, tienen un efecto positivo en el incremento de la actividad metanogénica del lodo y que el estiércol de vacuno exhibe un buen comportamiento como fuente de microorganismos metanogénicos cuando es suplementado con nutrientes tanto a temperatura ambiente como a 36°C.

Rodríguez (1997), experimentó en 3 reactores anaerobios de columna de 53 litros, a temperatura ambiente, suplementando con urea, DAP y sulfato de amonio las aguas residuales del lavado de café, sin neutralizar, con el fin de equilibrar las necesidades de N, P y S de los microorganismos anaerobios en cada uno de los reactores. Los valores de carga orgánica máxima admisible en los reactores, cumpliendo con la legislación ambiental colombiana, fueron de 2,76 kg DQO/m³r-día para el reactor suplementado con urea, de 2,30 kg DQO/m³r-día para el reactor suplementado con DAP y de 2,00 kg DQO/m³r-día para el reactor suplementado con sulfato de amonio. El mismo autor reporta una carga orgánica aplicada de 3,73 kg DQO/m³r-día, cuando el agua residual de café se suplementó con los 3 nutrientes.

Rodríguez (1998), experimentó a escala de laboratorio, alimentando 3 reactores (Figura 1.16) con aguas residuales del café ácidas, a temperatura de 30°C. Alcanzando una carga orgánica máxima promedio de 5,05 kg de DQO/m³r-día y el efluente cumpliendo por lo exigido en la legislación ambiental colombiana.



Figura 1.16. Reactores Anaerobios Tipo Columna.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

Rodríguez (1999), experimentó en el laboratorio alimentando 3 reactores de columna, con sustrato ácido a temperatura de 30°C y suplementados con urea, logrando aplicar una carga orgánica máxima promedio de 14,34 kg de DQO/m³r-día, con una eficiencia metanogénica media de 0,1477 m³CH₄/kg DQO aplicada y el efluente cumpliendo por lo exigido en la legislación ambiental colombiana.

1.7.3.2.4.2. Investigaciones a escala de planta piloto.

Estos estudios se realizaron entre el 1990 y el año 2000, en la planta piloto de biodigestión anaerobia (Figura 1.17) construida en Cenicafé, La Granja, con el fin de verificar a escala semi-industrial la información producida a escala de laboratorio, para encontrar los parámetros

de diseño adecuados, desde el punto de vista técnico y económico, para generar la solución más eficiente a nivel de campo (para pequeños, medianos y grandes caficultores), en el tratamiento de las aguas residuales del proceso de beneficio húmedo del café.



Figura 1.17. Planta Piloto Biodigestión Anaerobia.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

La planta piloto constó de 3 tanques cilíndricos de 8 m^3 , en mampostería, para la maduración del lodo y almacenamiento de agua limpia y agua residual, un reactor hidrolítico rectangular de 10 m^3 , para realizar la separación de fases, el reactor metanogénico de $11,76 \text{ m}^3$, conformado por tecnología mixta de manto de lodos UASB y filtro de flujo ascendente UAF₁₁, construido en acero inoxidable y de forma cilíndrica (relación altura diámetro próxima a 3) y una campana para almacenamiento del biogás generado, con capacidad de 4 m^3 .

En promedio se logró aplicar cargas orgánicas entre $2,28 \text{ kg DQO/m}^3\text{-r-día}$ (Rodríguez, 1997) y $3,94 \text{ kg DQO/m}^3\text{-r-día}$ (Rodríguez, 1998) y el efluente cumpliendo con el decreto-ley 1594 de 1984 (remoción de DQO > al 80%), operando con sustrato ácido a temperatura ambiente.

Los valores de carga orgánica aplicada encontrados en el reactor de la planta piloto fueron superiores en un 156% a los encontrados en los estudios de laboratorio, operando ambos reactores con lodo metanogénico preparado a base de borra de café fresca y a temperatura ambiente. Estas diferencias se presentaron por el efecto de la temperatura, ya que el reactor de la planta piloto estaba aislado térmicamente. Esta información resultó importante para los diseños en campo, en donde los reactores son de color negro para favorecer la temperatura en su interior y con ello el proceso biológico.

1.7.3.2.4.3. Investigaciones a escala de campo.

De acuerdo con los resultados de los estudios de laboratorio y planta piloto, se buscó desarrollar un sistema de tratamiento anaerobio con separación de fases, que operase por gravedad, sin necesidad de utilizar fuentes de calentamiento diferentes a la energía solar y con la imperiosa necesidad de que funcionaran sin el uso de álcali para neutralizar las aguas mieles, dado los altos costos asociados a la compra del NaOH para la neutralización y a la mano de obra requerida para su dosificación (Zambrano y Rodríguez, 2008).

La separación de fases y la inclusión de una recámara dosificadora entre el reactor hidrolítico y el reactor metanogénico, permitió la utilización de reactores UAF para la etapa metanogénica, siendo éstos elementos los componentes de los Sistemas Modulares de Tratamiento Anaerobio (SMTA) propuestos para el tratamiento de las aguas mieles a escala de campo.

En la actualidad los SMTA funcionan contiguos a los beneficiaderos, en los cuales se han adoptado el despulpado y transporte de pulpa en seco y el lavado del café en los tanques de fermentación tradicional adaptados a tanques tina (Zambrano, 1993), utilizando para ello cuatro enjuagues de la masa (lo que permite tener un consumo de agua menor a 5,0 l/kg cps) y alcanzar concentraciones de DQO en los residuos cercanas a 27400 ppm. (Zambrano y Col., 1999).

La fase hidrolítica se realiza en reactores de plastilona tipo biodigestores (Zambrano y Col, 1999) (Figura 1.18-1) o en tanques de polietileno de coloración negra (Zambrano y Col., 2006) (Figura 1.18-2). La fase metanogénica se realiza en tanques de polietileno de color negro, que pueden estar empacados con trozos de guadua (Zambrano y Col, 1999) (Figura 1.19-1) o trozos de botellas no retornables (Orozco, 2003) (Figura 1.19-2).

Una evaluación realizada durante una prueba de esfuerzo, mostró una remoción neta de DQO, por parte de un SMTA de 4 m³, del 90,7%, después de aplicar durante 47 días continuos, la máxima carga orgánica generada por día, en una finca, contenida en las aguas residuales del lavado del grano procedente de 600 kilogramos de frutos, calculándose una carga orgánica aplicada media de 8,2 kg DQO/m³ - día (Zambrano, 1994).

Para los caficultores que remueven el mucílago mediante esfuerzos mecánicos, utilizando desmucilaginosos, se diseñó y evaluó un Sistema de Tratamiento Primario de los Lixiviados generados en la tecnología BECOLSUB, los cuales tienen una concentración de DQO cercana a 110.000 ppm, logrando una remoción promedio de la DQO del 67,04% (Zambrano y Cárdenas, 2000).

Actualmente se estudia la implementación del tratamiento secundario a escala cafetera, incorporando un SMTA en serie, buscando la solución integral al problema de contaminación de los Lixiviados, tal como se hizo con los SMTA para las aguas mieles.



Figura 1.18. Reactores hidrolíticos. 1. En plastilona. 2. En polietileno.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.



Figura 1.19. Reactores metanogénicos. 1. UAF en guadua. 2. UAF en botellas plásticas.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

Con el fin de conocer el impacto ecológico que generan los efluentes del SMTA se realizaron, en Cenicafé, bioensayos a nivel de laboratorio, utilizándose tres organismos pertenecientes a diferentes niveles tróficos dentro de la cadena alimenticia: *Chlorella vulgaris* (alga), *Daphnia pulex* (microcrustáceo) y *Lebistes reticulatus* (pez), determinándose la concentración efectiva media (CE₅₀) para el alga y la concentración letal media (CL₅₀) para los otros dos bioindicadores. Se encontró, en términos de DQO, una CE₅₀ de 890 ppm para el alga y una CL₅₀ de 700 ppm para el microcrustáceo y de 490 ppm para el pez, siendo este el indicador más sensible. En ese mismo estudio se encontró una relación DQO/DBO₅ de 1,76, siendo la CL₅₀ para el pez, en términos de DBO₅, de 279 ppm (Matuk, Puerta y Rodríguez, 1997).

Considerando que los efluentes de los SMTA generan efectos tóxicos sobre la vida acuática, se concluye que estos deben ser postratados, antes de ser vertidos a los cuerpos de agua de la zona cafetera, mediante la implementación de un sistema de tratamiento que sea económico y de fácil adopción por parte de los productores y que tenga la capacidad de

reducir la carga orgánica de los efluentes del SMTA a valores por debajo de 490 y 279 ppm, en términos de DQO y DBO₅, respectivamente, con el fin de minimizar su impacto ecológico.

1.7.4. Tratamiento terciario.

Recibe éste nombre al tratamiento que se le realiza al agua después del tratamiento secundario, buscando eliminar los contaminantes orgánicos, los nutrientes como los iones fosfato y nitrato o cualquier exceso de sales minerales, los microorganismos patógenos y acondicionar los lodos procedentes de los tratamientos para su aprovechamiento o disposición final (Ministerio del Medio Ambiente, 2002).

En el tratamiento terciario se pretende que el agua tratada tenga la menor contaminación posible antes de ser vertida al medio ambiente. Para ello se pueden realizar tratamientos convencionales como lo son el tratamiento físico-químico (Nalco, 1989), la ósmosis inversa, la electrodiálisis, la eliminación de nutrientes (se refiere, por lo general, a la eliminación del fósforo, aunque en muchas ocasiones incluye también el nitrógeno) (Nalco, 1989) y el tratamiento biológico de nitrificación – desnitrificación (Nalco, 1989), entre otros.

Tratamientos terciarios menos convencionales son la Infiltración – Percolación modificada, la desfosfatación biológica, las biomembranas y los sistemas de tratamiento natural, que se discuten en el numeral 1.8, los cuales involucran los sistemas de aplicación al terreno, el sistema suelo – planta - acuífero, los humedales artificiales y las plantas acuáticas.

También forman parte de los tratamientos terciarios, los relacionados con la desinfección del agua, entre los que se distinguen: la cloración, la radiación con luz ultravioleta, la filtración lenta, la minifiltración, la ozonización y menos frecuente la adición de dióxido de cloro.

En la Tabla 1.16 se condensan algunos tratamientos terciarios y el efecto buscado.

Tratamiento específico	Efecto buscado
Tratamiento biológico de nitrificación – desnitrificación.	Reducción de N por debajo de 10 ppm.
Tratamiento físico-químico.	Reducción de SS y P.
Desfosfatación biológica.	Reducción de P por debajo de 2 ppm.
Filtro de arena monocapa	Reducción de SS.
Filtro de arena multicapa con floculante.	Reducción de SS, P y turbiedad.
Infiltración - percolación.	Reducción de SS, microorganismos y turbiedad.
Desinfección mediante dióxido de cloro.	Reducción de microorganismos patógenos.
Desinfección mediante ozono.	Reducción de microorganismos patógenos.
Desinfección mediante radiación ultravioleta.	Reducción de microorganismos patógenos.
Ultrafiltración y biomembranas.	Reducción de SS, microorganismos y turbiedad.

Tabla 1.16. Algunos tratamientos terciarios y su efecto buscado.

Fuente: Adaptado de Sampol (2004).

1.8. Sistemas de tratamiento naturales de aguas residuales.

En el medio ambiente natural, cuando interactúan el agua, el suelo, las plantas, los microorganismos y la atmósfera, se producen procesos físicos, químicos y biológicos. Los sistemas de tratamiento natural se diseñan para aprovechar estos procesos con el objeto de proporcionar tratamiento al agua residual (Metcalf y Eddy, 1995).

Los procesos que intervienen en los sistemas de tratamiento natural incluyen muchos de los utilizados en las plantas de tratamiento (sedimentación, filtración, transferencia de gases, adsorción, intercambio iónico, precipitación química, oxidación y reducción química y conversión y descomposición biológicas), junto con procesos propios de los sistemas de tratamiento natural tales como la fotosíntesis, la fotooxidación y la asimilación por parte de las plantas (Metcalf y Eddy, 1995).

A diferencia de los sistemas mecánicos, en los que los procesos se llevan a cabo, de forma secuencial, en diferentes tanques y reactores a velocidades aceleradas como consecuencia del poder energético, en los sistemas naturales los procesos se producen a velocidades “naturales” y tienden a realizarse de forma simultánea en un único “reactor-ecosistema” (Metcalf y Eddy, 1995).

Dentro de los sistemas de tratamiento natural se incluyen los sistemas de aplicación al terreno y los sistemas acuáticos.

1.8.1. Sistemas de aplicación al suelo.

Los principales sistemas de aplicación al suelo son los sistemas de baja carga, como el riego, la escorrentía sobre cubierta vegetal y la infiltración – percolación.

Los sistemas de baja carga contemplan la aplicación del agua residual sobre un terreno con vegetación para conseguir tanto el grado necesario de tratamiento del agua residual como el crecimiento de la vegetación existente (Metcalf y Eddy, 1995).

El valor relativamente bajo de las cargas aplicadas, junto con la presencia de vegetación y el ecosistema activo del suelo, contribuyen a que los sistemas de baja carga tengan el mayor potencial de tratamiento de los sistemas de tratamiento natural (Metcalf y Eddy, 1995).

Los sólidos suspendidos se eliminan, a su paso por el suelo, por fenómenos de filtración; la materia orgánica, particulada y en solución, se degrada y estabiliza en el suelo, fundamentalmente en la capa superior, mediante tratamiento biológico realizado por microorganismos. El nitrógeno mineral se elimina o estabiliza mediante la inmovilización en las células microbianas, la absorción de iones amonio o nitrato por las plantas y la volatilización de amonio a pHs alcalinos. El fósforo se inmoviliza en las células microbianas, es absorbido por parte de las plantas o precipitado en compuestos inorgánicos solubles.

Finalmente, la eliminación de bacterias, virus, protozoos y helmintos se realiza por fenómenos de filtración, adsorción, desecación, radiación, predación, competencia por el alimento y exposición a otras condiciones adversas (Martín, 1993).

En varios países productores de cafés suaves, ya sea por laxitud en su legislación ambiental, por problemas de déficit hídrico o como reciclaje de nutrientes, se permite la aplicación de aguas residuales del café sin tratamiento o con algún tipo de tratamiento físico, químico o biológico, para retirar materia orgánica o carga microbiana, sobre las áreas cultivadas. Varios estudios han reportado las bondades e inconvenientes de ésta práctica (Chandrasekhar, 1974; CRF, 1977; Mora, 1978; Lardé, 1984; Batista y Col., 2005; Soares y Col, 2007).

Para el caso de Colombia, este tipo de tratamiento no es posible considerando la reglamentación ambiental existente para la disposición de aguas para uso agrícola, el prevalecimiento de una caficultura de montaña y los fuertes regímenes hídricos en la zona cafetera que coinciden con la época de cosecha del fruto y por ende con la generación de las aguas residuales del proceso de beneficio del café, siendo anti-económico almacenarlas para realizar un tratamiento posterior que coincida con épocas más secas.

1.8.1.1. Riego: estos sistemas consisten en la aplicación controlada del agua residual sobre un suelo con vegetación. El agua aplicada se evapotranspira en parte y el resto percola debidamente depurada. Los suelos más adecuados son los bien drenados, de tipo franco a arenoso, de profundidad elevada y sin excesiva pendiente (Martín, 1993).

Varios trabajos se han realizado en Brasil utilizando las aguas residuales, tanto de la etapa de despulpado como de lavado del café, para el fertirriego de los cafetales:

Matos y Col. (2001), realizaron una investigación de fertirrigación en cultivos de café, utilizando las aguas residuales del despulpado y lavado del beneficio de frutos de *Coffea arabica*, aplicando dosis entre 210 y 1260 litros de agua residual/planta-año y determinaron que los rendimientos del cultivo de café presentan una reducción con el incremento en las dosis aplicadas, pero que dosis por encima de 600-700 litros/planta-año permiten recuperar los rendimientos, posiblemente por el incremento en la concentración de fósforo disponible en el suelo. Igualmente reportan que las concentraciones de N, P y K, en el suelo, no fueron alteradas significativamente por la aplicación de las diferentes dosis de aguas.

Lo Mónaco (2005), realizó una investigación similar, utilizando las aguas residuales, después de hacerlas pasar por un filtro biológico elaborado con la cascarilla resultante del proceso de trilla: Utilizó aguas residuales con una concentración, en términos de Sólidos Totales, en el rango entre 2000 y 17000 ppm. Concluye que es posible la fertirrigación de los cafetales si se utilizan dosis de aguas residuales con contenidos de K iguales o menores a 3 veces los requerimientos de este elemento por parte del cultivo y que las aguas residuales no sólo suministran nutrientes sino que además lixivian algunos macronutrientes del perfil del suelo y proporcionan condiciones para una mayor absorción de algunos macro y micronutrientes por parte de la planta.

Lima y Col. (2007), estudiaron los efectos de aplicación de las aguas residuales del café sobre algunas características físicas y químicas de los suelos utilizados para el cultivo del café, encontrando que la aplicación, una sola vez, de aguas residuales previamente decantadas por 24 horas y filtradas por tamices de 120 mesh, diluida en agua de irrigación (1:1), equivalente a 25 mm no altera la capacidad de campo, la densidad del suelo ni la composición química del suelo en detrimento del cultivo.

Lo Mónaco y Col. (2007), evaluaron las características químicas de suelos de café irrigados con aguas residuales, encontrando que éstas proveen un incremento en la concentración de potasio intercambiable en la capa de suelo entre 0 y 40 cm, causando un aumento en la conductividad eléctrica del suelo cultivado con plantas de café y un decremento en las concentraciones de Zn, Ca y Mg.

1.8.1.2. Escorrentía sobre cubierta vegetal: en estos sistemas el agua residual fluye a lo largo de una estrecha capa de suelo con vegetación hasta unos colectores de recogida. Parte del agua se evapotranspira, otra fracción se desplaza en una fina lámina por escorrentía superficial y el resto percola hasta llegar a zonas impermeables y discurre en favor de la pendiente (Martín, 1993).

Los suelos más adecuados para éstos procesos son los de baja permeabilidad (arcillosos o franco - arcillosos), o los poco profundos con subsuelo impermeable. La pendiente debe ser pequeña (entre el 2 y el 6%) y la superficie del suelo muy lisa, empleándose normalmente cubiertas vegetales de especies herbáceas de pastizal (Martín, 1993).

Varios trabajos se han realizado en Brasil utilizando especies forrajeras como cobertura vegetal en rampas de tratamiento de aguas residuales de café por escurrimiento superficial:

Pinto y Col. (2000), reportan el uso de centeno y avena, regados a una tasa de 250 kg DBO₅/ha-día, 5 días a la semana, sin encontrar diferencias en productividad respecto al tratamiento testigo (fertilización convencional y riego con agua), concluyendo que el Centeno es una especie adecuada para este sistema de tratamiento dado que presentó menos susceptibilidad a problemas de toxicidad ocasionados por las aguas residuales. En contraste, la avena, fue la especie forrajera con menor capacidad para eliminar nutrientes aplicados al suelo por aguas residuales del café, cuando se comparó con el Centeno y con el Millo (Matos y Col., 2005).

Matos y Col. (2001), reportan que la legislación de Brasil exige que se elimine el 85% de la DBO₅ del agua residual o que ésta contenga menos de 60 ppm para que pueda ser vertida a un cuerpo de agua y que mediante la siembra de avena en rampas de 10 m² y 5% de pendiente con aplicaciones de 250 kg DBO₅/ha-día, se encuentran las mayores tasas de remoción de DBO, con coeficientes de decaimiento de $A = 1,0388$ y $B = -0,0954$ en la ecuación $C/Co = A * e^{(b * z)}$, siendo z la distancia. En trabajos posteriores utilizando Centeno y aplicaciones de 2,7 m³ de agua residual/m-h (con 1974 ppm de DBO, 3020 ppm de DQO y 700 ppm SST) se encontraron valores de A y B de 0,9431 y $-0,0363$ para la DBO; 0,9662 y $-0,0099$ para la DQO y 0,9383 y $-0,0572$ para los SST (Matos y Col, 2005).

1.8.1.3. Infiltración – Percolación: en este sistema de tratamiento los vertidos se aplican al suelo de forma intermitente, en dosis elevadas y penetran hacia los acuíferos, una parte se pierde por evaporación. El agua tratada se puede recuperar por bombeo (Martín, 1993).

Los suelos adecuados para estos métodos son los de permeabilidad elevada, de tipo arenoso, franco arenosos y ricos en gravas. Los caudales normales de vertido oscilan entre 10 y 50 cm/semana. La aplicación dura entre 8 horas a varios días, con posterior período de descanso de 1 a 20 días (Martín, 1993).

En la Tabla 1.17 se presentan las características y calidad esperada del efluente en sistemas de aplicación al suelo.

Característica	Sistema de aplicación al terreno.		
	Riego.	Escorrentía superficial.	Infiltración Percolación.
Pendiente.	<20% en suelos cultivados. <40% en suelos no cultivados.	2 - 8%.	No crítica.
Permeabilidad del suelo.	Moderada baja a Moderada alta.	Baja.	Alta.
Profundidad mínima al acuífero.	1,60 m.	No crítica.	4,5 m.
Restricciones climáticas.	Almacenamiento en tiempo frío o lluvioso.	Almacenamiento en período frío.	Ninguna.
Técnicas de aplicación.	Aspersión o por superficie.	Aspersión o por superficie.	Por superficie.
Aplicación semanal.	1-10 cm.	6 – 40 cm.	10 - 300 cm.
Aplicación anual.	61 - 243 cm.	243 – 740 cm.	550 – 15200 cm.
Tratamiento previo.	Sedimentación primaria.	Desbaste y desarenado.	Sedimentación primaria.
Destino del agua aplicada.	Evapotranspiración y percolación.	Escorrentía, evapotranspiración y percolación.	Percolación.
Vegetación.	Requerida.	Requerida.	Opcional.
DBO.	< 2 ppm.	10 ppm.	2 ppm.
Sólidos Suspendidos.	< 1ppm.	10 ppm.	2 ppm.
Nitrógeno Total.	3 ppm.	5 ppm.	10 ppm.
Fósforo Total.	< 0,1 ppm.	4 ppm.	1 ppm.

Tabla 1.17. Características y calidad esperada del efluente en sistemas de aplicación al suelo.

Fuente: Adaptado de Martín (1993).

1.8.2. Sistemas Acuáticos.

Estos sistemas de tratamiento incluyen macrófitas y se pueden clasificar en terrenos pantanosos naturales y artificiales (humedales) y sistemas de tratamiento mediante plantas acuáticas.

1.8.2.1. Humedales.

Los humedales son terrenos inundados con profundidades de agua, normalmente inferiores a 0,6 m y con plantas emergentes como espadañas, juncos y eneas. La vegetación proporciona superficies para la formación de películas bacterianas, facilita la filtración y la adsorción de los contaminantes del agua residual, permite la transferencia de oxígeno a la columna de agua y controla el crecimiento de algas al limitar la penetración de la luz solar (Metcalf y Eddy, 1995). Los humedales pueden ser naturales o artificiales.

Los humedales naturales, desde el punto de vista normativo, se consideran cuerpos de agua receptores y por lo tanto los vertidos a ellos están condicionados por la normativa ambiental local. El principal objetivo de los vertidos a los humedales naturales debe ser la mejora del hábitat existente (Metcalf y Eddy, 1995).

Los humedales artificiales son aquellos construidos por el hombre, que simulan todas las características de las tierras húmedas naturales, ofrecen una prometedora alternativa para el tratamiento de aguas residuales, con respecto a las plantas de tratamiento convencionales, dado que son relativamente económicos para construir y operar, de fácil mantenimiento, proporcionan un tratamiento efectivo y confiable para aguas residuales y son relativamente tolerantes a las fluctuaciones hidrológicas y a las velocidades de carga contaminantes (Hammer, 1991).

1.8.2.1.1. Potencial de los humedales en el tratamiento de aguas residuales.

En Estados Unidos, en las últimas décadas, se han creado humedales artificiales con el propósito específico de depurar aguas residuales. Estos sistemas se han empleado casi exclusivamente para el tratamiento terciario de efluentes domésticos o industriales, siendo las principales especies utilizadas *Scirpus* sp., *Typha* sp., *Eleocharis* sp., e *Iris* sp. Otro aspecto que se ha considerado es la posibilidad de utilizar humedales artificiales con *Typha* en la depuración de los vertidos ácidos de las explotaciones mineras, ya que esta planta es capaz de tolerar pHs muy bajos y acumular en sus tejidos altas concentraciones de metales pesados (Martín, 1993).

Son muchos los trabajos de investigación realizados utilizando humedales para el tratamiento de aguas residuales, algunos ejemplos son: House y Col. (1994), para la remoción de nitrógeno y fósforo de aguas residuales; Tanner y Col. (1995), presentan los resultados del efecto de la carga y las especies utilizadas en la remoción de N, P, Demanda de Oxígeno, SST y Coliformes fecales, en el tratamiento de aguas de establo; Sauter y Leonard (1997), presentan métodos de diseño para aguas residuales residenciales; Spieles y Mitsch (2000),

hacen referencia a la comunidad de macroinvertebrados presentes en estos sistemas de tratamiento; Prystay y Lo (2001), reportan su utilización para el tratamiento de aguas residuales provenientes de invernaderos; Jin y Col. (2002), para la remoción de N, P, DBO₅ y Coliformes de aguas residuales; Ansola y Col. (2003), en el tratamiento de aguas municipales; Szogi y Col. (2004), reporta los procesos de oxido-reducción que se presentan en el tratamiento de aguas de porquerizas y Strusevicius y Col. (2006), en la remoción de amonio y nitratos de aguas residuales domésticas.

1.8.2.1.2. Clasificación de los humedales artificiales.

Los sistemas de humedales se describen típicamente por la posición de la superficie del agua y/o el tipo de vegetación presente (U.S.EPA, 2000). Los humedales se pueden clasificar en sistemas de flujo horizontal, de flujo vertical y combinados.

Existen 2 tipos de humedales artificiales de flujo horizontal desarrollados para el tratamiento de aguas residuales: sistemas de flujo libre (Figura 1.20) y sistemas de flujo subsuperficial (Figura 21) (Metcalf y Eddy, 1995).

Se definen como humedales artificiales de flujo libre superficial (FWS, *free water surface wetlands*) aquellos sistemas en los cuales el agua está expuesta a la atmósfera. La mayoría de los humedales naturales son sistemas FWS entre los que se incluyen a los fangales (principalmente con vegetación de musgos), zonas pantanosas (principalmente de vegetación arbórea), y las praderas inundadas (principalmente con vegetación herbácea y macrófitas emergentes). La observación de la mejora en la calidad del agua en humedales naturales llevó al desarrollo de humedales artificiales para tratar de reproducir en ecosistemas construidos los beneficios de calidad del agua y hábitat. En los humedales FWS el agua fluye sobre la superficie del suelo con vegetación desde un punto de entrada hasta el punto de descarga. En algunos casos, el agua se pierde completamente por evapotranspiración y percolación en el humedal (U.S.EPA, 2000).

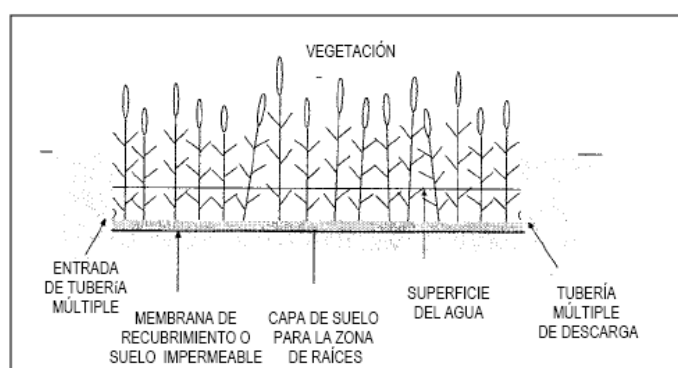


Figura 1.20. Esquema de un humedal de flujo libre superficial.

Fuente: U.S.EPA (2000).

Un humedal artificial de flujo subsuperficial (SFS, *subsurface flow wetlands*) está diseñado específicamente para el tratamiento de algún tipo de agua residual, o su fase final de tratamiento y está construido típicamente en forma de un lecho o canal que contiene un medio apropiado. Como medio se utiliza grava, arena u otro tipo de materiales del suelo. El medio se planta con la vegetación emergente y por diseño, el nivel del agua se mantiene por debajo de la superficie del medio (U.S.EPA, 2000).

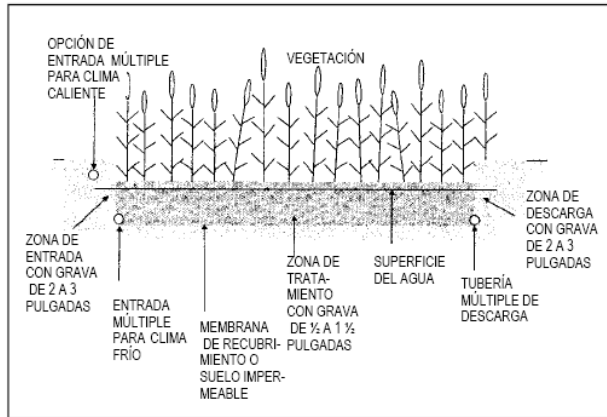


Figura 1.21. Esquema de un humedal de flujo subsuperficial.

Fuente: U.S.EPA (2000).

Son muchos los trabajos de investigación que se han desarrollado utilizando humedales de flujo libre superficial y de flujo subsuperficial. Algunos de ellos, para ilustrar, son los trabajos de Bachand y Horne (2000), que estudiaron la desnitrificación en humedales de flujo libre; Lim y Col.(2001), estudiaron la remoción de carbono, nitrógeno y cobre, en humedales de flujo libre en condiciones tropicales; Thullen y Col. (2005), estudiaron el manejo de la vegetación en humedales de flujo libre para optimizar su rendimiento en el tratamiento de aguas residuales; Andersson y Col. (2005), estudiaron la remoción de N y P, en humedales de flujo libre en Suecia; Decamp y Warren(2000), estudiaron la remoción de la bacteria *Escherichia coli* en varios diseños de humedales de flujo subsuperficial y Puigagut y Col. (2007), compararon las comunidades de microfauna en humedales de flujo subsuperficial operando como tratamiento secundario y tratamiento terciario respectivamente.

En los humedales con flujo vertical el agua residual es aplicada uniformemente sobre la superficie del lecho y el efluente tratado sale por unos tubos perforados que se encuentran en el fondo del lecho, colocados paralelamente al eje longitudinal de éste (Silva, 2002).

Un sistema combinado típico consiste de dos grupos o etapas, de celdas con flujo vertical en serie seguido por una o más celdas con flujo horizontal, estas últimas con el objetivo de lograr el pulimento de los efluentes. Cada grupo de celdas con flujo vertical consisten a su vez de varias celdas en paralelo, donde el agua es aplicada intermitentemente y rotando entre las celdas, los sistemas que se encuentran en operación utilizan efluentes primarios y en

algunos casos emplean directamente aguas residuales crudas. En estos sistemas las aguas residuales son dosificadas por 2 días y luego las celdas se mantienen secas por 4 a 8 días (Silva, 2002).

Luederitz y Col. (2001), estudiaron la eficiencia de remoción de nutrientes en humedales de flujo vertical; Mauleman y Col. (2003), sus costos; Langergraber y Col.(2007), la optimización de humedales de flujo vertical subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales.

1.8.2.1.3. Ventajas y desventajas de los humedales artificiales (U.S.EPA, 2000).

Las principales ventajas de los humedales son:

- ✓ Proporcionan tratamiento efectivo en forma pasiva y minimizan la necesidad de equipos mecánicos, electricidad y monitoreo por parte de operadores calificados.
- ✓ Son menos costosos de construir y son menos costosos para operar y mantener que los procesos convencionales de tratamiento diseñados para un nivel equivalente de calidad de efluente.
- ✓ La operación a nivel de tratamiento secundario es posible durante todo el año con excepción de los climas más fríos.
- ✓ La operación a nivel de tratamiento terciario avanzado es posible durante todo el año en climas cálidos o semicálidos. La configuración de los humedales de flujo subsuperficial proporciona una mayor protección térmica que los humedales de flujo libre.
- ✓ Los sistemas de humedales proporcionan una adición valiosa al "espacio verde" de la comunidad, e incluye la incorporación de hábitat de vida silvestre y oportunidades para recreación pública.
- ✓ Los sistemas de humedales no producen biosólidos ni lodos residuales que requerirían tratamiento subsiguiente y disposición.
- ✓ Son muy efectivos en la remoción de DBO, DQO, SST, metales y algunos compuestos orgánicos y microorganismos patógenos de las aguas residuales domésticas. La remoción de nitrógeno y fósforo a bajos niveles también es posible, pero se requiere de un tiempo de retención mucho mayor.

Las principales desventajas de los humedales son:

- ✓ Requieren un área extensa en comparación con los sistemas mecánicos convencionales de tratamiento.
- ✓ La remoción de DBO, DQO y nitrógeno es un proceso continuo renovable. El fósforo, los metales y algunos compuestos orgánicos persistentes que son removidos permanecen en el sistema ligados al sedimento y por ello se acumulan con el tiempo.
- ✓ En climas fríos las bajas temperaturas durante el invierno reducen la tasa de remoción de DBO, N-NH₃ y N-NO₃. Un aumento en el tiempo de retención puede compensar pero el incremento en el tamaño de los humedales en climas

extremadamente fríos puede no ser factible desde el punto de vista económico o técnico.

- ✓ La mayoría del agua contenida en los humedales artificiales es esencialmente anóxica, limitando el potencial de nitrificación rápida del amoníaco. El aumento del tamaño del humedal y, consecuentemente, el tiempo de retención puede hacerse en forma compensatoria, pero puede no ser eficiente en términos económicos. Métodos alternos de nitrificación en combinación con los humedales han sido utilizados con éxito.
- ✓ Los humedales no pueden ser diseñados para lograr una remoción completa de compuestos orgánicos, SST, nitrógeno o bacterias coliformes. Los ciclos ecológicos en estos humedales producen concentraciones naturales de esos compuestos en el efluente.
- ✓ Los mosquitos y otros insectos vectores de enfermedades pueden ser un problema en los humedales de flujo libre.
- ✓ Los humedales artificiales pueden remover coliformes fecales del agua residual municipal, al menos en un orden de magnitud. Esto no siempre es suficiente para cumplir con los límites de descarga en todas las localidades, por lo cual podría requerirse desinfección subsiguiente. La situación puede complicarse aun más debido a que las aves y otras especies de vida silvestre producen coliformes fecales.
- ✓ Si bien los humedales de flujo subsuperficial pueden ser de menor superficie que los humedales de flujo libre para la remoción de la mayoría de los constituyentes del agua residual, el costo mayor del medio de grava en los humedales de flujo superficial puede dar como resultado costos de construcción más altos para sistemas con una capacidad mayor a 227 m³/día.

1.8.2.1.4. Mecanismos de remoción de contaminantes en humedales.

Las transformaciones de los constituyentes que ocurren en los humedales y los sistemas acuáticos se relacionan con los ciclos del carbono y de los nutrientes. En todos los humedales y sistemas acuáticos ocurren condiciones tanto aerobias como anaerobias en grados variables al mismo tiempo (Crites y Tchobanoglous, 2000). En la Tabla 1.18 se resumen los principales mecanismos de remoción y transformación de la materia orgánica, sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo, y organismos patógenos de las aguas residuales tratadas en los humedales artificiales.

Se considera que las reacciones biológicas se deben a la actividad de los microorganismos adheridos a las superficies disponibles de sustrato sumergido. En el caso de los humedales de flujo libre esos sustratos son las porciones sumergidas de las plantas vivas, los detritos vegetales, y la capa béntica del suelo. En humedales de flujo subsuperficial el sustrato sumergido disponible incluye las raíces de las plantas que crecen en el medio, y la superficie misma del medio (U.S.EPA, 2000).

Dado que el área de sustrato en un humedal de flujo subsuperficial puede sobrepasar por mucho el sustrato disponible en humedales de flujo libre, las tasas de reacción microbiana pueden ser mayores que las de humedales de flujo libre para muchos contaminantes. Como resultado, un humedal de flujo subsuperficial puede tener una menor superficie que un

humedal de flujo libre para los mismos caudales y objetivos de calidad del agua (U.S.EPA, 2000).

Constituyente del agua residual	Mecanismo de remoción
Sólidos suspendidos.	Sedimentación/Filtración.
Materia orgánica biodegradable (DBO)	Bioconversión por bacterias aerobias, anaerobias y facultativas y detritos de la superficie. Adsorción, filtración y sedimentación.
Nitrógeno	Nitrificación – denitrificación bacteriana. Asimilación vegetal. Volatilización.
Fósforo	Filtración/sedimentación. Asimilación vegetal.
Patógenos	Decaimiento natural Predación, sedimentación. Excreción de antibióticos por parte de las raíces de las plantas. Irradiación UV.

Tabla 1.18. Principales mecanismos de remoción y transformación de los contaminantes en los humedales artificiales.

Fuente: Adaptado de Crites y Tchobanoglous (2000)

1.8.2.1.5. Diseño de humedales artificiales.

Werker y Col (2002) presentan una revisión detallada relacionada con los factores críticos de diseño que limitan el avance de la tecnología de los humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales; García y Col (2005) evalúan el efecto de diferentes parámetros de diseño en el desempeño de humedales artificiales de flujo subsuperficial.

Todos los sistemas de humedales artificiales pueden ser considerados, para su diseño, como reactores biológicos y su rendimiento, en la eliminación de carga orgánica, se puede aproximar al descrito por la cinética de primer orden de un reactor de flujo a pistón (Lara, 1999).

Los principales parámetros de diseño de humedales artificiales incluyen el tiempo de detención hidráulica, la profundidad, geometría de los estanques (ancho y longitud), la carga orgánica e hidráulica. A continuación se presentan las ecuaciones respectivas, para el cálculo de los mismos.

1.8.2.1.5.1. Tiempo de detención hidráulica (TRH) (U.S.EPA, 1988; Metcalf y Eddy, 1995).

Para los sistemas de flujo libre, FWS, diseñados para la eliminación de la DBO, el tiempo de detención necesario se puede estimar empleando el siguiente modelo de eliminación de primer orden:

$$\frac{C_e}{C_o} = A \exp[-0,7 * K_T * (A_v)^{1,75} * t] \quad (\text{Ec. 1.1})$$

Para la determinación del tiempo de detención en humedales de flujo subsuperficial, SFS, diseñados para la eliminación de DBO, se ha propuesto un modelo similar, asumiendo flujo ideal de pistón:

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp[-K_T * t'] \quad (\text{Ec. 1.2})$$

Donde:

C_e = Concentración de DBO₅ del efluente, mg/L.

C_o = Concentración de DBO₅ del afluente, mg/L.

A = Coeficiente determinado empíricamente que representa la fracción de DBO₅ no eliminada por sedimentación a la entrada del sistema.

-0,7 = Constante empírica (U.S.EPA, 1988).

K_T = Constante de velocidad de primer orden dependiente de la temperatura, d⁻¹.

A_v = Superficie específica de actividad microbológica, m²/m³.

t = Tiempo de detención hidráulica, en días.

t' = Tiempo de detención real, en días.

Para los coeficientes que intervienen en las ecuaciones se han estimado los valores que se indican a continuación:

Para FWS y eliminación de carga orgánica:

A = 0,52 para tratamiento primario; 0,70 a 0,85 para tratamiento secundario y 0,90 para tratamiento terciario (Reed y Col, 1995).

$K_T = K_{20}(1,1)^{(T-20)}$, T en °C (U.S.EPA, 1988; Metcalf y Eddy, 1995), para ecuación (1.1).

$K_{20} = 0,0057 \text{ d}^{-1}$ (U.S.EPA, 1988; Metcalf y Eddy, 1995), para ecuación (1.1).

$A_v = 15,7 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

Para SFS y eliminación de carga orgánica:

$K_T = K_{20}(1,06)^{(T-20)}$, T en °C (Reed y Col., 1995), para ecuación (1.2).

$K_{20} = 0,678 \text{ d}^{-1}$, según Reed y Col. (1995), para ecuación (1.2). Según Metcalf y Eddy (1995), depende de la porosidad del medio, variando entre 1,84 para arena media y 0,86 para arena gravosa. U.S.EPA (1988), reporta un valor promedio de 1,28.

El tiempo de detención hidráulica se puede expresar, en función del caudal de diseño y de la geometría del sistema, mediante la siguiente expresión:

$$TRH = \left[\frac{L * W * n * d}{Q} \right] \triangleright \text{(Ec.1.3)}$$

Donde:

TRH = Tiempo de detención hidráulica, en días, para FWS ó tiempo de detención en los huecos intersticiales, en días, para SFS.

L = Longitud del estanque, en metros.

Q = Caudal medio que circula a través del sistema en m³/d = (Q_e+Q_s)/2

W = Ancho del estanque, en metros.

d = Profundidad del estanque, en metros.

n = Porosidad, o espacio utilizado por el agua para fluir a través del humedal. En los humedales con flujo libre (FWS) la vegetación y las plantas secas ocupan un espacio, mientras que en los humedales con flujo subsuperficial (SFS) el medio, las raíces y otros sólidos hacen lo mismo. La porosidad es un porcentaje y se expresa en forma decimal.

La porosidad (n) varía entre 0,65 y 0,75, según Reed y Col. (1995) y Crites y Tchobanoglous (1998), citados por U.S.EPA (1999), para humedales con vegetación completa, desde densa hasta menos madura, respectivamente. Para humedales con vegetación menos densa, Kadlec y Knight (1996), citados por U.S.EPA (1999), reportan valores mayores, entre 0,95 y 1,0.

Gearheart (1997), citado por U.S.EPA (1999), reporta valores de porosidad de 0,75 para humedales con plantas no emergentes. Un valor de porosidad de 1 puede utilizarse para humedales de flujo libre sin vegetación (U.S.EPA, 1999).

Para los SFS, el tiempo de detención real es función de la conductividad hidráulica del medio y de la longitud del depósito y se expresa:

$$TRR = \left[\frac{L}{K_s * S} \right] \triangleright \text{(Ec.1.4)}$$

Donde:

TRR = Tiempo de detención real, en días, para SFS.

L = Longitud del estanque, en metros.

K_s = Conductividad hidráulica, en m³/m²-d.

S = Pendiente del depósito, en m/m.

Mediante la ecuación de Ergun, se puede relacionar la porosidad con la conductividad hidráulica, para gravas gruesas o rocas:

K_s = n^{3,7} (válido para diseños preliminares) (Reed y Col, 1995).

1.8.2.1.5.2. Área Transversal (A_c) (Metcalf y Eddy, 1995).

Se calcula mediante la ley de Darcy que describe el régimen de flujo en un medio poroso y es aceptada para ser utilizada en el diseño de los humedales con flujo subsuperficial que utilizan como medio en el lecho, suelo o grava. Dicha ecuación es la siguiente:

$$A_c = \left[\frac{Q}{K_s * S} \right] \triangleright \text{(Ec. 1.5)}$$

Donde:

A_c = Área Transversal, en m^2 .

Q = Caudal medio en m^3/d .

K_s = Conductividad hidráulica, en $m^3/m^2 \cdot d$.

S = Pendiente del depósito, en m/m (como fracción).

Para los humedales SFS, la velocidad de flujo $K_s * S$ se debe limitar a 6,8 m/d para minimizar el arrastre localizado de películas biológicas (Metcalf y Eddy, 1995).

1.8.2.1.5.3. Ancho del estanque (W) (Metcalf y Eddy, 1995).

$$W = \left(\frac{A_c}{d} \right) \triangleright \text{(Ec. 1.6)}$$

Donde:

W = Ancho del estanque, en metros.

A_c = Área Transversal, en m^2 .

d = profundidad del estanque, en metros.

1.8.2.1.5.4. Área necesaria (A_s) (Metcalf y Eddy, 1995).

$$A_s = L * W = \left[\frac{Q \ln \left(\frac{C_o}{C_e} \right)}{K_T * d * n} \right] \triangleright \text{(Ec. 1.7)}$$

Donde:

A_s = Área superficial necesaria, m^2 .

L = Longitud del estanque, en metros.

W = Ancho del estanque, en metros.

n = Porosidad, para FWS, entre 0,65 y 0,75.

d = profundidad del estanque, en metros.

C_e = Concentración de DBO_5 del efluente, mg/L.

C_o = Concentración de DBO_5 del afluente, mg/L.

K_T = Constante de velocidad de primer orden dependiente de la temperatura, d^{-1} .

Q = Caudal medio en m^3/d .

1.8.2.1.5.5. Carga hidráulica (L_w) (U.S.EPA, 1999).

La carga hidráulica en las lagunas que utilizan macrófitas, se calcula mediante la expresión:

$$L_w = \left[\frac{Q}{L * W} \right] \triangleright \text{(Ec.1.8)}$$

Donde:

L_w = Carga hidráulica, $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-día}$.

Q = Caudal en m^3/d .

L = Longitud del estanque, en metros.

W = Ancho del estanque, en metros.

1.8.2.1.5.6. Carga orgánica (C_L) (U.S.EPA, 1999).

La carga orgánica en las lagunas que utilizan macrófitas, se calcula mediante la expresión:

$$C_L = \left[\frac{Q * C_o}{A_s} \right] \triangleright \text{(Ec.1.9)}$$

Donde:

C_L = Carga orgánica, en kg $\text{DBO}_5/\text{ha-día}$.

Q = Caudal en m^3/d .

C_o = DBO_5 en el afluente, en g/m^3 .

A_s = Área específica, m^2 .

En la Tabla 1.19 se indican los intervalos de valores recomendados para los parámetros de diseño, según Metcalf y Eddy (1995).

Parámetro de diseño	Unidades	Tipo de humedal	
		Flujo libre (FWS)	Flujo Subsuperficial (SFS)
Tiempo de detención hidráulica.	d	4 - 15	4 - 15
Profundidad del agua.	m	0,1 – 0,60	0,3 – 0,75
Carga de DBO ₅ .	kg/ha - d	< 67	< 67
Carga hidráulica.	m ³ /m ² - d	0,014 – 0,046	0,014 – 0,046
Superficie específica.	ha/(10 ³ m ³ /d)	7,1 – 2,15	7,1 – 2,15

Tabla 1.19. Valores indicativos para el diseño de humedales.

Fuente: Metcalf y Eddy (1995).

En la Tabla 1.20 se indican los intervalos de valores recomendados para los parámetros de diseño, según Crites y Tchobanoglous (2000).

Parámetro de diseño	Unidades	Tipo de humedal	
		Flujo libre (FWS)	Flujo Subsuperficial (SFS)
Tiempo de detención hidráulica.	d	2 – 5 DBO 7 – 14 N	3 – 4 DBO 6 – 10 N
Velocidad de carga de DBO	kg/ha - d.	< 110	< 110
Velocidad de carga de SST	kg/m ² - d		0,04
Profundidad del agua.	m	0,06 – 0,45	0,3 – 0,61
Profundidad del medio	m		0,46 – 0,76
Tamaño mínimo	m ² /m ³ - d	5,3 – 10,7	
Relación L:W		2:1 a 4:1	
Control de mosquitos.		Requerido	No se requiere
Intervalo de cosecha.	Año	3-5/año	No se requiere
Calidad esperada del efluente.			
DBO ₅	mg/L	< 20	< 20
SST	mg/L	< 20	< 20
NTK	mg/L	< 10	< 10
PT	mg/L	< 5	< 5

Tabla 1.20. Criterios típicos para el diseño de humedales y calidad de los efluentes esperados.

Fuente: Crites y Tchobanoglous (2000).

En la Tabla 1.21 se indican las características de los medios normalmente empleados en sistemas SFS, según Reed y Col. (1995).

Tipo de medio	Tamaño efectivo D_{10}^* (mm)	Porosidad, n (%)	Conductividad hidráulica, K_s ($m^3/m^2/d$)
Arena gruesa	2	28 a 32	100 a 1000
Arena con grava	8	30 a 35	500 a 5000
Grava fina	16	35 a 38	1000 a 10000
Grava mediana	32	36 a 40	10000 a 50000
Roca triturada	128	38 a 45	50000 a 250000

*Es el diámetro de una partícula en una distribución de peso de partículas que es más pequeña que todas, menos el 10% de las partículas.

Tabla 1.21. Características típicas del medio en humedales de flujo subsuperficial.

Fuente: Reed y Col. (1995).

1.8.2.1.5.7. Diseño hidráulico (Reed, Crites y Middlebrooks, 1995).

El diseño hidráulico de un humedal artificial es crítico para el éxito de su rendimiento. Todos los modelos de diseño que se usan actualmente asumen condiciones uniformes de flujo pistón y que además no existen restricciones para el contacto entre los constituyentes del agua residual y los organismos responsables del tratamiento.

En el humedal de flujo subsuperficial este concepto es necesario para asegurar que las condiciones de flujo subsuperficial se mantienen en circunstancias normales durante todo el período de funcionamiento del sistema. Esto sólo es posible a través de un cuidadoso diseño hidráulico y unos métodos constructivos apropiados.

La relación largo – ancho tiene gran influencia en el régimen hidráulico y en la resistencia al flujo del sistema. En teoría, grandes relaciones largo: ancho 10:1 o mayores asegurarían un flujo a pistón, pero en la parte alta se presentaría desbordamiento debido al incremento de la resistencia al flujo causado por la acumulación de residuos de vegetación, principalmente en sistemas de flujo libre superficial. Por tanto, relaciones 1:1 hasta aproximadamente 3:1 o 4:1 son aceptables.

1.8.2.1.5.7.1. Humedales de flujo libre (Reed, Crites y Middlebrooks, 1995).

El flujo está descrito por la ecuación de Manning, que define el flujo en canales abiertos. La velocidad de flujo del humedal está dada por la ecuación (Ec.1.10), depende de la profundidad del agua, de la pendiente del agua y de la densidad de la vegetación. Para humedales FWS la resistencia está distribuida sobre la totalidad de la columna de agua, ya que las plantas emergentes y los restos de vegetación están presentes en todo el espacio. La ecuación de Manning también asume flujo turbulento, lo que no es totalmente válido, pero es una aproximación aceptable.

$$v = \left[\frac{1}{n} * y^{2/3} * s^{1/2} \right] \triangleright \text{(Ec.1.10)}$$

Donde:

v = Velocidad de flujo, m/seg.

n = Coeficiente de Manning, seg/m^{1/3}.

y = Profundidad del agua en el humedal, m.

s = Gradiente hidráulico, o pendiente de la superficie del agua, m/m.

Para los humedales, el número de Manning (n) es función de la profundidad del agua debido a la resistencia impuesta por la vegetación emergente. La resistencia también depende de la densidad de la vegetación y de la capa de la capa de residuos que puede variar. La relación está definida por:

$$n = \left[\frac{a}{y^{1/2}} \right] \triangleright \text{(Ec.1.11)}$$

Donde:

a =: Factor de resistencia y tiene valores de 0,4 para vegetación escasa y profundidad del agua >0,4m; un valor de 1,6 para vegetación moderadamente densa y profundidad del agua de aproximadamente 0,3m y un valor de 6,4 para vegetación muy densa y capa de residuos, en humedales con profundidades ≤0,3 m. Sus unidades son seg*m^{1/6}.

En muchas situaciones, con vegetación emergente típica, es aceptable asumir, para propósitos de diseño, un valor de (a) entre 1 y 4. Sustituyendo la ecuación (Ec.1.11) en (Ec.1.10), se tiene:

$$v = \left[\frac{1}{a} * y^{7/6} * s^{1/2} \right] \triangleright \text{(Ec.1.12)}$$

Sustituyendo y reorganizando términos es posible llegar a una ecuación para la longitud máxima de una celda de humedal:

$$v = \left[\frac{Q}{W * y} \right] \wedge W = \left[\frac{A_s}{L} \right] \Rightarrow s = \left[\frac{m * y}{L} \right] \triangleright \text{(Ec.1.13)}$$

Donde:

Q = Caudal, m³/día

W = Ancho de la celda de humedal, m

A_s = Área superficial de la celda de humedal, m²

L = Longitud de la celda de humedal, m

m = Pendiente del fondo del lecho, % expresado como decimal.

Sustituyendo en (Ec.1.13) y reordenando se obtiene:

$$L = \left[\frac{A_s * y^{8/3} * m^{1/2} * 86400}{a * Q} \right]^{2/3} \triangleright (\text{Ec. 1.14})$$

El área superficial del humedal (A_s) se determina primero mediante el modelo de diseño para la remoción de DBO₅. Una relación largo:ancho ≤ 3:1 suele ser apropiada. El valor de (m) está típicamente entre 10 y 30% de la pérdida de carga disponible.

La máxima pérdida de carga disponible es igual al total de la profundidad del agua (y) del humedal cuando m = 100%. El caudal Q de la ecuación es el caudal promedio entre la entrada y la salida, para tener en cuenta las pérdidas o ganancias de agua debidas a la evapotranspiración, filtración y precipitación.

1.8.2.1.5.7.2. Humedales de flujo subsuperficial (Reed, Crites y Middlebrooks, 1995).

La ley de Darcy, ecuación (Ec.1.15), describe el régimen de flujo en un medio poroso que es lo generalmente aceptado para el diseño de humedales de flujo subsuperficial usando suelo y arena como medio del lecho.

Si se utiliza una grava de tamaño pequeño o medio, si el sistema está apropiadamente construido para minimizar los cortocircuitos, si el sistema está diseñado para tener una mínima dependencia del gradiente hidráulico y si las pérdidas y ganancias del sistema están adecuadamente reconocidas, la ley de Darcy puede dar una aproximación razonable a las condiciones hidráulicas del humedal de flujo subsuperficial.

$$v = K_s * s \wedge v = \left[\frac{Q}{W * y} \right] \Rightarrow Q = [K_s * A_c * s] \triangleright (\text{Ec. 1.15})$$

Donde:

Q = Caudal promedio a través del humedal, m³/d.

K_s = Conductividad hidráulica de una unidad de área del humedal perpendicular a la dirección del flujo, m³/m²/d.

A_c = Área de la sección transversal perpendicular al flujo, m².

s = Gradiente hidráulico o pendiente de la superficie del agua en el sistema, m/m.

v = Velocidad de Darcy, la velocidad aparente de flujo a través de la totalidad del área de la sección transversal del lecho, m/d.

Sustituyendo y reorganizando los términos es posible desarrollar una ecuación que determine de manera aceptable el ancho mínimo de la celda del humedal de flujo subsuperficial que sea compatible con el gradiente hidráulico seleccionado para el diseño, partiendo de:

$$s = \left[\frac{m * y}{L} \right] \wedge L = \left[\frac{A_s}{W} \right] \wedge A_c = [W * y] \triangleright (\text{Ec. 1.16})$$

Donde:

W = Ancho de una celda del humedal, m.

A_s = Área superficial del humedal, m².

L = Longitud de la celda de humedal, m.

m = Pendiente del fondo del lecho, % expresado como decimal.

y = Profundidad del agua en el humedal, m.

Y finalmente se obtiene:

$$W = \frac{1}{y} \left[\frac{Q * A_s}{m * K_s} \right]^{0,5} \triangleright (\text{Ec. 1.17})$$

El área superficial del humedal (A_s) se determina en primer lugar, usando el modelo de diseño para remoción de DBO₅. La ecuación (Ec.1.17) permite calcular el ancho mínimo de una celda compatible con el gradiente hidráulico seleccionado. El valor de (m) típicamente se encuentra entre 5 y 20% de la pérdida de carga potencial.

Las ecuaciones (Ec.1.15) y (Ec.1.17) son válidas cuando el flujo es laminar a lo largo de los espacios vacíos del medio, es decir, cuando el número de Reynolds es menor a 10.

1.8.2.1.5.8. Procedimiento para el diseño de humedales artificiales.

En el diseño de humedales de flujo libre (FWS) y flujo subsuperficial (SFS), Crites y Tchobanoglous (2000), recomiendan los siguientes pasos:

- ✓ Determinar los requerimientos limitantes del efluente para DBO, SST, N_T y P_T .
- ✓ Determinar la DBO deducible de efluente restando 5 ppm de DBO, relacionada con la degradación de las plantas.
- ✓ Seleccionar la constante apropiada y correcta de la tasa de remoción de los contaminantes en función de la temperatura. Debido al entendimiento limitado de los mecanismos actuales de remoción, los coeficientes de la tasa de remoción que se

- usan en el diseño de los sistemas acuáticos son coeficientes aparentes y no necesariamente tienen una base teórica.
- ✓ Calcular el tiempo de retención para obtener el nivel deseado de remoción de la DBO, asumiendo una cinética de primer orden y suponiendo un flujo ideal de pistón.
 - ✓ Si hay datos disponibles sobre desempeño, determinar el coeficiente de confiabilidad para el porcentaje de confiabilidad requerida y calcular el valor del coeficiente aparente de la tasa de remoción (k) para la remoción global necesaria de DBO.
 - ✓ Si la DBO y los SST son los únicos parámetros que es preciso remover, se debe verificar la tasa de carga orgánica y se debe seleccionar la mayor de las dos áreas de tratamiento calculadas.
 - ✓ Determinar el tiempo de retención requerido para la remoción de N_T .
 - ✓ Para el diseño, seleccionar el mayor tiempo de retención, con base en los parámetros limitantes del mismo.
 - ✓ Determinar el área necesaria. Aumentar el área de 15 al 25% como factor de seguridad.
 - ✓ Para los humedales SFS, con la ley de Darcy, calcular el área de la sección transversal necesaria para el flujo.
 - ✓ Conociendo el área de la sección transversal, calcular el ancho dividiendo el área por la profundidad.
 - ✓ Para FWS y SFS, calcular la longitud del lecho, de manera que cumpla con el área superficial necesaria.
 - ✓ Verificar las dimensiones razonables del lecho. La relación ancho a longitud puede variar de 0,2:1 hasta 2:1. Ajustar la longitud o el ancho tanto como sea necesario, considerando las limitaciones del lugar.
 - ✓ Verificar las pérdidas por fricción para asegurar una cabeza hidráulica entre la entrada del afluente y la salida del efluente.

1.8.2.1.6. Manejo de humedales artificiales.

Los aspectos involucrados en el manejo de humedales de flujo libre incluyen el control de mosquitos, cosecha de la vegetación, consideraciones de vida silvestre y monitoreo. Para los humedales de flujo subsuperficial se involucran los aspectos relacionados con el manejo de la vegetación, la vida silvestre y el monitoreo (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.1.6.1. Control de mosquitos.

Es esencial en los humedales de flujo libre y las estrategias más empleadas son la utilización de redes con peces que se alimentan de las larvas de mosquitos, mantenimiento de las condiciones anaerobias, uso de controles biológicos (como es el caso de la aplicación de la bacteria *Bacillus thuringensis*), utilización de predadores y manejo de la vegetación con el fin de mantener las aguas abiertas y las vías para que los peces alcancen las larvas de los mosquitos (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.1.6.2. Cosecha de la vegetación.

Para mantener la capacidad hidráulica, promover el crecimiento activo y evitar el crecimiento de los mosquitos, se cosecha la vegetación de los humedales. No se recomienda la cosecha con el objetivo de remover los nutrientes. Dado que la cosecha afecta el desempeño, la laguna cosechada deberá ponerse fuera de servicio durante varias semanas antes y después de la cosecha (Crites y Tchobanoglous, 2000). Se han desarrollado modelos numéricos para explicar el efecto de la densidad y distribución espacial de las plantas sobre la eficiencia hidráulica en humedales de flujo superficial (Jadhav y Buchberger, 1995; Jenkins y Greenway, 2005). Thullen y Col. (2005) estudiaron el manejo de la vegetación en humedales de flujo libre con el fin de alcanzar un rendimiento óptimo en el proceso de tratamiento de aguas residuales.

1.8.2.1.6.3. Vida silvestre.

Los animales silvestres como aves, patos, ratas y serpientes, entre otros, se sienten atraídos por los humedales. Si promover hábitats es uno de los objetivos de la implementación de humedales artificiales, es necesario diseñar las estrategias necesarias que permitan alcanzar este propósito (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.1.6.4. Monitoreo y Control.

Dentro de los aspectos que son necesarios controlar, en los humedales artificiales, están el flujo, la calidad del agua superficial y la calidad de las aguas subterráneas. Para ello se establecen vertederos de altura variable para verificar el flujo que sale del humedal y para determinar la calidad del agua se proveen puntos de muestreo y a las muestras recolectadas se le realizan análisis físico-químicos y microbiológicos (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.2. Sistemas de tratamiento mediante plantas acuáticas.

Si bien se han utilizado los ecosistemas de pantanos y aún de bosques en el tratamiento de las aguas residuales, paulatinamente la experiencia puso de manifiesto que las plantas acuáticas flotantes, con sus raíces especiales, son en realidad el mejor sistema de filtro biológico para extraer contaminantes que se encuentran en las aguas a tratar (Fonseca y Villate, 1983). Las plantas acuáticas que se utilizan más comúnmente son los jacintos de agua y las lentejas de agua (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Algunos ejemplos de las cualidades de las plantas utilizadas en el tratamiento de aguas residuales son: su eficiencia fotosintética, su adaptación a la sequía a través de mecanismos fisiológicos o bioquímicos, su habilidad para absorber, sin presentar síntomas de intoxicación, sustancias nocivas para la vida animal (Fonseca y Villate, 1983).

Experimentos realizados por Tridech y Col. (1981), citados por Fonseca y Villate (1983), reportan la remoción de cadmio, arsénico, mercurio, selenio, boro, fenoles y bifenilos policlorinados, nitrógeno y fósforo, por plantas creciendo en efluentes secundarios de aguas residuales domésticas, usando plantas flotantes como *Eichhornia crassipes*, *Lemna minor* y

Pistia stratiotes, plantas sumergidas *Eloдея canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Alternanthera philoxeroides* y las emergentes *Scirpus* spp. y *Sagittaria* spp.

1.8.2.2.1. Potencial de las plantas acuáticas en el tratamiento de aguas residuales.

La zona tropical del mundo alberga a la mayoría de países en desarrollo; Latinoamérica, localizada en los trópicos húmedos, presenta un promedio anual de precipitación aproximadamente 60% más alto que el promedio mundial, y un volumen anual de aguas de escorrentía equivalente al 30% del total mundial, por lo cual aún se considera el agua como un recurso abundante y gratuito (Fonseca y Villate, 1983).

Las alternativas de tratamiento biológico incorporan el uso de plantas superiores (macrófitas) como elemento de tratamiento de las aguas y proponen el aprovechamiento al máximo de las ventajas de las zonas tropicales tales como la amplia disponibilidad de luz solar, las altas temperaturas y las propiedades inherentes de las plantas del trópico, además de su gran variedad (Fonseca y Villate, 1983).

En los tratamientos convencionales de las aguas residuales, el primer objetivo es la remoción de material orgánico biodegradable, sólidos suspendidos y bacterias patógenas. Estos sistemas no son orientados usualmente para la remoción de otros contaminantes. En muchos casos, el tratamiento secundario convencional no es enteramente adecuado para la protección de las corrientes de agua. Aunque algunos métodos avanzados de tratamiento pueden ser usados para reducir la concentración de P y N, los altos costos limitan su uso general.

Una de las aplicaciones más importantes de los sistemas acuáticos es entonces una purificación superior de los efluentes del sistema secundario para remover trazas de metales, nutrientes, materiales orgánicos y otros contaminantes, capacidad que se ha comprobado tienen algunas plantas acuáticas (Morales, 1986).

Son muchos los trabajos de investigación que se han realizado en el tratamiento de aguas residuales utilizando plantas acuáticas, tanto flotantes como emergentes, una pequeña muestra son los trabajos de:

Debusk y Reddy (1991) presentan una revisión de métodos de tratamiento de aguas residuales que involucran la utilización de plantas flotantes; McEldowney y Col. (1993), evaluaron la utilización de la planta emergente *Phragmites communis* para la remoción de nitratos y fosfatos de aguas residuales; Bramwell y Deviprasad (1995), estudiaron el rendimiento de una pequeña planta con macrófitas en el tratamiento de aguas residuales bajo condiciones del Caribe; Onaindia y Col. (1996), evaluaron la relación entre las plantas acuáticas y las condiciones ambientales en el Norte de España; Abe y Ozaki (1998), realizaron una comparación entre 20 especies de plantas, entre flotantes y terrestres, en el tratamiento de aguas residuales domésticas; Van Der Steen y Col. (1999), evaluaron la utilización de lemnáceas para el postratamiento de efluentes anaerobios; Al-Nozaily y Col. (2000), evaluaron los rendimientos de eliminación de carga orgánica y los balances de N, P y productividad de biomasa en lagunas con lemnas en el tratamiento de aguas residuales; Shuhren y Col. (2002), evaluaron 3 plantas emergentes y 2 flotantes, en el tratamiento de

aguas residuales en Taiwán, utilizando diferentes cargas hidráulicas; Sharma y Col. (2005), discuten los problemas relacionados con el manejo de las plantas acuáticas, en los sistemas de tratamiento y su control y Landesman y Col (2005), generaron un modelo de crecimiento de las lemnas en sistemas de tratamiento de aguas residuales.

1.8.2.2.1.1. Experiencias en el tratamiento de las aguas residuales del café.

Las macrófitas han sido evaluadas para el tratamiento de las aguas residuales del café, tanto como tratamiento primario (Matos y Col., 2000), como tratamiento secundario (Robles, 1979) o como tratamiento terciario (Calzada y Col., 1987).

Robles (1979), en Guatemala, utilizó Jacintos acuáticos (*E. crassipes*) para tratar aguas residuales de lavado de café neutralizadas y con una DQO entre 600 y 1500 ppm. El ensayo se realizó al aire libre, en acuarios de 118 litros, consiguiendo, después de 2 semanas, valores de DQO menores a 100 ppm. Robles y Col. (1983), en Guatemala, determinaron que los Jacintos acuáticos son capaces de soportar aguas residuales de lavado de café con cargas orgánicas aproximadas de 3000 ppm como DQO, permitiendo una reducción del 95% de la DQO inicial, durante el período de crecimiento de las plantas. Concluyen que para niveles mayores de contaminación se hace necesario un tratamiento previo.

Calzada y Porres (1987), en Centroamérica, reportan la utilización de Jacintos acuáticos para postratar el agua residual del beneficio del café que salió de un digestor metanogénico, utilizando un tiempo de detención hidráulica de 6 días. El agua ingresó al lecho con Jacintos a una concentración de DQO de 1726 ppm y salió con 1014 ppm.

Rodríguez (1997), en Colombia, evaluó a escala de microcosmos, sistemas acuáticos con el objetivo de postratar las aguas residuales del café tratadas por digestión anaerobia y minimizar su impacto ecológico, encontrando que las mejores especies acuáticas en la remoción de carga orgánica fueron, en su orden, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Typha angustifolia*, *Salvinia auricula* y *Azolla filiculoides*. El mismo autor, utilizando una combinación de especies acuáticas (Figura 1.22) acopladas en serie a la salida de reactores anaerobios de 53 litros, en donde se trataban las aguas mieles del café, reporta para un sistema acuático con un volumen efectivo de 1285 litros, caudal medio de 81 ml/minuto y tiempos de detención hidráulica de 11 días, remociones de carga orgánica, evaluadas como DQO y DBO₅, superiores al 80%, para afluentes con concentraciones de DQO entre 708 y 2156 ppm.

Matos y Col. (2000), en Brasil, evaluaron 2 humedales de flujo subsuperficial de 420 y 7040 m², sembrados con *Typha* spp, alimentados con aguas residuales del café, el primero 5 veces a la semana con 70 kg DBO₅/ha-día y el segundo con 276 kg DBO₅/ha-día, reportando eficiencias de remoción superiores al 80% en los parámetros DQO, DBO, amonio y potasio. La remoción de dureza estuvo entre el 56 y 60% (Fia y Matos, 2001).

Brasil y Col. (2003), reportan para éstos mismos humedales y cargas, remociones de nitratos superiores al 60% y de P superiores al 80%. Reportan que, en promedio, la concentración de

nutrientes en el tejido vegetal de *Typha* spp, durante el período de monitoreo, presentó valores de 1,50, 0,07, 0,82 y 0,33 dag/kg para N-total, P, K y Na respectivamente.



Figura 1.22. Postratamiento a escala de laboratorio.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

Olguín y Col. (2003), en Méjico, estudiaron la productividad, contenido de proteína y remoción de nitrógeno y fósforo de efluentes anaerobios de aguas residuales de café utilizando lagunas con *Salvinia minima* operando a diferentes valores de pH y diferentes profundidades de agua. Para ello evaluaron 2 profundidades en las lagunas (0,10 y 0,27 m), encontrando que la productividad de la planta fue fuertemente afectada por el pH del agua residual (decrementos con el incremento del pH), inhibiéndose el crecimiento a pHs de 8,0. En contraste a pH de 6,0 y profundidad, en las lagunas, de 0,27, durante el verano, la producción de la planta fue de 27,92 ton/ha – año. Los porcentajes de remoción de N-NTK se incrementó con el pH ($51 \pm 2,28\%$ a pH 5,0; $78 \pm 1,47\%$ a pH 6,0 y $97 \pm 0,80\%$ a pH 8,0). Algo similar ocurrió con el N-NH₃ removido ($55 \pm 0,44\%$, $80 \pm 1,1\%$, $99 \pm 0,02\%$, respectivamente), siendo el pH óptimo de operación para este tipo de tratamiento, un valor de 6,0.

Los efluentes anaerobios de las aguas residuales del café evaluados presentaron un pH entre 8,1 y 8,8, un contenido de sólidos totales entre 1060 y 1697 ppm, un contenido de sólidos suspendidos totales entre 60 y 380 ppm, una DBO entre 122 y 252 ppm, un contenido de N-NTK entre 84,3 y 99,2 ppm, un contenido de N-NH₃ entre 58,8 y 64,3 ppm y un contenido de fosfatos entre 38,3 y 81,6 ppm.

Fia (2008), en Brasil, evaluó el desempeño de una laguna de 15 m de largo * 1 m de ancho * 0,3 m de altura efectiva, sembrada con *Typha* spp en un medio con grava y alimentada con aguas residuales del café sin tratar y pH entre 4,1 y 4,6. Reporta senescencia y fitotoxicidad de las plantas cuando operaron con cargas orgánicas aplicadas entre 400 y 850 kg DBO/ha-día. El mismo autor reporta la utilización, a escala de mesocosmos utilizando lagunas impermeabilizados de 1,5 m * 0,5 m * 0,4 m y grava como medio de soporte, de las especies *Typha* spp y *Alternanthera philoxeroides* en el postratamiento de aguas residuales de café tratadas anaerobiamente. Para cargas orgánicas aplicadas de 1500 kg DQO/ha-día y TRH de

4,7 días reporta remociones de DQO y DBO del orden del 85 y 63% respectivamente y un buen desempeño agronómico de las especies, medido en términos de producción de biomasa vegetal y extracción de nutrientes de las aguas tratadas.

1.8.2.2.2. Clasificación de las plantas acuáticas.

Debido a los diferentes usos que se dan a los cuerpos de agua, una planta acuática considerada perjudicial en un caso puede ser inofensiva o benéfica en otro. El primer paso para determinar si una planta acuática es útil o perjudicial es identificarla. Las plantas acuáticas pueden clasificarse en cuatro categorías de acuerdo a sus hábitos de crecimiento (Stanley, 1982).

Plantas de flotación libre. Flotan en la superficie del agua sin estar fijadas al fondo, aunque a veces algunas plantas enraízan en el lodo al bajar el nivel del agua. Esta categoría incluye al jacinto acuático, la lechuga de agua, la salvinia, la lemna y la azolla. Las plantas flotantes tienen su parte fotosintética justo sobre la superficie del agua con sus raíces extendidas bajo ella. La penetración de la luz solar en el agua es reducida y la transferencia de gas entre agua y atmósfera es limitada (Stanley, 1982).

Plantas sumergidas. Las partes vegetativas de estas plantas no aparecen sobre la superficie del agua. Pueden estar o no fijadas al fondo. Cualquier parte de la planta (excepto la inflorescencia) que sobresalga de la superficie es rápidamente secada al sol. Algunas plantas de esta categoría son la cinta acuática, la hidrilla y las angiospermas marinas, conocidas como pastos del mar (Stanley, 1982).

Plantas enraizadas que emergen. Las plantas de este grupo están enraizadas en el sustrato y tienen su parte fotosintética sobre la superficie de agua. Estas plantas también reducen la penetración de la luz y la transferencia del aire pero en menor grado que las flotantes. La mayoría de las plantas que crecen en las orillas de los cuerpos de agua pertenecen a esta categoría (Stanley, 1982).

Plantas enraizadas de hojas flotantes. Estas plantas tienen tallos y pecíolos débiles que no pueden sostener las hojas sobre la superficie del agua. Generalmente están enraizadas en el fondo. Luego de un aumento rápido del nivel del agua parecen ser del tipo sumergidas; sin embargo, sus hojas son gruesas y parafinosas en la cara superior. Esto las distingue de las plantas sumergidas que tienen hojas delgadas, con frecuencia translúcidas. Los lirios acuáticos pertenecen a este grupo (Stanley, 1982).

1.8.2.2.3. Ventajas y desventajas del uso de plantas acuáticas en sistemas de tratamiento.

La principal ventaja de los sistemas de tratamiento a base de plantas acuáticas, es su bajo costo de construcción y mantenimiento, así como su simplicidad de operación, además de su versatilidad, dado que puede aplicarse para la remoción de contaminantes en efluentes municipales y para la remoción de sustancias tóxicas persistentes, que aún no se controlan adecuadamente y causan un impacto ecológico negativo (Olguín y Col., 1998).

La mayor desventaja de esta tecnología es que requiere de un área relativamente grande para construir los estanques y de la instalación de plantas piloto para generar los parámetros de diseño específicos para cada región, planta y tipo de afluente a tratar (Olguín y Col., 1998).

1.8.2.2.4. Mecanismos de remoción de contaminantes en sistemas con plantas acuáticas.

Con base en observaciones de ecosistemas naturales y en estudios de laboratorio y a escala piloto, se ha logrado identificar varios mecanismos de remoción que se suceden simultáneamente en los sistemas acuáticos, aunque en diferentes etapas del proceso, alguno de estos mecanismos puede ser dominante sobre los otros (Morales, 1986).

La mayor parte del tratamiento en estos sistemas está relacionada con el metabolismo bacterial; es decir que la remoción de sólidos coloidales y material orgánico soluble se lleva a cabo principalmente por bacterias suspendidas o soportadas en la planta. La filtración mecánica es otro mecanismo de importancia dentro del proceso de purificación en un sistema acuático (Morales, 1986).

Olguín y Col (1998), describen que el mecanismo de purificación de las aguas residuales, en las lagunas con plantas acuáticas, se lleva a cabo de la siguiente manera:

- ✓ La oxidación de la materia orgánica la realizan las bacterias asociadas a la raíz de la planta.
- ✓ La remoción de nitrógeno se realiza por absorción de la planta y por una combinación de procesos microbianos de nitrificación- denitrificación.
- ✓ La remoción de fosfatos y otros iones se lleva a cabo, en gran parte, por la absorción de la planta y en menor proporción por los microorganismos y mecanismos de precipitación.

Crites y Tchobanoglous (2000), reportan que en los sistemas de tratamiento con plantas flotantes, parte de la DBO del agua residual se remueve junto con los SST por sedimentación, desde la columna de agua, a medida que el agua residual fluye a través de la laguna. Otra parte de la DBO asociada a los SST que no sedimentan por gravedad, se remueve por filtración a medida que el agua residual fluye entre las raíces de las plantas. La DBO soluble se retira por adsorción a medida que el agua residual sigue fluyendo después de atravesar las raíces de las plantas. La DBO soluble también se retira por acción de los microorganismos presentes en la columna de agua.

La nitrificación – denitrificación biológica es el principal mecanismo que participa en la remoción del nitrógeno en los sistemas de tratamiento con plantas acuáticas, siendo procesos que ocurren en la zona radicular de la planta (Crites y Tchobanoglous 2000).

La adsorción de materia orgánica en la capa de sedimentos, la precipitación química y la asimilación vegetal son los medios principales para remover el fósforo, en los sistemas de tratamiento que involucran la utilización de plantas acuáticas (Crites y Tchobanoglous 2000).

La remoción de organismos patógenos, en los sistemas de tratamiento con plantas acuáticas, ocurre por sedimentación, adsorción, predación y filtración y por decaimiento natural dentro de la columna de agua (Crites y Tchobanoglous 2000).

1.8.2.2.5. Diseño de sistemas de tratamiento con plantas acuáticas.

Los sistemas de plantas acuáticas flotantes son, conceptualmente, similares a los sistemas de terrenos pantanosos FWS, excepto por el hecho de que se emplean especies de plantas flotantes como el jacinto, la lechuga y la lenteja de agua, por lo que las ecuaciones de diseño para estos sistemas son las mismas que se presentaron para los humedales artificiales de flujo libre. Para el caso de las especies emergentes sembradas sobre un lecho de grava, se utilizan las mismas ecuaciones de diseño que se presentaron para los humedales artificiales de flujo subsuperficial (Metcalf y Eddy, 1995).

Las profundidades de agua suelen ser mayores que en los sistemas de terrenos pantanosos y varían entre 0,5 m y 1,8 m. Para aumentar la capacidad de tratamiento y asegurar el mantenimiento de las condiciones aerobias necesarias para el control biológico de los mosquitos, en los sistemas de plantas acuáticas flotantes, se han empleado sistemas complementarios de aireación (Metcalf y Eddy, 1995).

Las cargas hidráulicas anuales y las necesidades específicas de superficie de los sistemas de plantas acuáticas son similares a las de los sistemas de terrenos pantanosos (Metcalf y Eddy, 1995).

En el análisis y diseño de los sistemas acuáticos de tratamiento se supone un flujo ideal de pistón. Infortunadamente, se ha observado que rara vez hay condiciones de flujo de pistón en el campo. Lo que normalmente ocurre es que se desarrollan canales de flujo preferencial del humedal. Las condiciones no ideales de flujo que se dan en la práctica se pueden modelar 1) usando la ecuación 1.18 desarrollada por Wehner y Wilhelm (1958), citados por Crites y Tchobanoglous (2000) para una cinética de remoción de primer orden y un reactor de flujo pistón con dispersión axial y 2) simulando el flujo actual con varios reactores de mezcla completa en serie (entre 4 a 6), usando la ecuación 1.19.

$$\frac{C}{C_o} = \left[\frac{4a\ell^{\left(\frac{1}{2d}\right)}}{(1+a)^2 \ell^{\left[\frac{a}{2d}\right]} - (1-a)^2 \ell^{\left(\frac{-a}{2d}\right)}} \right] \triangleright (\text{Ec. 1.18})$$

Donde:

C = Concentración en el efluente.

C_o = Concentración en el afluente.

a = (1+4kt_od)^(1/2)

d = Factor de dispersión = D/uL .

D = Coeficiente de dispersión axial (m^2/h).

u = Velocidad del fluido (m/h).

L = Longitud característica (m).

k = Coeficiente cinético de reacción de primer orden ($1/h$).

t_0 = Tiempo de retención (h).

Thirumurthi (1969), citado por Crites y Tchobanoglous (2000), desarrolló un gráfico, en donde se encuentran relacionados los valores de kt_0 vs C/C_0 , para diferentes factores de dispersión (desde flujo pistón hasta mezcla completa) que facilita la utilización de la ecuación 1.16 en el diseño de sistemas acuáticos de tratamiento.

$$\frac{C_n}{C_o} = \left[\frac{1}{\left\{ 1 + \left(\frac{kV}{nQ} \right) \right\}^n} \right] \triangleright (\text{Ec. 1.19})$$

Donde:

C_n = Concentración en el efluente.

C_o = Concentración en el afluente.

Q = Caudal (m^3/h).

V = Volumen total del sistema (m^3).

k = Coeficiente cinético de reacción de primer orden ($1/h$).

n = número de reactores de mezcla completa en la serie.

Los pasos principales que se deben considerar en el diseño de sistemas de tratamiento que utilicen plantas acuáticas son (Crites y Tchobanoglous, 2000):

1. Definir las necesidades del tratamiento.
2. Caracterizar el agua residual.
3. Reunir información de soporte.
4. Evaluar el lugar en donde se instalará el sistema.
5. Determinar el nivel del tratamiento preliminar.
6. Seleccionar la vegetación.
7. Determinar los parámetros de diseño.
8. Medir vectores de control.
9. Elaborar un diseño detallado de los componentes del sistema.
10. Determinar las necesidades de control.

En la Tabla 1.22 se condensan los valores típicos indicativos de los parámetros de diseño de los sistemas de plantas acuáticas para diferentes niveles de tratamiento, analizando también el control de mosquitos y la cosecha de las plantas (Metcalf y Eddy, 1995).

Elemento	Tipo de tratamiento con Jacintos de agua			Sistemas de tratamiento con lentejas de agua
	Secundario aerobio (no aireado)	Secundario aerobio (aireado)	Eliminación nutrientes (aerobio no aireado)	
Criterios típicos designados				
Agua residual afluyente.	Desbastada o sedimentada.	Desbastada o sedimentada.	Secundario.	Efluente de estanques facultativos.
DBO afluyente, mg/l.	130 – 180	130 - 180	30	40
Carga de DBO, kg/ha - d.	45 - 90	165 - 330	11 - 44	22 – 33
Profundidad de agua, m.	0,45 – 0,90	0,90 – 1,20	0,60 – 0,90	1,20 – 1,80
Tiempo de detención, d.	10 - 36	4 - 8	6 - 18	20 - 25
Carga hidráulica, l/m ² -d	18 - 56	93 - 280	37 - 150	56 – 84
Temperatura del agua, °C.	> 10	> 10	> 10	> 7
Programa de cosecha.	Anual a estacional.	Entre 2 veces al mes y de forma continua.	Entre 2 veces al mes y de forma continua.	Para secundario periodicidad mensual; para eliminación de nutrientes periodicidad semanal.
Calidad del efluente esperada				
DBO, mg/L	< 20	< 15	< 10	< 30(< 10)
SST, mg/L	< 20	< 15	< 10	< 30(< 10)
N _T , mg/L	< 15	< 15	< 5	< 15(< 5)
P _T , mg/L	< 6	< 1-2	< 2-4	< 6(< 1-2)

Los valores entre paréntesis son los relativos a la eliminación de nutrientes.

Tabla 1.22. Criterios de diseño típicos y calidad del efluente esperada en sistemas de tratamiento con plantas acuáticas flotantes.

Fuente: Metcalf y Eddy (1995).

1.8.2.2.6. Análisis de las constantes de la tasa de remoción de los constituyentes.

La remoción de los constituyentes del agua residual se puede modelar matemáticamente. El modelamiento de la remoción de la DBO y de los SST es muy complicado en sistemas acuáticos de tratamiento ya que se trata de constituyentes aglomerados con partículas de diferentes tamaños (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.2.6.1. Modelamiento de la remoción de la DBO.

La DBO del afluente puede estar en forma soluble, coloidal y/o particulada y su remoción puede ocurrir por mecanismos biológicos en condiciones aerobia, anóxica y anaerobia, así mismo por mecanismos físicos como la floculación y sedimentación.

Como consecuencia de lo anterior, el valor de la constante de la tasa de remoción dependerá de la distribución de la DBO entre las 3 fracciones. Por lo tanto, las constantes de la tasa de remoción que se usan en el diseño de sistemas acuáticos de tratamiento son constantes globales de la tasa de remoción y deben ser modificadas para reflejar la naturaleza de la DBO en aplicaciones específicas (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Al modelar la remoción de la DBO en los sistemas acuáticos de tratamiento, la presencia de la DBO coloidal o particulada compuesta de partículas que varían de tamaño, hace que la constante de la tasa de remoción de DBO varíe a medida que el agua residual pasa a través del sistema de tratamiento. Como se vayan removiendo las partículas grandes, por medio de mecanismos como la floculación, sedimentación, entrapamiento y filtración, se reduce el coeficiente de la tasa para las partículas pequeñas restantes, aún cuando estas puedan degradarse fácilmente. Para explicar el hecho de que la respuesta al tratamiento disminuye a medida que los componentes más receptivos se remueven, se debe usar la expresión de la tasa retardada (Crites y Tchobanoglous, 2000). La forma típica de una expresión con retardo es la siguiente:

$$k = \left[\frac{k_{global}}{(1 + rt)^n} \right] \triangleright \text{(Ec. 1.20)}$$

Donde:

k = Constante de la tasa de remoción en el tiempo t (d^{-1}).

k_{global} = Constante inicial de la tasa de remoción global en el tiempo $t = 0$ (d^{-1}).

r = Coeficiente de retardo (d^{-1}).

t = tiempo (d). $t = L/v$.

n = Exponente relacionado con el constituyente removido (adimensional).

L = Longitud (m).

v = Velocidad (m/d).

Cuando los valores de n ó r son iguales a cero, el coeficiente de la tasa de remoción global es constante. Para aguas residuales con DBO soluble, coloidal y particulada, el valor aproximado de n es 1 y el coeficiente aproximado de retardo, el cual varía con la densidad de las plantas, es igual a $0,2 \text{ d}^{-1}$. Aunque no hay suficientes datos disponibles en la literatura que puedan utilizarse para aplicar con confianza el coeficiente de la tasa de remoción con retardo (Crites y Tchobanoglous, 2000). La importancia del coeficiente de retardo dependerá de la remoción de los constituyentes de la DBO entre las fracciones soluble, coloidal y suspendida.

1.8.2.2.6.2. Modelamiento de la remoción de los SST.

Para modelar la remoción de los SST debe usarse un coeficiente de la tasa de remoción con retardo. El problema de retirar los SST es aún más complicado que la DBO debido a que la floculación de las partículas puede ocurrir en cualquier parte dentro del sistema acuático de tratamiento, lo cual incrementa localmente la constante global de la tasa de remoción. En la mayoría de los sistemas acuáticos de tratamiento, el coeficiente de la tasa de remoción para los SST cambia de continuo a medida que el agua residual fluye a través de los mismos (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.2.6.3. Impacto del TRH sobre las constantes de la tasa de remoción para la DBO y los SST.

En varios sistemas acuáticos se ha observado que tanto la DBO como los SST se remueven extremadamente rápido en los primeros tramos del sistema. Los valores de las constantes de la tasa de remoción aparente de la DBO y los SST serán significativamente diferentes si se utilizan los primeros tramos o la longitud completa del sistema de tratamiento en su cálculo. Este tipo de problemas domina la mayoría de la información reportada en la literatura sobre sistemas acuáticos de tratamiento, en donde se usan generalmente valores de entrada y salida para determinar la constante de la tasa de remoción aparente, además de que los factores de seguridad incorporados en el diseño son variables, con lo cual se obtienen valores muy diferentes de los coeficientes (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.2.6.4. Impacto del decaimiento de la vegetación en sistemas acuáticos de tratamiento.

Una característica importante de los sistemas acuáticos se relaciona con el crecimiento y el impacto a corto y largo plazo del decaimiento de la vegetación. Cuando la masa vegetal muere se transfieren al agua, por medio de lixiviación, sustancias orgánicas solubles. La importancia de este análisis radica en que se ha observado que el efluente proveniente de tales sistemas contiene concentraciones variables de materia orgánica, sin la aplicación del agua residual a tratar. Valores usuales de la concentración del efluente, expresados en términos de la DBO, se encuentran en el rango de 2 a 10 ppm, con valores característicos de 3 a 5 ppm. Este valor de efluente conduce con frecuencia a la formulación de modelos de remoción de DBO sobre la falsa premisa de que la DBO del efluente es la DBO residual del afluente (Crites y Tchobanoglous, 2000).

La DBO en el efluente proveniente de los sistemas acuáticos se compone de la DBO resultante de la degradación vegetal y de la DBO residual que queda de la DBO del afluente original.

1.8.2.2.7. Manejo de sistemas de tratamiento con plantas acuáticas.

Los sistemas acuáticos de tratamiento que involucran jacintos y lentejas de agua, requieren de la cosecha de la vegetación y del manejo de lodos. Para los sistemas con jacintos es necesario el control de mosquito, el cual no es necesario en los sistemas con lentejas de agua dado que las plantas sellan efectivamente la superficie de la laguna y las hembras de los mosquitos no alcanzan el agua para colocar sus huevos (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.2.7.1. Control de mosquitos.

La propagación de los mosquitos en los sistemas acuáticos de tratamiento puede ser un factor crítico que signifique su aceptación o rechazo. El objetivo del control de mosquitos es llevar dicha población a un nivel que esté por debajo del umbral requerido para la transmisión de enfermedades o niveles de tolerancia de molestias (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Knight y Col. (2003) realizaron una amplia revisión sobre las estrategias para el efectivo control del mosquito en humedales. Estas incluyen, entre otras, el control biológico utilizando bacterias específicas y peces larvívoros; el control cultural mediante la cosecha oportuna de las plantas, el pretratamiento de las aguas residuales y el diseño apropiado de las lagunas y el control químico utilizando pesticidas convencionales. Kengne y Col. (2003) evaluaron la producción de mosquito en sistemas acuáticos que utilizaron *P. stratiotes* para el tratamiento de aguas residuales domésticas, en Camerún y concluyen que este sistema no contribuye significativamente al desarrollo del vector de la malaria en esta zona.

1.8.2.2.7.2. Manejo de la vegetación.

Thullen y Col. (2002) estudiaron el efecto del manejo de la vegetación sobre la calidad del agua y la producción de mosquito en humedales de flujo superficial. Los jacintos cosechados se pican, deshidratan y utilizan para la elaboración de compost. La cosecha de las lentejas de agua depende de los objetivos con respecto a la calidad del agua y la tasa de crecimiento de las plantas. Durante la etapa de crecimiento de las lentejas, es característico cosechar mensualmente. Si la remoción de nutrientes mediante la asimilación por parte de las plantas es un objetivo del sistema, se necesitará cosechar una vez por semana. Las alternativas para el manejo de la biomasa cosechada incluyen el compostaje, su uso como alimento animal y la aplicación en el suelo (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.2.7.3. Manejo de lodos.

Entre los sólidos que se acumulan en los sistemas acuáticos se hallan los detritos de las plantas, los sólidos inorgánicos y el lodo biológico. Por lo general, estos sólidos se remueven con poca frecuencia en los sistemas con jacintos y lentejas de agua (anualmente o con menos frecuencia, según se necesite) (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.2.8. Especies acuáticas utilizadas en la presente investigación.

A continuación se describen las características de las plantas acuáticas utilizadas en la presente investigación y se referencian trabajos de investigación en los que se han utilizado para el tratamiento de aguas residuales, tanto domésticas, como agrícolas e industriales.

1.8.2.2.8.1. Jacinto acuático [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms].



Figura 1.23. Inflorescencia de *Eichhornia crassipes*.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicalfé.

Eichhornia crassipes es una planta de la familia Pontederiaceae que flota sobre la superficie de arroyos y lagos de agua dulce; se considera libre ya que sus raíces no están fijadas a ningún sustrato. Posee una raíz de tipo plumosa, fibrosa y con muchas ramificaciones. El tallo es delgado, de él parten los peciolos que son esponjosos e inflados y se encuentran rodeándolo. Las hojas son lobuladas de un color verde característico por ser muy brillante (Weldon, 1973, Citado por Olgún y Col, 1998). Posee flores de color malva a casi violeta. Se propaga rápidamente por medios vegetativos. Cada planta produce estolones en cuyos extremos se forman nuevas plántulas. Su hábito de desarrollo y multiplicación le permite cubrir rápidamente grandes extensiones de agua (Stanley, 1982).

Distribución y ambiente: El jacinto acuático por lo general crece en el agua dulce estancada o de movimiento lento, de ríos, arroyos y represas. A veces enraíza en el lodo al bajar el nivel del agua y persiste por algún tiempo. No tolera agua salobre. Crece en aguas blandas o medianamente duras, a una temperatura de 20 a 30°C y con luz natural clara (Stanley, 1982).

Aunque es nativa de América del Sur, se ha propagado por muchos países y en numerosos lugares tropicales o cálidos se le considera como una maleza.

Los jacintos de agua no toleran el clima frío; las hojas y las flores mueren en condiciones de congelamiento, pero la planta se regenera a menos que las puntas del rizoma se congelen.

Este tipo de plantas muere a cerca de -6°C y no puede vivir en lugares donde la temperatura del invierno es en promedio 1°C ó menos (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Debido a la sensibilidad que tienen los jacintos de agua a las bajas temperaturas, su uso se limita a regiones con temperaturas templadas y cálidas. Si la temperatura ambiente no desciende por debajo de 5 a 10°C , se pueden tolerar temperaturas del agua tan bajas como de 10°C . En lugares con grandes variaciones climáticas puede ser más adecuado tener sistemas combinados de jacintos con otras plantas acuáticas (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Importancia: Forma masas de vegetación densa que puede obstruir los cursos de agua o dificultar el acceso del ganado y las aves acuáticas. La vegetación que enraíza puede contaminar los arroyos y los tanques para el ganado, tornando el agua inadecuada tanto para animales como para humanos. Los métodos de control son de dos tipos: mecánicos y químicos. La mayoría de los métodos mecánicos consisten en arrastrar las plantas hasta la orilla donde mueren por falta de agua (Stanley, 1982).

Utilización en depuración de aguas: Existen varios estudios sobre la remoción de nutrientes de las aguas residuales, por parte del jacinto, con valores, que dependiendo de las condiciones de cultivo, han variado entre 1980 kg de N/ha - año y 322 kg de P/ha - año hasta 7887 kg de N/ha - año y 1978 kg de P/ha - año (Olgún y Col., 1998).

Los estudios sobre la capacidad de estas plantas para extraer nutrientes de las aguas residuales han mostrado excelentes resultados. Lord (1982), reporta la reducción de la DBO_5 en más del 97%, los sólidos suspendidos totales en el 95%, el nitrógeno y el potasio en el 99%, el sílice en el 87% y el fosfato del 60 al 65%, siendo la pérdida de agua a través de la transpiración superior al 50% del volumen aplicado, lo cual reduce significativamente el volumen de aguas residuales que se tienen que tratar.

Polprasert y Khatiwada (1998), generaron un modelo cinético para humedales con Jacinto de agua en el tratamiento de aguas residuales; Bich y Col. (1999), evaluaron la remoción de nitrógeno de aguas residuales en combinación con el alga *Chlorella*; Soltan y Rashed (2002), estudiaron, a escala de laboratorio, el efecto de los metales pesados en la supervivencia del Jacinto; Xie y Yu (2003), evaluaron la importancia de las raíces laterales en la absorción de P por parte del Jacinto; El-Gendy y Col. (2005), emplearon Jacintos en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios; Mahmood y Col. (2005), realizaron estudios de laboratorio en el tratamiento de aguas residuales de la industria textil, utilizando Jacintos y Rodríguez y Jenssen (2005), estudiaron el efecto de las condiciones climáticas del trópico en el tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando Jacintos acuáticos.

Descripción del sistema de tratamiento: Los 2 tipos principales de sistemas de tratamiento de aguas residuales con jacintos de agua pueden describirse como 1) aerobio sin aireación y 2) aerobio con aireación. Los sistemas aerobios sin aireación son, por lo común, lagunas poco profundas con flujo arbitrario o con flujo pistón que funcionan con o sin recirculación del efluente y alimentación escalonada. Los sistemas aerobios con aireación son similares a los sistemas sin aireación con flujo de pistón, excepto porque se suministra aire adicional y las profundidades de operación del agua son mayores (Crites y Tchobanoglous, 2000).

La mayoría de los sistemas de tratamiento con jacintos están compuestos por lagunas rectangulares dispuestas en serie. Las estructuras de entrada del afluente varían desde vertederos en concreto o madera hasta tuberías de distribución perforadas con salidas múltiples. El objetivo es proveer un sistema de poco mantenimiento que pueda distribuir uniformemente el agua residual. Se prefiere la descarga subsuperficial para las entradas, mientras que las estructuras de paso entre las lagunas y las de salida pueden ser tanto superficiales como subsuperficiales (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.8.2.2.8.2. Lechuga de agua (*Pistia stratiotes* L.).



Figura 1.24. *Pistia stratiotes*.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

Pistia stratiotes es una planta perenne de flotación libre de la familia Aráceae, identificable por la roseta de hojas rizadas color gris-verde en forma de abanico, más espesas y esponjosas en la base y que pueden alcanzar los 15 cm (Stanley, 1982). También se le conoce como lechugilla de agua y repollito de agua y es la única especie que conforma el género *Pistia*. Sus raíces son numerosas y densas y pueden colgar entre 50 y 80 cm por debajo del agua; cada raíz está cubierta de finos pelos que le dan apariencia plumosa (Howard, 2008).

Sus flores son pequeñas y consisten de varias flores masculinas cerca de la punta y una flor femenina en la base que dan lugar a pequeñas bayas verdes. La variación morfológica es fuertemente influenciada por las condiciones ambientales y la densidad de la población (Howard, 2008).

Al igual que el jacinto acuático, cada planta produce estolones cortos que dan origen a nuevas plantas. En condiciones cálidas el crecimiento y la propagación de las plantas pueden ser muy rápidos.

Distribución y ambiente: La lechuga de agua se desarrolla en aguas dulces estancadas o en corrientes lentas de agua de represas, arroyos y ríos. Alguna vez se le encuentra enraizada en el lodo después que baja el nivel de las aguas. No tolera heladas ni períodos prolongados de clima frío. (Stanley, 1982). Crece en aguas blandas o semiduras, a temperaturas entre 15 a 35°C, siendo su crecimiento óptimo en el rango 22 a 30°C y aguas ligeramente ácidas (pH entre 6,5 y 7,2) (NBII, 2005) y luz superior intensa (Stanley, 1982). Sin embargo las semillas sobreviven durante prolongados períodos de tiempo en agua a 4°C y varias semanas a temperaturas de - 5°C, ocurriendo su germinación entre 20 y 25°C (Howard, 2008). La especie es nativa de las regiones tropicales y subtropicales de América, Asia y África (Stanley, 1982).

Importancia: Puede cubrir grandes extensiones de agua perjudicando la navegación, reduciendo la penetración de la luz; perjudicando el movimiento del agua y contaminándola al enraizar (Stanley, 1982).

La lechuga acuática es el medio preferido que se conoce para la propagación de mosquitos del género *Mansonia*; por su parte, todos los tipos de plantas acuáticas flotantes y emergentes favorecen la propagación de mosquitos del género *Anopheles*. Los mosquitos *Mansonia* son vectores de la encefalitis venezolana y los *Anopheles* de la malaria. No obstante, en la práctica, debido al mejoramiento de la calidad del agua que producen las plantas, también son favorecidas muchas especies de pequeños peces que comen larvas de mosquitos, tales como *Gambusia affinis*; dichas especies, que proliferan en las lagunas de estabilización que operan con jacintos acuáticos, llegan así a limitar la reproducción de mosquitos (Lord, 1982).

Utilización en depuración de aguas: Algunos de los trabajos de investigación relacionados con la utilización de *P. stratiotes* en el tratamiento de aguas residuales son: Reddy y DeBusk (1985), evaluaron, a escala de microcosmos, la remoción de N y P por parte de *P. stratiotes* de aguas enriquecidas con estos nutrimentos; Mazzeo y Col. (1993) estudiaron la productividad y variación estacional de la biomasa de *P. stratiotes* en el reservorio del Cisne, Uruguay; Pedraza (1994) reporta su utilización en el tratamiento de efluentes procedentes de un biodigestor operando con excretas de bovino; Aoi y Hayashi (1996); evaluaron la remoción de nutrimentos de aguas residuales por parte de la lechuga de agua; Rodríguez (1997) evaluó el desempeño de *P. stratiotes*, a escala de laboratorio, en el postratamiento de las aguas residuales del café; Wheeler y Col. (1998), estudiaron el control biológico de plagas de la lechuga de agua; Rodríguez y Palma (2000) estudiaron el valor nutritivo de *P. stratiotes* y su posible uso en la alimentación animal; Ying-Feng y Col. (2002), evaluaron a *P. stratiotes* en la remoción de nitratos de aguas residuales; Jing y Col. (2002), utilizaron *P. stratiotes* en el tratamiento de un agua residual sintética (simulando un agua residual doméstica) a escala de laboratorio; Everitt y Col. (2003), estudiaron aspectos relacionados con la luminosidad y productividad de *P. stratiotes* y Sooknah y Wilkie (2004), la remoción de nutrimentos, por parte de la lechuga, de efluentes provenientes de la digestión anaerobia de excretas de vacuno.

1.8.2.2.8.3. Enea (*Typha angustifolia* L.).



Figura 1.25. Inflorescencia de *Typha angustifolia*.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

Typha (en español, totora, espadaña, anea o enea) es el nombre de un taxón de plantas asignado a la categoría taxonómica de género de la familia Typhaceae. Posee unas 8-13 especies de plantas herbáceas acuáticas emergentes robustas, perennes, rizomatosas, con hojas muy erectas, dísticas y bifaciales y una espiga cilíndrica de numerosas flores diminutas polinizadas por viento (las masculinas arriba y las femeninas abajo), con un perianto como escamas o cerdas y un fruto que es como un aquenio dehiscente con el ginóforo, el estilo y el perianto persistentes en el mismo (Wikipedia, 2008).

Las Tifáceas son plantas palustres con tallo cilíndrico, con hojas alternas, lineares y enteras, flores reunidas en espigas y rollizas continuas o interrumpidas, la planta puede desarrollarse de dos a cuatro metros de altura. Es una planta anual y su reproducción se hace por rizoma. Con tendencia mesofílica, su rasgo característico es poseer cámaras de aire a lo largo de toda su estructura fisiológica, lo que le permite airear cada parte de la planta en su conjunto, incluso hasta por debajo del nivel del agua (Olson 1991, citado por Grueso y Jaramillo, 1997).

Typha angustifolia es una planta que alcanzan entre 1,5 y 3,0 metros de altura, con flores de color entre marrón claro a oscuro. Se diferencia de *T. latifolia* por tener hojas más angostas, habitar en aguas con profundidades mayores y tener pocos rizomas pero ser estos más largos (USDA, 2006). Para su crecimiento requiere un pH del medio entre 4 a 10, no es una planta de sombra, presenta una tolerancia media a la salinidad (entre 15 a 30 ppt) (Reed, Crites y Middlebrooks, 1995), alta tolerancia a condiciones anaerobias y soporta un amplio rango de temperaturas (entre 10 y 30°C) (Lara, 1999).

Su crecimiento es rápido a través de los rizomas que se extienden lateralmente, alcanzando un cubrimiento denso en menos de un año con plantas sembradas cada 0,6 metros. La penetración de las raíces es poco profunda en grava (0,3 m) y el rendimiento anual de la biomasa es cercano a 30 toneladas seca/ha. Sus tejidos presentan, en base seca, alrededor del 45% de C, 14% de N y 2% de P. Debe estar permanentemente inundada por encima de 0,3 m, pero puede tolerar sequía. Es muy comúnmente utilizada en muchos humedales de flujo libre y flujo subsuperficial (Reed, Crites y Middlebrooks, 1995).

Distribución y ambiente: Las Tifáceas están ampliamente distribuidas en todo el mundo. *Typha latifolia* se encuentra en todas las regiones templadas del Hemisferio Norte; *Typha angustifolia*, también cosmopolita, soporta peor el frío y se extiende por ello menos hacia el norte. Las restantes especies tienen distribuciones más limitadas, siendo *Typha domingensis* nativa del sur de los Estados Unidos y Centroamérica, mientras que *Typha laxmannii*, *Typha minima* y *Typha shuttleworthii* crecen en el sur de Europa y partes de Asia (Wikipedia, 2008).

Importancia: Los miembros de este grupo crecen como plantas emergentes en estanques, acequias, y pantanos. Suelen ser de las primeras especies en colonizarlos. Las colonias de *Typha* spp son muchas veces un paso importante en la desecación de lagunas y pantanos, formando una capa de denso tejido orgánico sobre la cual se deposita la tierra. El denso sistema rizomático favorece la fijación del suelo, previniendo la erosión. En su interior se alojan numerosos insectos y proporciona cobijo a batracios y aves lacustres (Wikipedia, 2008).

En varios países, se desarrolló en el siglo XX la fabricación de sillas con tejido de hojas de *Typha* spp, industria que vino a caer en decadencia progresiva por el empleo de los materiales plásticos y otros tipos de materias primas. Las hojas se pueden utilizar en la fabricación de papel. El rizoma se aprovecha como verdura, con un alto contenido en almidón; se cosecha entre el otoño y el invierno. Los brotes tiernos se consumen a veces cocidos, y el polen se emplea como suplemento alimenticio mezclado con harina. Las inflorescencias estaminadas jóvenes también pueden ser usadas como alimento y ocasionalmente se utilizan como ornamentales (Wikipedia, 2008).

Actualmente su resistencia a medios anóxicos y con altos grados de contaminación ha ampliado sus aplicaciones al campo de la fitorremediación, en particular en sistemas de depuración de aguas residuales como los humedales artificiales y sistemas de filtros de macrófitas, también se estudia su uso como fitoacumulador de metales pesados (Wikipedia, 2008).

Utilización en depuración de aguas: Una muestra del gran número de trabajos de investigación en este campo, son los realizados por Ansola y De Luis (1994), quienes estudiaron los contenidos NPK en los tejidos de *T. angustifolia* utilizada para el tratamiento de aguas residuales domésticas en León (España); Hill y Col. (1997), estudiaron el efecto del amonio en la producción de biomasa de *Typha* spp en humedales; Williams y Col, (1999), evaluaron en la zona cafetera de Colombia, un sistema de tratamiento de aguas residuales

domésticas utilizando *T. angustifolia* en humedales de flujo subsuperficial; Perkins y Hunter (2000), estudiaron la remoción de bacterias entéricas por *Typha* spp en humedales de flujo libre; Zuñiga y Col. (2003) evaluaron el desempeño de *T. latifolia* en humedales de flujo subsuperficial para la depuración de aguas residuales domésticas en Chile; Bernal y Col. (2003) evaluaron el desempeño de *Typha* spp, en un humedal de flujo subsuperficial a escala piloto, en el tratamiento de aguas residuales domésticas en la costa atlántica de Colombia; Valdés y Col., (2005) evaluaron la tolerancia de *T. domingensis* a la contaminación del agua por efluentes municipales en Toledo (España), en humedales de flujo superficial; Álvarez y Col. (2005) evaluaron el efecto de la degradación de biomasa de *Typha* spp en la eliminación de materia orgánica en un humedal de flujo superficial en León (España) y Marín y Col. (2006) evaluaron la toma de metales pesados, provenientes de los drenados de una mina, por *T. domingensis* en Venezuela.

1.8.2.2.8.4. Oreja de agua (*Salvinia auriculata* complex).



Figura 1.26. *Salvinia auriculata*.

Fuente: Archivo fotográfico Cenicafé.

Las salvinias comprenden cerca de 12 especies y están ampliamente distribuidas en regiones cálidas del mundo. Crecen flotando en aguas estancadas con aporte de materia orgánica, en asociación con otras plantas. Se caracterizan como vegetación flotante, poseen hojas dimorfas solitarias o en grupos, miden de 10 a 16 mm de largo. Las hojas flotantes son fotosintéticas provistas de pelos secos en la superficie axial y pelos húmedos en la base. Su crecimiento es rápido y la fragmentación ocurre fácilmente favoreciendo su amplia extensión (Cook, 1974, citado por Olguín y Col., 1998).

Es un helecho de flotación libre de hojas pequeñas y esponjosas, dispuestas en dos columnas a lo largo de un tallo común. Se cree que esta especie es un híbrido estéril y su propagación es por medios vegetativos. A medida que las partes más viejas de la planta se descomponen, se forman ramas laterales que crecen y forman plantas separadas (Stanley, 1982).

El complejo *Salvinia auriculata*, es un grupo de 4 especies similares que tienen como característica la presencia de un órgano sumergido con o sin eje primario aparente, simple o ramificado, con uno a varios ejes fértiles, con numerosos soros íntegramente cerrados, sésiles o pedicelados. Macrosoros con varios macrosporangios, ubicados sobre placentas columnares o ramificadas; numerosos microsporangios en cada microsoro, naciendo sobre una placenta columnar o ramificada. Sus hojas flotantes aparentemente son opuestas, a veces planas; haz con pelos ubicados de 4 sobre papilas, cubriendo toda la superficie de la lámina o limitados al margen de la misma; envés piloso; nervios ramificados de acuerdo a un plan dicotómico. Forman parte de este complejo las especies *S. auriculata* Aublet, *S. molesta* D.S. Mitchell, *S. herzogii* de la Sota y *S. biloba* Raddi. Las hojas para *S. auriculata*, *S. herzogii* y *S. biloba* usualmente están en el rango de 1,5 a 2 cm de largo y 1,8 a 2,5 cm de ancho; para *S. molesta* son mayores y potencialmente alcanzan entre 4 cm de largo y 5 cm de ancho en la madurez (Richerson y Jacono, 2005).

Distribución y ambiente: La *Salvinia* crece en aguas detenidas o corrientes lentas de agua dulce. *S. auriculata* es originaria de Trinidad, Guyana, Brasil, Paraguay y Argentina; *S. molesta* de las costas del sureste de Brasil, *S. herzogii* de Paraguay, Uruguay, sur de Brasil y norte de Argentina y *S. biloba* de los estados de Espirito Santa y Rio de Janeiro y sur de Brasil (Richerson y Jacono, 2005).

Importancia: En aguas templadas con alto contenido de elementos nutritivos, el desarrollo es muy rápido y en poco tiempo una densa vegetación puede cubrir completamente la superficie del agua. Crece en aguas no muy duras, a una temperatura de 18 a 28°C y luz natural o artificial clara, sobre todo en invierno (Stanley, 1982). Las especies de *Salvinia* han demostrado ser tolerantes a las heladas pero no resisten la formación de hielo en la superficie del agua. Whiteman y Room (1991) reportan temperaturas extremas letales para *S. molesta* de -3 y 43°C.

La biomasa densa de *Salvinia* spp. perjudica el tráfico de embarcaciones, el acceso del ganado y de la fauna acuática. En aguas poco profundas la *Salvinia* enraizada puede disminuir el nivel de oxígeno y causar muerte de peces (Stanley, 1982).

Utilización en depuración de aguas: Algunos de los trabajos de investigación relacionados con la utilización de *Salvinia* spp en el tratamiento de aguas residuales son: Reddy y DeBusk (1985), evaluaron, a escala de microcosmos, la remoción de N y P, por parte de *S. Rotundifolia* en aguas enriquecidas con estos elementos; Rodríguez (1997), reporta la utilización de *S. auriculata*, en microcosmos, en el postratamiento de las aguas residuales del café, Nichols y Col. (2000), evaluaron el comportamiento de *S. mínima* a diferentes concentraciones de cromo; Pott y Pott, (2002), discuten el potencial de las plantas acuáticas *S. auriculata*, *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *T. domingensis* en el tratamiento de aguas residuales en Brasil; Olguín y Col. (2003), evaluaron el desempeño de *S. minima* en la remoción de N y P de efluentes de aguas residuales de café, tratadas anaerobiamente; Upadhyay y Panda (2005), estudiaron la tolerancia a la sal por parte de las especies flotantes *P. stratiotes* y *S. molesta*.

1.8.2.2.8.5. Densidades operacionales de las plantas en el tratamiento de aguas residuales.

Un factor importante en el tratamiento de las aguas residuales empleando especies acuáticas es el relacionado con la densidad operacional de las mismas. Trabajos con jacinto acuático, demostraron que había una velocidad máxima de crecimiento de hasta $5,4 \text{ g/m}^2\text{-día}$ al inicio de los estudios, cuando había espacio suficiente en las lagunas. Sin embargo, las velocidades decrecieron hasta $1,78 \text{ g/m}^2\text{-día}$ cuando ya no había espacio suficiente, aún cuando las temperaturas eran similares. Lo anterior señala la necesidad de cosechar periódicamente las plantas (Olguín y Col., 1998).

Aparte del espacio, la cosecha de las plantas es necesaria, ya que la remoción de nutrientes es mayor cuando la planta está en crecimiento que cuando está madura y además para evitar que la biomasa muerta penetre en el agua y demande oxígeno para su degradación (Olguín y Col., 1998).

Se ha demostrado que la productividad del jacinto acuático está en función de la temperatura del aire, la disponibilidad de nutrientes (principalmente nitrógeno) y la densidad de la planta (Imaoka y Teranishi, 1988, citados por Olguín y Col., 1998). Además, las plantas proveen sombra que impide el crecimiento de algas, permitiendo que actúe como filtro biológico clarificando y purificando el agua.

Reddy y DeBusk (1984) definen la densidad operacional de las plantas flotantes como “un rango de densidad en la cual la producción de biomasa del sistema es operado para obtener los más altos rendimientos posibles”. Estos autores reportan una densidad operacional en el rango entre $0,5$ y 2 kg secos/m^2 para *Eichhornia crassipes* y entre $0,2$ y $0,7 \text{ kg secos/m}^2$ para *Pistia stratiotes* y una densidad de arranque entre $6,8$ y $9,0 \text{ kg húmedos para } E. crassipes/\text{m}^2$ y entre 1 y $2 \text{ kg húmedos de } P. stratiotes/\text{m}^2$, en sistemas de tratamiento. Reddy y DeBusk (1985), reportan una densidad operacional para *Salvinia rotundifolia* en el rango de $0,035$ a $0,240 \text{ kg secos /m}^2$.

Jing y Col. (2002), utilizaron en sus trabajos, un cubrimiento inicial del 50% del área superficial de las lagunas de tratamiento para las especies flotantes *Ipomoea aquatica* y *Pistia stratiotes* en el tratamiento de un agua residual sintética (simulando un agua residual doméstica) a escala de laboratorio.

Para el caso de las plantas emergentes, Debusk y Col. (1995), reportan unas densidades iniciales entre 8 y 48 plantas/m^2 para las plantas emergentes *Typha domingensis*, *Pontederia cordata*, *Canna flaccida*, *Sagittaria lancifolia*, *Sagittaria latifolia*, *Saururus cernuus*, *Pelandra virginica*, *Phragmites australis*, *Juncus effusus* y *Scirpus validus*, en el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria láctea.

Ansola y Col. (1995), reportan una densidad inicial de $30 \text{ plantas/1,1 m}^2$ de área superficial para las especies emergentes *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Iris pseudacorus* y

Scirpus lacustris operando a 3 flujos (100,150 y 200 l/d), en tanques a escala piloto en el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Grueso y Jaramillo (1997), reportan una densidad inicial de *Typha angustifolia* de 9 plantas/m², sembradas en cuadro cada 0,5 m, en el tratamiento de aguas residuales domésticas a escala de campo y Rodríguez (1998), reporta una densidad de 25 plantas/m² en el postratamiento, a escala de laboratorio, de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente.

Jing y Col. (2002), reportan una densidad inicial de 8 plantas emergentes/m² para las especies *Phragmites australis*, *Ludwigia octovalvis*, *Commelina communis* en el tratamiento de un agua residual sintética (simulando un agua residual doméstica) a escala de laboratorio.

1.8.2.2.9. Utilización de la biomasa proveniente de los sistemas de tratamiento.

Las macrófitas acuáticas han sido consideradas, con frecuencia, como una plaga, debido a los inconvenientes que causa su prolífico crecimiento, requiriendo diversas formas de control (Anon, 1972; Bates y Hentges, 1976; Aiken y Col., 1979; Wolverton y McDonald, 1979; Cooley y Col., 1980; Graf, 1980) dado que pueden invadir aguas superficiales, generando problemas como obstrucción de las tomas de bombas, restricción del paso del agua en canales, contaminación del agua en estanques agrícolas, alteración de la sedimentación (al formar trampas que detienen los sedimentos), problemas de navegación, reducción de la penetración de la luz en el agua y disminución del nivel de oxígeno en el agua (por efecto de su descomposición) (Stanley, 1982). No obstante, si las macrófitas se manejan apropiadamente, se pueden convertir en una herramienta importante para el tratamiento de aguas residuales, dada su alta tasa de crecimiento, su capacidad de absorción de nutrimentos y de bioacumulación de metales (Boyd, 1970).

En un intento de controlar la proliferación de plantas acuáticas se han hallado varios métodos para utilizar la biomasa de dichas plantas, llegando a la conclusión de que si la cosecha de las plantas puede ser provechosa, las medidas de control ya no serían necesarias (Lord, 1982).

En consecuencia, se han propuesto diversas formas de aprovechamiento, algunas ya muy utilizadas y otras que constituyen innovaciones. La producción de abonos orgánicos a partir de la biomasa es una de las prácticas más utilizadas (Gajalakshmi y Col., 2002; Gajalakshmi y Abbasi, 2002) y en la actualidad se utiliza la biomasa para la producción de biogás (Chynoweth y Reddy, 1990; Singhal y Rai, 2003), cultivo de hongos comestibles (Murugesan y Col., 1995) y alimentación animal (Henry y Monteiro 2002).

Wolverton y Col. (1975), citados por Martín (1993), reportan la fermentación metánica para la producción del biogás a partir de la biomasa de plantas acuáticas y el lodo residual del proceso fermentativo para la extracción de metales (cuando las plantas se utilizan en la eliminación de metales pesados de aguas residuales industriales) o para la fertilización agrícola (cuando las plantas se utilizan en el tratamiento de aguas residuales domésticas). Igualmente, reportan su utilización para la alimentación animal (aditivo para alimentos de

ganado y aves) o humana (suplemento proteico para la harina de cereales) y mediante el compostaje para la producción de abono orgánico.

En la India, el jacinto acuático se ha utilizado con éxito en la producción de papel, en industrias que requieren la inversión de pequeños capitales (Lord, 1982).

En China, uno de los usos que se le ha dado al jacinto acuático durante muchos años ha sido el de suplemento alimenticio para cerdos. Estos animales crecen en corrales cercanos a una pequeña laguna que contiene jacintos acuáticos. Los desechos de los cerdos se introducen en la laguna y contribuyen así al crecimiento prolífico de los jacintos acuáticos, que se cosechan a diario y se cocinan junto con otros alimentos para los animales. En otros países se ha utilizado el jacinto acuático como suplemento alimenticio para ganado bovino, sin embargo, éste no puede constituir la única fuente de alimentación (Lord, 1982).

1.9. Los Biosistemas Integrados.

Los biosistemas integrados son aquellos que unen dos ó más sistemas biológicos para transformar los residuos orgánicos (líquidos o sólidos) en productos de valor agregado, mediante la utilización de procesos que involucran microorganismos, organismos mayores, animales y plantas. En ellos se cumple que los productos de salida de uno de los procesos se convierte en la materia prima para el inicio del siguiente o de los siguientes procesos (Serna, Salazar y Rodríguez, 2007).

Los biosistemas integrados hacen conexiones funcionales entre la agricultura, la acuicultura, la transformación de los alimentos, la gestión de los desechos, el uso del agua y la generación de combustible. Favorecen los flujos dinámicos del material y la energía, tratando las pérdidas y subproductos de una operación como entradas para otra. De esta manera, los alimentos para consumo humano y animal, los fertilizantes y los combustibles, se pueden producir con la mínima entrada de nutrimentos, agua y otros recursos (Walburton y Col., 2002).

Algunas de las características de los biosistemas integrados son (Serna, Salazar y Rodríguez, 2007):

- ✓ Los biosistemas integrados se están constituyendo cada vez más, como una solución acertada a los diferentes problemas que padece la humanidad, como son la escasez de alimentos, la crisis energética, el desempleo y la contaminación ambiental, entre otros.
- ✓ La innovación de los biosistemas integrados fundamentada en la utilización de los materiales de desecho de un proceso productivo como materia prima de un nuevo proceso ha permitido la integración de las diferentes ciencias biológicas con las ciencias sociales, económicas y ambientales. La conversión de residuos domésticos, agrícolas y subproductos agroindustriales en productos de valor agregado proporcionan una única estrategia para crear un ambiente ecológico y saludable, a la vez que generan ingresos y empleo para la comunidad.

- ✓ Los biosistemas integrados son dinámicos ya que permiten la incorporación permanente de los últimos avances alcanzados en los procesos biológicos (genética, bioquímica y biotecnología, entre otros), a la vez que se caracterizan por su amplia cobertura, dado que pueden ser aplicados en procesos industriales, agrícolas y pecuarios y a materiales sólidos, líquidos y gaseosos y su versatilidad (ciclos abierto, cerrado y semicerrado). Los biosistemas integrados son aplicados en la agricultura, silvicultura, acuicultura, y agroindustria, para la producción de alimentos, protección del ambiente, tratamiento de residuos sólidos, líquidos y gaseosos y recuperación de suelos, entre otros.
- ✓ Los biosistemas integrados son escalables en tamaño y en complejidad técnica y se pueden desarrollar en etapas. Al mismo tiempo, la gama de opciones integrales que se pueden aplicar a la producción de una gran diversidad de productos es muy variada.
- ✓ Los biosistemas integrados impactan de forma positiva en la rentabilidad de la actividad agrícola, la cual se encuentra en una situación peligrosa debido a los altos costos de los insumos y a la tendencia de los consumidores por adquirir productos orgánicos.

Cinco son los principales elementos que deben incluir los diseños de producción sostenible, intrínsecas a los biosistemas integrados: 1) Reducir al máximo las entradas de recursos, volviendo a dirigir las salidas inútiles dentro del sistema. 2) Contener los flujos de materiales dentro del sistema. 3) Tratar la producción y el consumo como un proceso cíclico, más que lineal. 4) Acortar distancias entre producción y consumo para minimizar las pérdidas, los costos de transporte, etc. y 5) Maximizar la eficiencia de los procesos de bioconversión y de la retención del alimento y el agua (Walburton y Col., 2002).

Uno de los aspectos más importantes en el área de los biosistemas integrados es el manejo del agua. En Australia, donde el tema de los Biosistemas integrados está siendo estudiado en la actualidad, diversas investigaciones ilustran como la acuicultura, los cultivos hidropónicos y las modernas tecnologías de los viveros se pueden integrar con eficacia en la agricultura con riego. Los modelos de utilización óptima del agua de Israel (en donde siempre ha sido un recurso escaso) se pueden utilizar como referencia, para ayudar a solucionar no sólo problemas de eficiencia de agua sino importantes problemas ambientales tales como la salinidad del suelo, contaminación del agua subterránea, reducción de caudal en fuentes superficiales y contaminación ambiental (Walburton y Col., 2002).

Los biodigestores comúnmente utilizados en los diseños de los biosistemas integrados, juegan un papel importante no sólo en la conversión de los residuos orgánicos en biocombustible, sino que recuperan el agua y proveen de un fertilizante relativamente libre de patógenos (Walburton y Col., 2002).

La gestión de los residuos sólidos debe ser una preocupación paralela a la gerencia del agua. Capeness (2002), indica como la lombricultura o vermicultura en gran escala puede utilizarse para procesar una amplia variedad de basuras orgánicas, con diseños que reducen el área de tierra requerida e incrementan la intensidad de la producción, dando como resultado un

lombricompuesto con altas densidades de bacterias beneficiosas y cantidades apreciables de micronutrientes, oligoelementos y minerales útiles para el suelo.

1.9.1. Biosistemas Integrados en Sistemas Acuáticos de Tratamiento.

Guterstam (1996) describe la implementación de un biosistema integrado para el tratamiento de aguas residuales domésticas, a escala de mesocosmos, compuesto de un sedimentador primario, un tanque de almacenamiento, un reactor anaerobio, un biofiltro en piedra, un tanque para la producción de fitoplancton (fundamentalmente algas del género *Ankistrodesmus*, *Scenedesmus* y *Chlorella*), un tanque para la producción de zooplancton (géneros *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, *Copepoda*, *Rotifera*, *Ostracoda*, *Protozoa*), lagunas con plantas acuáticas (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *Hydrocleis nymphoides*), helechos acuáticos (*A. filiculoides*, *S. auriculata*) y lentejas de agua (*L. minor*) para la producción de peces de los géneros tilapia y carpa, un canal con cultivos hidropónicos de tomate (*Lycopersicon esculentum*), una cascada para oxigenar el agua y finalmente un cultivo de cangrejo de río (*Astacus astacus*), utilizándose el efluente para el riego de una plantación de sauces (*Salix dasyclados*).

Yan y Col. (1998) describen las técnicas y principios fundamentales de la acuicultura a partir de aguas residuales. Consideran como principios fundamentales el holismo, la armonía, la resiliencia, la regeneración y circulación y como las principales técnicas las conexiones en serie de cadenas alimenticias o productivas.

Igualmente reportan que, en China, los piscicultores utilizan las plantas acuáticas con el fin de eliminar nutrientes de cuerpos de agua contaminados con vertidos de aguas residuales urbanas o provenientes de labores agrícolas y pecuarias para evitar la eutrofización y utilizar la biomasa de las plantas como alimento para peces. Entre las principales especies utilizadas con este propósito reportan a *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *Alternanthera philoxeroides* y como especies secundarias *Azolla filiculoides*, *Azolla imbricata*, *Spirodela polyrhiza*, *Wolffia arriza*, *Lemna minor* y *Lemna perpusilla*. Reportan rendimientos para *E. crassipes* entre 750 y 900 toneladas/ha-año y para *Azolla* spp superiores a 230 toneladas/ha-año y conversiones de alrededor de 45 kg de biomasa de plantas, cuando forman parte de la alimentación, por 1 kg de pescado (para alcanzar estas mismas conversiones utilizando como parte de la alimentación de los peces, salvado de arroz ó trigo, reportan que se requieren entre 3 y 4 kg con costos 60 veces mayores a los que se tienen con el Jacinto de agua).

La producción animal (peces, patos, gansos, cisnes) integrada a los sistemas acuáticos de tratamiento genera beneficios económicos y sociales a los productores y ecológicos a la región dada la capacidad de las plantas para remover los contaminantes de los cuerpos de agua, ayudando a su conservación, a la vez que la cosecha y utilización de la biomasa como alimento animal, reduce los costos de producción y evita la contaminación del agua por la descomposición del material vegetal producido cuando este no es cosechado (Jiang y Xinyuan, 1998).

Costa-Pierce (1998) realizó un estudio determinando la viabilidad de utilizar diseños que integraran los humedales y la acuicultura para la producción de alimentos y la remoción de nitrógeno inorgánico en el tratamiento terciario de aguas residuales domésticas. Reporta la utilización de las plantas acuáticas *E. crassipes* e *Ipomea aquatica* para el postratamiento de las aguas residuales y un policultivo de peces con las especies tilapia, carpa común, peces larvívoros (*Gambusia affinis*) y el cangrejo rojo de río (*Procambarus clarkii*). Concluye que con el fin de incrementar la eficiencia en el reuso de las aguas tratadas, el desarrollo de tratamientos terciarios que involucren la producción de alimentos puede ser atractiva en regiones áridas o en las afueras de las áreas urbanas de las grandes ciudades, contribuyendo a la producción mundial de alimentos y a la sostenibilidad ambiental.

Saha y Jana (2003), estudiaron la asociación piscicultura – macrófitas utilizando aguas residuales domésticas, la macrófita flotante *E. crassipes* y las especies de peces tilapia y carpa plateada y común. Concluyen que la cosecha periódica de la biomasa de *E. crassipes* en combinación con la introducción de los peces mejoró significativamente la eficiencia del sistema de producción, ya que con la cosecha se mejoró la remoción de ortofosfatos, fósforo reactivo soluble, fósforo total, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos del agua residual, como también del nitrógeno y fósforo total y disponible de los sedimentos (comparado con un sistema en el cual no se cosechó la biomasa), lo que permitió mejorar la calidad del agua requerida para el crecimiento de los peces.

Los mismos autores expresan que esta asociación puede resultar de gran interés para los países tropicales, dado el gran potencial de crecimiento de las macrófitas y los peces en estas regiones y que su implementación generaría beneficios económicos y ecológicos a los sistemas de producción piscícola que utilizan el reciclaje de las aguas residuales en su proceso.

OBJETIVOS.

2. OBJETIVOS.

El **Objetivo General** de la presente tesis doctoral es “*Generar la información necesaria para el diseño de un biosistema integrado que utilice macrófitas para el postratamiento de las aguas mieles del café, de forma que sus efluentes generen el menor impacto negativo posible sobre el ecosistema acuático cafetero, presentando alternativas viables, desde el punto de vista técnico, económico, ambiental y social, para la adecuada disposición de la biomasa generada durante el proceso de depuración*”.

El objetivo general de la investigación se desglosa en los siguientes objetivos específicos:

El primer objetivo específico pretende determinar el efecto de la concentración, como DQO, de los efluentes de los sistemas modulares de tratamiento anaerobio, utilizados en el tratamiento de las aguas mieles del café, sobre los rendimientos de depuración de las especies acuáticas flotantes: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Jacinto de agua), *Pistia stratiotes* L., (Lechuga de agua), *Salvinia auriculata* Aubl (Oreja de agua) y de la especie emergente *Typha angustifolia* L. (Enea).

Para ello se determina, en estado estable, los porcentajes de remoción de carga orgánica, evaluada en términos de DQO, DBO₅, Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos Totales, la remoción de nutrimentos como el N, P y K y la remoción microbiológica del grupo Coliformes (totales y fecales) y las tasas de crecimiento de la biomasa.

El segundo objetivo específico pretende determinar el efecto de la carga orgánica aplicada, proveniente de las aguas mieles tratadas anaerobiamente, sobre los rendimientos de depuración de la biomasa acuática seleccionada, evaluando en el estado estable los mismos parámetros descritos en el primer objetivo específico.

El tercer objetivo específico pretende evaluar el desempeño de un monocultivo vs una combinación de especies, en sistemas acuáticos utilizados para postratar las aguas mieles del café. Para ello se evaluará un sistema acuático con la mejor especie obtenida (considerando las eficiencias de remoción de contaminantes) de los 2 objetivos específicos anteriores, frente a un sistema que involucre la combinación de varias especies, evaluando en estado estable los mismos parámetros descritos en el primer objetivo específico.

El cuarto objetivo específico pretende determinar la cantidad de N, P, K que las macrófitas acuáticas eliminan del agua residual e incorporan a sus tejidos.

Para alcanzar este objetivo específico, se tendrán en cuenta las tasas de crecimiento de las macrófitas evaluadas y se caracterizará periódicamente la biomasa cosechada mediante el análisis de minerales.

El quinto objetivo específico pretende determinar las principales plagas asociadas a las macrófitas acuáticas.

Para alcanzar este objetivo específico, se evaluará la presencia de insectos asociados las macrófitas y se identificarán aquellos que generen daños de importancia.

El sexto objetivo específico pretende evaluar, a escala de finca cafetera, un sistema de postratamiento acoplado a un Sistema Modular de Tratamiento Anaerobio, utilizando las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes* (por ser las dos mejores especies encontradas en ensayos, a escala de microcosmos, en la eliminación de carga orgánica de las aguas mieles postratadas).

Para alcanzar este objetivo específico, se evaluará la eliminación de carga orgánica en términos de DQO, DBO₅, Sólidos Totales y Sólidos Suspendedos Totales, tanto en el SMTA como en el sistema de postratamiento.

El séptimo objetivo específico pretende reducir, utilizando sistemas acuáticos de tratamiento, la concentración de la DQO y DBO₅ de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente a valores menores a 490 ppm como DQO y 279 ppm como DBO₅ con el fin de minimizar el impacto negativo sobre el ecosistema acuático cafetero colombiano y disminuir el pago de la tasa retributiva a la que están obligados los caficultores colombianos por la disposición final de los efluentes de los sistemas modulares de tratamiento.

El octavo objetivo específico pretende evaluar la biomasa generada en el sistema de postratamiento como sustrato en el cultivo de hongos comestibles y medicinales.

Para alcanzar este objetivo específico, se ensayará la biomasa cosechada de las macrófitas mezclada con otros residuos de la zona cafetera (pulpa de café y aserrín de tallo de café) para el cultivo de los hongos comestibles *Pleurotus pulmonarius* y *Pleurotus sajor – caju* y para el cultivo de 2 cepas de *Lentinula edodes* (L4055 y L54).

Se evaluará, en el proceso de cultivo de los hongos, los parámetros rendimiento medio, eficiencia biológica y precocidad.

El noveno objetivo específico pretende evaluar la biomasa generada en el sistema de postratamiento como sustrato para la producción de abono orgánico mediante la lombricultura.

Para alcanzar este objetivo específico, se ensayará la biomasa cosechada sola (por especie) y mezclada (utilizando todas las especies evaluadas) como alimento de la lombriz roja (*Eisenia foetida*).

Se evaluará, en el proceso de lombricompostaje, el tiempo de proceso y los rendimientos tanto de producción de abono orgánico, como de incremento de la biomasa de lombriz y se determinará el contenido de minerales del abono orgánico obtenido.

***EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE LOS EFLUENTES DEL
SMTA EN SISTEMAS ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO.***

3. EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE LOS AFLUENTES DEL SMTA EN SISTEMAS ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO (Ensayo 1).

3.1. Introducción.

La revisión de literatura, relacionada con la utilización de macrófitas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales, muestra resultados diferentes en lo relacionado con la concentración (evaluada como DQO ó como DBO₅) en el afluente que soportan las diferentes especies.

Lo anterior puede estar influenciado por el tamaño de los ensayos (microcosmos, mesocosmos, macrocosmos), el tipo de tratamiento (primario, secundario, terciario), la naturaleza del agua residual, el tiempo de proceso y las condiciones climáticas bajo las cuales se desarrolló la investigación, información que en muchos casos no está disponible, ya sea por falta de acceso al documento completo o porque los autores no tomaron este tipo de información.

Robles (1979), en Guatemala, reporta la utilización de *E. crassipes* para tratar aguas residuales de lavado de café neutralizadas. Es decir, que utiliza la macrófita para un tratamiento secundario, después de acondicionar el pH de las aguas mieles. El ensayo se realizó al aire libre, en acuarios de 118 litros (no se reportan tasas de evapotranspiración ni de precipitación), consiguiendo, después de 2 semanas, bajar de valores de DQO entre 600 y 1500 a menos 100 ppm.

Robles y Col. (1983), en Guatemala, determinaron que *E. crassipes* es capaz de soportar aguas residuales de lavado de café con concentraciones de DQO de 3000 ppm, permitiendo una reducción del 95% de la DQO inicial, durante el período de crecimiento de las plantas.

Reddy y Debusk (1986), citados Graetz y Reddy (1988) reportan que efluentes de digestores anaerobios, que trataban excretas de vacuno, con concentraciones de DBO₅ entre 694 y 1101 (aproximadamente entre 1400 y 2200 ppm como DQO), inhibieron el crecimiento de *E. crassipes* en 30 días.

Calzada y Porres (1987), reportan la utilización de *E. crassipes* para postratar el agua residual del beneficio del café proveniente de un digestor metanogénico y para un TRH de 6 días encontraron una reducción en la concentración de DQO de 1726 a 1014 ppm.

Pedraza (1994), utilizando afluentes provenientes de la digestión anaerobia de excretas de vacuno, con concentraciones de DQO de 86000 ppm, reporta la utilización de *E. crassipes*, en recipientes con un volumen efectivo de 35 litros, concluyendo que la planta presentó buen crecimiento y que en 27 días redujo el valor de DQO a 17000 ppm, mientras que *P. stratiotes*, para el mismo volumen y tiempo y a una concentración de efluente de 17000 ppm como DQO, presentó buen crecimiento pero sin disminuir la concentración de DQO en el medio.

Sooknah y Wilkie (2004), reportan que afluentes provenientes de la digestión anaerobia de excretas de vacuno, con concentraciones de DQO de 2010 ppm inhibieron el crecimiento de *E. crassipes* y ocasionaron la muerte de *P. stratiotes*.

Para el caso de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente, la única referencia con la que se cuenta, utilizando *E. crassipes*, son los trabajos de Calzada y Porres (1987), en los cuales no se reporta el efecto de la concentración de DQO del afluente sobre la tasa de crecimiento de la planta. Para *P. stratiotes* sólo se tienen los valores obtenidos con efluentes provenientes de la digestión anaerobia de excretas de vacuno, los cuales son contrastantes, y para *T. angustifolia* y *S. auriculata* no se cuenta con esta información.

3.2. Objetivos.

El objetivo general del presente ensayo es evaluar el efecto de la concentración, medida como DQO, del efluente proveniente del tratamiento anaerobio de las aguas mieles del café sobre sistemas acuáticos de tratamiento que utilicen las especies flotantes *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata* y la especie emergente *T. angustifolia*, bajo las condiciones climáticas de la zona cafetera colombiana.

Como objetivos específicos se tienen:

- ✓ Determinar en el estado estable, los porcentajes de eliminación de la carga orgánica, en términos de DQO total, DQO filtrada, DBO₅, ST y SST por parte de las 4 especies acuáticas, operando a 3 concentraciones de afluente, sin diluir (C₁), diluido al 40% (C_{0,4}) y diluido al 10% (C_{0,1}).
- ✓ Determinar en el estado estable, los porcentajes de eliminación de las diferentes formas de nitrógeno (total, nítrico y amoniacal), del fósforo total, los sulfatos y el potasio por parte de las 4 especies acuáticas, operando a las 3 concentraciones de afluente.
- ✓ Determinar en el estado estable, los porcentajes de eliminación de los coliformes totales y fecales por parte de las 4 especies acuáticas, operando a las 3 concentraciones de afluente.
- ✓ Determinar en el estado estable, los porcentajes de eliminación de los diferentes contaminantes considerados, utilizando lagunas sin macrófitas, operando a las 3 concentraciones de afluente.
- ✓ Determinar en el estado estable, los coeficientes de eliminación de la DBO₅, SST, N_T, P_T y K por parte de las 4 especies acuáticas, operando a las 3 concentraciones de afluente.
- ✓ Determinar en el estado estable, las tasas de crecimiento y el contenido de minerales de las 4 especies acuáticas, operando a las 3 concentraciones de afluente.
- ✓ Determinar, para cada especie acuática evaluada, la concentración de DQO en el afluente a la cual se presenta inhibición del crecimiento.
- ✓ Determinar cual especie acuática es la más apropiada para el postratamiento de las aguas mieles considerando aspectos tales como eliminación de contaminantes, tasas de crecimiento, resistencia a enfermedades y plagas.
- ✓ Obtener los resultados de las variables climáticas bajo las cuales se desarrolló el ensayo.
- ✓ Obtener ecuaciones de regresión que permitan modelar el efecto de las especies sobre la eliminación de los contaminantes evaluados.

3.3. Materiales y métodos.

3.3.1. Lugar donde se realizó la investigación.

La presente investigación se realizó en el Centro Nacional de Investigaciones de Café, Cenicafé, La granja, Chinchiná (Figura 3.1-1), ubicado a 5°00" de latitud norte y 75°36" de longitud oeste, a una altitud de 1310 msnm, temperatura promedio anual de 21,4°C, humedad relativa media de 82,5%, precipitación anual de 2849,6 mm, 242 días lluviosos en el año y un brillo solar de 1603,1 horas anuales (Anuario meteorológico cafetero, 2006). Todas las determinaciones analíticas se realizaron en el laboratorio de digestión anaerobia de Cenicafé (Figura 3.1-2).

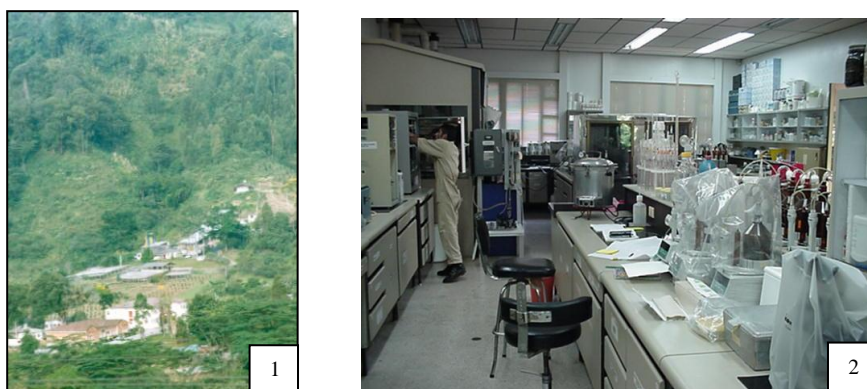


Figura 3.1. Lugar de realización de la investigación. 1. Cenicafé (La granja). 2. Laboratorio de biodigestión.

Fuente: Archivo fotográfico, Cenicafé.

3.3.2. Fecha de realización.

Este ensayo tuvo una duración de 209 días (comprendidos entre el 15 de septiembre del 2004 y el 12 de abril del 2005).

En las 3 primeras caracterizaciones (meses de septiembre y octubre del 2004), se monitorearon caudales de entrada y salida de las lagunas, pH, temperatura, DQO total, Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos y sirvieron para ajustar metodologías de análisis, estudios de tiempos y movimientos, monitoreo de los dispositivos de regulación de caudal, determinación de su frecuencia de mantenimiento y forma de recolección de la biomasa.

A partir del 27 de octubre del 2004 se inicia el monitoreo de las variables básicas (Caudal, pH, Temperatura, DQO total, DQO filtrada, DBO₅, Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos, Alcalinidad y Relación de Alcalinidad), para un total de 24 caracterizaciones y se inicia con la determinación quincenal de la tasa de crecimiento de las plantas acuáticas.

El estado estable del sistema se alcanzó el día 16 de marzo del 2005 y se realizaron 4 muestreos consecutivos, terminando las evaluaciones el día 12 de abril del 2005 (para un total de 27 días). Bajo estas condiciones se evaluaron además de los parámetros mencionados en el párrafo anterior, el oxígeno disuelto, el color verdadero, la turbiedad, el nitrógeno Kjeldahl total y filtrado, el nitrógeno amoniacal, los nitratos, el fósforo total y filtrado, los sulfatos, el potasio y los coliformes totales y fecales.

3.3.3. Materiales.

En el desarrollo de la investigación se utilizaron los siguientes materiales:

3.3.3.1. Sustratos: Como afluentes del sistema de postratamiento se utilizaron las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente en el Sistema Modular de Tratamiento Anaerobio (SMTA) instalado en Cenicafé (Figura 3.2).

El SMTA constó de un reactor hidrolítico – acidogénico de 8 m³ de capacidad y un reactor metanogénico de 2 m³ de capacidad construido en fibra de vidrio y empacado con trozos de guadua como material de soporte de los microorganismos metanogénicos (tanque de la izquierda de la figura 3.2). Adicionalmente, para obtener los volúmenes de agua necesarios para alimentar el sistema de postratamiento, se acoplaron, en paralelo, 2 reactores metanogénicos de 2 m³ de capacidad, uno construido en polietileno y empacado con trozos de botellas no retornables (tanque central de la figura 3.2) y otro esférico construido en fibrocemento y empacado con pedazos de llantas usadas (tanque de la derecha de la figura 3.2).



Figura 3.2. Reactores metanogénicos del SMTA.
Fuente: Archivo fotográfico, Cenicafé.

Para obtener los efluentes del Sistema Modular de Tratamiento Anaerobio que alimentaron en forma continua las lagunas de postratamiento, se benefició café cereza sin selección proveniente de la recolección de frutos de la especie *Coffea arábica* L. (Variedades Colombia y Castillo Regional), procedente de la Estación Central Naranjal, perteneciente a Cenicafé, con el fin de obtener las aguas mieles que alimentaron el sistema anaerobio.

El beneficio del fruto se realizó en el beneficiadero diseñado para el “Pequeño Caficultor”, ubicado en La Granja, utilizando una despulpadora “Gaviota 300” y dos tanques para la fermentación natural del mucílago y el lavado del grano, con capacidad cada uno de contener el café en baba proveniente de 550 kg de café cereza. Se utilizó la metodología de lavado en tanques descrita por Zambrano (1993) y mediante la cual se generan alrededor de 4,2 litros de agua residual/kg de café pergamino seco, con una DQO media de 27400 ppm (Figura 3.3-1, 3.3-2).

Las necesidades diarias de agua residual, tratada anaerobiamente, fueron de 910 litros para este ensayo, los cuales provenían del beneficio de una tonelada de frutos.

Dado que se presentaron épocas en las cuales no se disponía de esta cantidad de café (*las aguas residuales que se necesitaron semanalmente en este ensayo son equivalentes a las que generaría en su semana de máxima producción una finca con una producción media de 20000 @ de cps/año, las cuales constituyen menos del 0,5% de las unidades de producción en la caficultura colombiana*), se utilizó el agua residual generada en el beneficiadero experimental de Cenicafé en donde se benefició el café (destinado para la producción de semillas regionales una parte y otra para el desarrollo de los diferentes experimentos en el área de postcosecha) y en cuyos procesos (básicamente clasificación hidráulica y lavado de máquinas) el consumo de agua estuvo alrededor de 10 litros/kg de café pergamino seco, razón por la cual los efluentes provenientes del beneficio presentaron concentraciones que variaron entre un valor mínimo de 9893 ppm y máximo de 18590 ppm, con un promedio de 13127 ppm. El almacenamiento de las aguas residuales se realizó en 3 tanques cilíndricos de 10 m³ de capacidad cada uno y en el tanque de balance de la planta piloto de biodigestión anaerobia, con una capacidad similar (Figuras 3.3-3, 3.3-4, 3.3-5).

En promedio, durante este primer ensayo, las aguas mieles que ingresaron al sistema de tratamiento anaerobio durante el tiempo que duró el mismo presentaron una DQO afluente media de 14914⁽⁵⁸⁾ ±3473 ppm (*el superíndice entre paréntesis se refiere al número de datos considerados en la determinación del promedio*) y durante el estado estable el valor medio de la DQO afluente fue de 12628⁽⁸⁾ ±1760ppm

En promedio, los efluentes del SMTA presentaron, para este ensayo, una DQO media de 1230⁽²⁷⁾ ±382 ppm durante todo el tiempo que duró el ensayo y para el estado estable el valor de la DQO del efluente fue de 1299⁽⁴⁾ ±131 ppm, para una remoción de DQO del 89,71% en estado estable y del 91,75% durante todo el ensayo, las cuales están dentro del rango reportado por Zambrano y Col. (1998), para este tipo de sistemas.



Figura 3.3. Aguas residuales provenientes del beneficio del café. 1. Lavado del café en tanques. 2. Aspecto del agua residual proveniente del beneficiadero del pequeño caficultor. 3. Tanques de almacenamiento de aguas residuales. 4. Aspecto del agua residual proveniente del beneficiadero experimental. 5. Tanque de almacenamiento de la planta piloto de tratamiento de aguas residuales del café.

3.3.3.2. Material biológico: Para el sistema de postratamiento se utilizó el Jacinto acuático [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms], la lechuga o repollo de agua (*Pistia stratiotes* L.), la Enea ó espadaña (*Typha angustifolia* L.) y la oreja de agua (*Salvinia auriculata* Aubl.) provenientes de un pequeño lago, ubicado en La Granja (Cenicafé) a menos de 500 metros de las lagunas experimentales (Figura 3.4).



Figura 3.4. Plantas acuáticas evaluadas. 1. Jacinto acuático. 2. Lechuga de agua. 3. Oreja de agua. 4. Enea.

3.3.3.3 Materiales de laboratorio: El material de laboratorio utilizado en la investigación incluyó vidriería (vasos de precipitados, probetas, pipetas, erlenmeyers, buretas, balones, etc.), equipos de medición (termómetro, peachímetro, dispensadores, espectrofotómetro, oxímetro, balanzas, cronómetro, termohigrómetros, etc.), equipos de calentamiento (estufas, autoclave, baño maría, incubadoras, etc.), equipos de refrigeración y congelación y una gran diversidad de reactivos químicos.

3.3.3.4. Materiales de construcción: Empleados en la construcción de las lagunas y del techo e incluyeron, plástico, guadua, alambre, tubería y accesorios en PVC, válvulas, tanques de polietileno de diferentes tamaños, mangueras flexibles de diferentes materiales y diámetros, grava media, entre otros.

3.3.4. Métodos.

En este ensayo se evaluaron, simultáneamente, 18 tratamientos a saber: 4 materiales biológicos, 3 de ellos plantas flotantes (Jacinto de agua, Lechuga de agua, Oreja de agua) y el otro una planta emergente (Enea) y 2 controles, uno para las plantas flotantes y uno para la planta emergente, a 3 concentraciones de afluente así: efluentes del SMTA sin diluir (C_1), efluentes del SMTA diluidos al 40% ($C_{0,4}$) y efluentes del SMTA diluidos al 10% ($C_{0,1}$).

El control de las plantas flotantes fue una laguna de las mismas características que las utilizadas para el Jacinto, la Lechuga y la Oreja, pero sin material biológico, con el fin de evaluar la capacidad de autodepuración, por efecto de los microorganismos, que tendría la laguna en ausencia de las macrófitas.

El control de la planta emergente fue una laguna, de las mismas características que las utilizadas para la Enea, pero en la que no se sembró material biológico, con el fin de evaluar el efecto de la gravilla (tratamiento físico y biológico) sobre la eliminación de la carga orgánica, en ausencia de la macrófita.

En la Tabla 3.1 se condensan los tratamientos evaluados en el presente ensayo y en la Figura 3.5 su distribución en campo.

Tipo de laguna	Concentración Original	Concentración 0,4 original	Concentración 0,1 original
Jacinto de agua.	100 l efluente SMTA (Tratamiento 1)	40 l efluente SMTA 60 l de agua (Tratamiento 2)	10 l efluente SMTA 90 l de agua (Tratamiento 3)
Lechuga de agua.	100 l efluente SMTA (Tratamiento 4)	40 l efluente SMTA 60 l de agua (Tratamiento 5)	10 l efluente SMTA 90 l de agua (Tratamiento 6)
Oreja de agua.	100 l efluente SMTA (Tratamiento 7)	40 l efluente SMTA 60 l de agua (Tratamiento 8)	10 l efluente SMTA 90 l de agua (Tratamiento 9)
Enea.	100 l efluente SMTA (Tratamiento 10)	40 l efluente SMTA 60 l de agua (Tratamiento 11)	10 l efluente SMTA 90 l de agua (Tratamiento 12)
Control flotantes.	100 l efluente SMTA (Tratamiento 13)	40 l efluente SMTA 60 l de agua (Tratamiento 14)	10 l efluente SMTA 90 l de agua (Tratamiento 15)
Control emergente.	100 l efluente SMTA (Tratamiento 16)	40 l efluente SMTA 60 l de agua (Tratamiento 17)	10 l efluente SMTA 90 l de agua (Tratamiento 18)

Tabla 3.1. Descripción de los tratamientos evaluados en el ensayo.

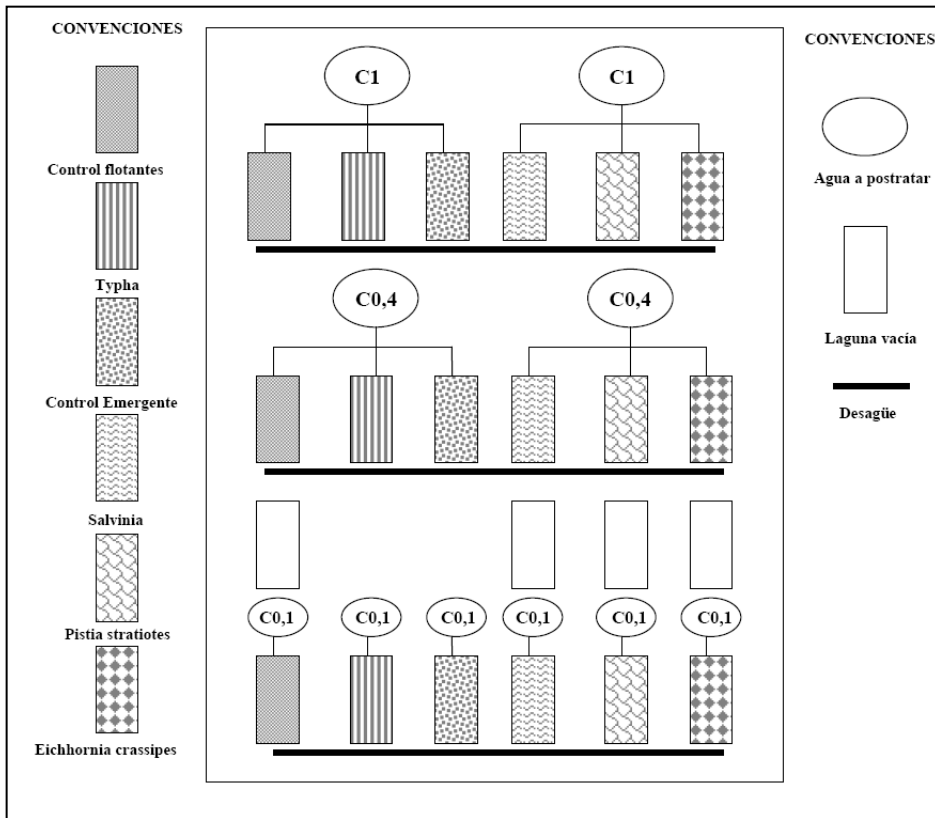


Figura 3.5. Diagrama de planta de la distribución de los tratamientos del ensayo.

Para alcanzar los objetivos propuestos se realizaron las siguientes etapas:

3.3.4.1. Construcción de las lagunas de experimentación.

Las lagunas se construyeron contiguas a los reactores metanogénicos que forman parte del SMTA. Cada excavación se cubrió en el fondo y en las paredes laterales con un material de polietileno de baja densidad (Agroblack Esp. 6) para evitar la infiltración. La salida del efluente tratado se estableció, para cada laguna, a un nivel de 50 cm medido desde el fondo de la laguna y a través de tubería de PVC de 1" y la toma del agua se hizo desde el fondo de la misma (Figura 3.6).

La composición, propiedades térmicas y mecánicas del material impermeabilizante se presentan en la Tabla 3.2.

Parámetro	Especificaciones
Generalidades.	
Descripción.	Lámina coextruída estabilizada con Níquel y Antioxidante, desarrollada para impermeabilización de reservorios, conducción de aguas y construcción de camas para cultivos hidropónicos.
Composición.	Polietileno de baja densidad; Pigmento.
Tonalidad.	Negro.
Coextrusión.	Tres y Cinco capas.
Propiedades ópticas y térmicas.	
Termicidad.	85%.
Bloqueo UV.	Total.
Propiedades mecánicas.	
Resistencia al Impacto.	500 g min.
Resistencia al Rasgado Dirección Máquina.	800 gf min.
Resistencia al Rasgado Dirección Transversal.	900 gf min.
Carga a la Rotura Dirección Máquina.	18,0 Mpa min.
Carga a la Rotura Dirección Transversal.	18,0 Mpa min.

Tabla 3.2. Características del Agrobblack Esp. 6.

Fuente: Adaptado de Productos Químicos Andinos (2008).

Las lagunas se construyeron con una capacidad efectiva de 500 litros cada una y con las siguientes dimensiones: 2 metros de largo, 0,5 metros de ancho y 0,6 metros de profundidad y con una pendiente del 1% (Figura 3.7). La separación entre lagunas fue de 1,5 metros.

Las lagunas operaron bajo un cobertizo construido en guadua y plástico para evitar la incidencia de las aguas lluvias que ocasionarían dilución de las aguas a tratar. De igual manera se realizaron canales para desviar las aguas de escorrentía y evitar que ingresaran a las lagunas de tratamiento (Figura 3.8).



Figura 3.6. Construcción lagunas de experimentación. 1. Trazado y Excavación. 2. Panorámica de las 22 lagunas construidas. 3. Colocación del Agroblack y empaques de caucho. 4. Colocación de accesorios de salida. 5. Dispositivo de salida de cada laguna (toma desde el fondo). 6. Colocación del marco para fijación del material plástico.

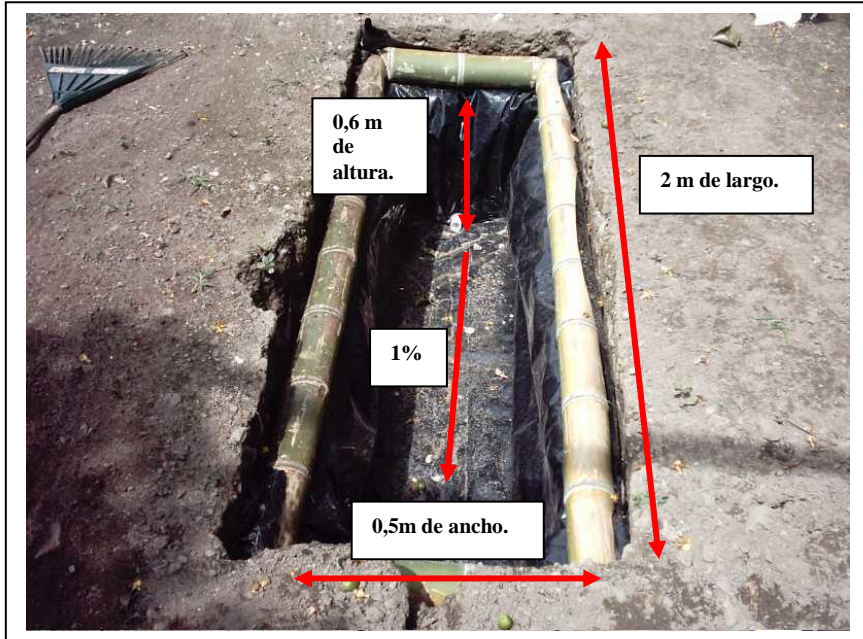


Figura 3.7. Dimensiones de las lagunas de experimentación.

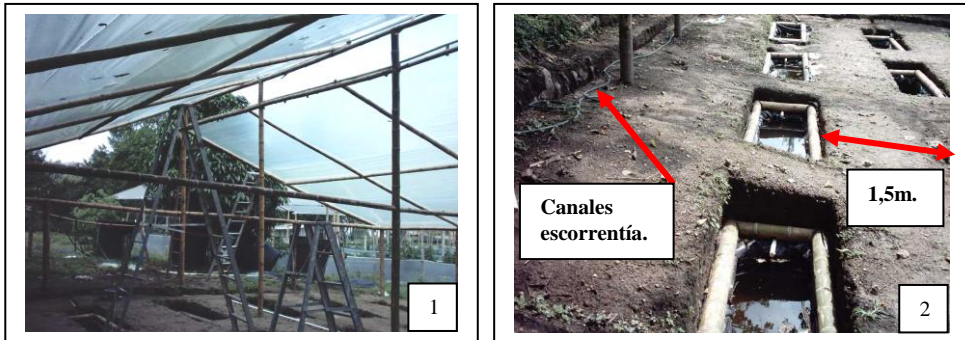


Figura 3.8. Protección de las lagunas de las aguas lluvias. 1. Techo plástico a 2 aguas. 2. Canales para desviación de las aguas de escorrentía y distancia de separación entre lagunas.

3.3.4.2. Regulación del flujo del agua a postratar.

Las aguas residuales provenientes de los reactores metanogénicos se canalizaron hasta un primer tanque de polietileno de 2 m³ para realizar la mezcla de los efluentes y obtener una muestra homogénea y de allí se condujeron, por rebose, a 2 tanques adicionales de 2 m³ para alimentar en forma continua las 6 primeras lagunas que operaban sin dilución. Del primer tanque (donde se realizaba la mezcla), se tomaba el agua residual necesaria para llenar las canecas que alimentaban las lagunas que operaban al 40% de dilución y para llenar las canecas que alimentaban las lagunas que operaban al 10% de dilución (Figura 3.9).

La entrada del agua residual a cada laguna se realizó con una manguera de Tygon (Cole Parmer) de 0,25" de diámetro interno, dispuesta en el interior de una tubería en PVC de 1", para protegerla de daño mecánico y de la radiación solar. El flujo de entrada se reguló mediante la utilización de flotadores, de salida individual o múltiple, que permitían tener una cabeza de presión hidrostática constante, equivalente al caudal de experimentación (Figura 3.10). En el punto de succión se colocó un filtro elaborado con malla mosquitera para evitar el taponamiento de las mangueras por la presencia de sólidos en suspensión y al cual se le hacía mantenimiento diario.

Teniendo en cuenta el volumen diario de efluentes generados en el Sistema Modular de Tratamiento Anaerobio, se fijó un volumen diario de afluente a cada laguna experimental de 100 litros, equivalente a un caudal aproximado de 70 ml/min.

3.3.4.3. Determinación de la Porosidad y Conductividad Hidráulica de las lagunas.

La grava utilizada para el trasplante de la *Typha*, provino del Río Chinchiná y fue tamizada para tener un tamaño de partícula más homogéneo (Figuras 3.11-1 y 3.11-2), utilizando 2 canastillas que estaban disponibles en el laboratorio con una trama cuadrada de 22,7 y 32,7 mm de lado respectivamente y que permitieron obtener un tamaño de grava, con un diámetro medio de 30,75⁽⁵⁰⁾ ±2,35mm (*el superíndice se refiere al número de datos considerados en la determinación del promedio*), el cual está en el rango que reporta la U.S.EPA como el más empleado en la construcción de humedales de flujo subsuperficial (combinación de tamaños de grava entre 13 y 38 mm) (U.S.EPA, 2000a).

A las lagunas experimentales se les determinaron los parámetros físicos: Conductividad Hidráulica y Porosidad.

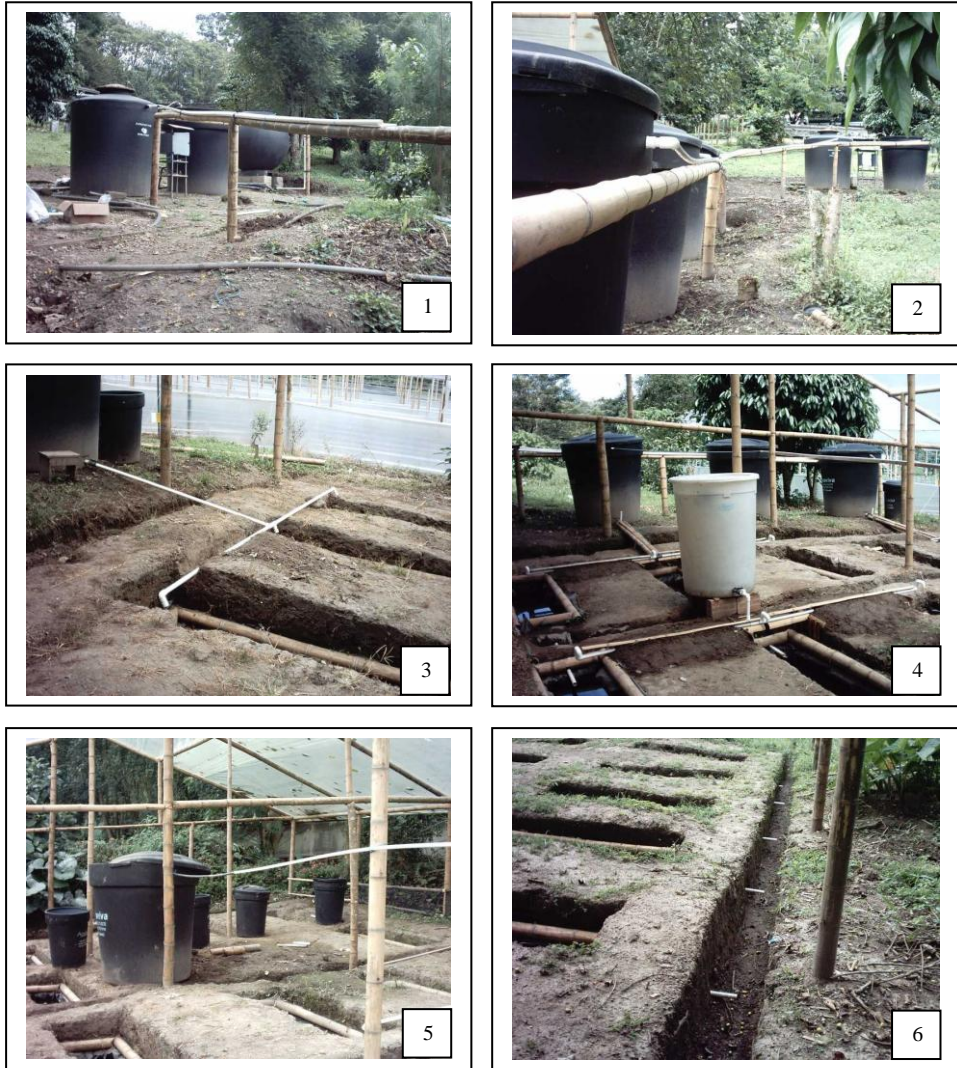


Figura 3.9. Acondicionamiento de la alimentación a las lagunas de experimentación. 1. Conducción de los efluentes de los reactores metanogénicos al tanque de mezcla 2. Conducción de los efluentes a los tanques de distribución. 3. Distribución de los afluentes sin diluir a las lagunas que operaban a C_1 . 4. Distribución de los afluentes a lagunas que operaban a $C_{0,4}$. 5. Canecas que alimentan los afluentes diluidos al 10%. 6. Detalle de las tuberías de salida de las lagunas.



Figura 3.10. Regulación del caudal de alimentación a las lagunas de experimentación. 1. Flotador en icopor con 3 salidas. Vista superior. 2. Flotador en icopor con 3 salidas. Vista inferior (para afluentes sin diluir y diluidos al 40%). 3. Flotador plástico con accesorios en PVC (afluentes diluidos al 10%). 4. Calibración de los flujos de alimentación.

Conductividad Hidráulica de la laguna con grava.

Para la determinación de la conductividad hidráulica, se utilizó la ecuación de Darcy, reportada por Klute y Dirksen (1986), a saber:

$$K_s = \frac{V * L}{A * t * (H_2 - H_1)} \triangleright \text{(Ec.3.1)}$$

Donde:

K_s = Conductividad hidráulica en m/d.

V = Volumen de agua que fluye a través de la muestra y recolectado en el tiempo (m^3).

A = Área de la sección transversal de conducción (m^2).

t = Tiempo (días).

$H_2 - H_1$ = Diferencia de cabeza hidráulica entre 2 puntos de la muestra (m).

L = Longitud de la muestra (m).

Para ello se montó en el laboratorio un permeámetro de carga constante (Figura 3.11-3) para muestras saturadas, el cual constó de una columna de sección transversal constante.

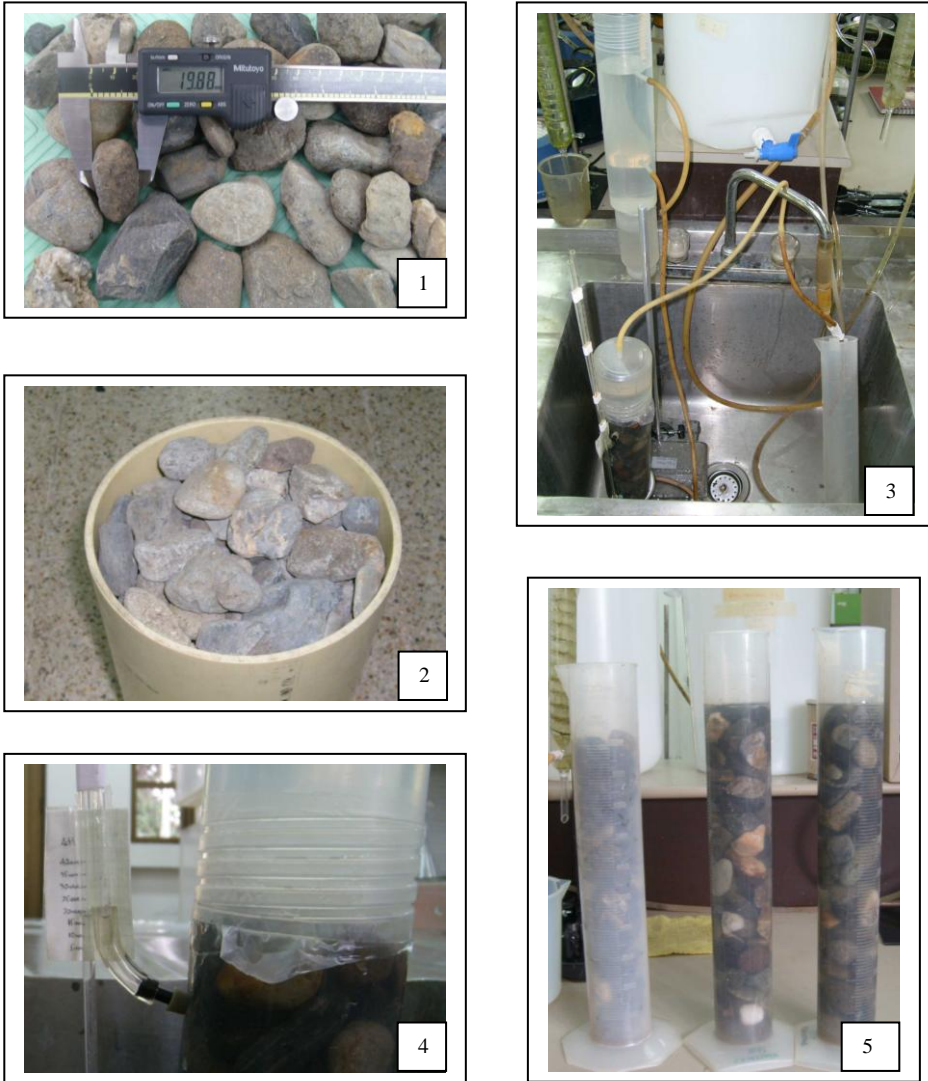


Figura 3.11. Caracterización de la grava. 1. Medición del eje ecuatorial, polar y espesor de la grava. 2. Granulometría de la grava utilizada en la experimentación. 3. Permeámetro de carga constante montado para la determinación de la conductividad hidráulica. 4. Diferencia de presión entre los 2 puntos del medio de soporte evaluado. 5. Probetas de 1 litro conteniendo la grava con y sin agua en la determinación de la porosidad del material.

La columna superior, de 8,1 cm de diámetro, se utilizó como tanque de alimentación de agua, asegurando una cabeza de agua constante de 20,5 cm (distancia entre el rebosadero y la descarga).

En la columna inferior del mismo diámetro (8,1 cm) se ubicó la grava y se tomaron 2 puntos separados 20,5 cm (longitud de la muestra, L), la alimentación se realizó por la parte inferior de la segunda columna y la descarga se ubicó en la parte superior, la cual se recolectó en una probeta (V) en el tiempo (t). Cuando se alcanzó un caudal constante se midió la diferencia de presión entre los 2 puntos de la muestra (H_2-H_1) (Figura 3.11-4). Con estos valores se determinó la conductividad hidráulica. El esquema del montaje realizado se presenta en la Figura 3.12.

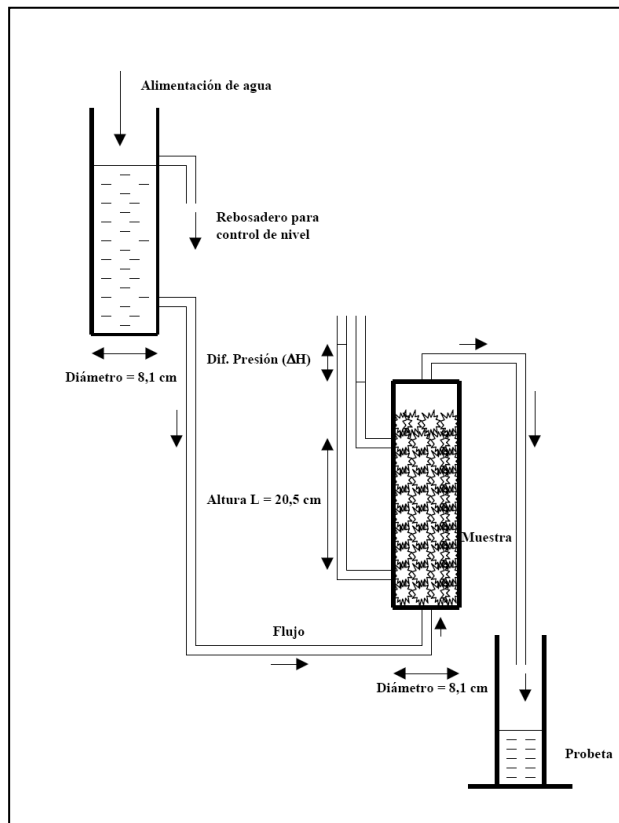


Figura 3.12. Esquema del permeámetro de carga constante montado para la determinación de la conductividad hidráulica.

Se determinaron 5 valores de conductividad hidráulica correspondientes a 5 muestras de grava tomadas al azar, obteniéndose un valor medio de $20313 \pm 1913 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$, el cual está dentro del rango reportado por Reed y Col., 1995, para la grava mediana.

Porosidad de las lagunas.

Para determinar la porosidad de la laguna empacada con grava se utilizó la metodología descrita por Francia (2000). Se emplearon probetas de 1 litro de capacidad, las cuales se llenaron con la grava, golpeando la base de la probeta, para permitir su asentamiento, hasta la marca de 1 litro. Se llenó el espacio vacío con agua hasta la marca de 1 litro (Figura 3.11-5) y por último se drenó y midió el volumen de agua. Se realizaron 5 determinaciones, calculadas de acuerdo con la expresión reportada por Reed y Col. (1995):

$$n = \frac{V_d}{V_p} \triangleright (\text{Ec. 3.2})$$

Donde:

n = porosidad (fracción).

V_d = Volumen drenado de agua (litros).

V_p = Volumen de la probeta (litros).

La porosidad de las lagunas con grava mostró un valor medio de $0,45 \pm 0,02$, la cual está dentro del rango reportado por Reed y Col. (1995), para la roca triturada.

Para determinar la porosidad de las lagunas en las que se emplearon las plantas acuáticas flotantes, se utilizaron 3 tanques en acrílico con un área superficial de $0,35 \text{ m}^2$ ($0,602 \text{ m}$ de largo x $0,582 \text{ m}$ de ancho) y 77 cm de altura.

Se adicionaron, por área, la misma cantidad de plantas acuáticas utilizadas en las lagunas experimentales y se adicionó agua hasta una altura de 50 cm . Posteriormente se retiraron las plantas y se midió el nivel final de agua. Para su cálculo se utilizó la ecuación 3.2, en donde V_d correspondió a la altura final del agua, en cm, y V_p a la altura inicial de la columna de agua (50 cm). Se realizaron 5 determinaciones por tipo de planta.

Para la laguna con *Eichhornia crassipes* se determinó una porosidad media de $0,9800 \pm 0,0019$, para una densidad operacional de 9 kg de plantas/ m^2 de laguna; para la laguna con *Pistia stratiotes* el valor de la porosidad media fue $0,9944 \pm 0,0009$, para una densidad operacional de 2 kg de plantas/ m^2 de laguna y para la laguna con *Salvinia auriculata* el valor de la porosidad media fue $0,9927 \pm 0,0008$, para una densidad operacional de $1,5 \text{ kg}$ de plantas/ m^2 de laguna.

Los valores de porosidad encontrados en las lagunas con plantas flotantes están dentro del rango reportado por Kadlec y Knight, 1996 (citados por U.S.EPA, 1999) quienes expresan que el promedio de valores de porosidad, para humedales de flujo libre con vegetación, son usualmente mayores que $0,95$.

3.3.4.4. Densidad de arranque de las plantas evaluadas.

La densidad de arranque de las diferentes plantas acuáticas flotantes se determinó pesando la biomasa que permitió cubrir el 75% del área superficial efectiva de las lagunas experimentales (Figura 3.13).



Figura 3.13. Densidad operacional de las macrófitas flotantes. 1. Medición del 75% del área superficial para la siembra del Jacinto. 2. Medición del 75% del área superficial para la siembra de la Lechuga. 3. Medición del 75% del área superficial para la siembra de la Oreja de agua. 4. Determinación del peso de la Oreja de agua que cubrió el 75% del área superficial de la laguna.

Para el caso de *E. crassipes* se obtuvo un valor de 9 kg de plantas/m² (humedad 91,84⁽⁵⁾±1,79%), para *P. stratiotes* el valor fue de 2 kg de plantas/m² (humedad 90,94⁽⁵⁾±2,94%) y para *S. auriculata* se determinó un valor de 1,5 kg de plantas/m² (humedad 91,48⁽⁵⁾±2,51%). Estos valores están dentro de los rangos recomendados por Reddy y DeBusk (1984, 1985).

Para el caso de la planta emergente, las *Typhas* se sembraron, en cuadro, a una densidad de 30 plantas/m² (que está dentro del rango recomendado en la literatura). La humedad promedio de las plantas fue de 82,90⁽⁵⁾±2,55% en hojas y 92,60⁽⁵⁾±0,93% en raíces. La distribución de las plantas dentro de la laguna y las distancias de siembra se presentan en la Figura 3.14 y el aspecto de las plantas y su siembra se presentan en la Figura 3.15.

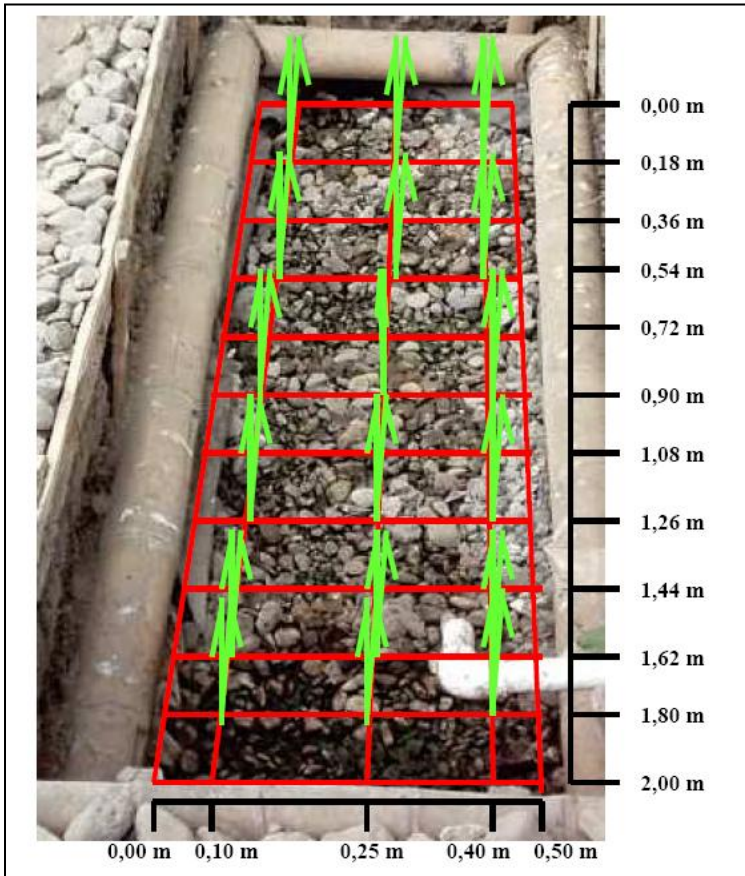


Figura 3.14. Distribución y distancias de siembra de la planta emergente *Typha angustifolia* en las lagunas de experimentación.

Para la siembra de la *Typha* se tuvo en cuenta retirar todo el material extraño adherido a los rizomas, aplicando un lavado *in situ*; cortar ambos lados del rizoma, para que tuviera una longitud aproximadamente 15 cm; sembrar el mismo día de extracción de la planta y 5 cm por encima del fondo de las lagunas. Las plantas sembradas inicialmente se podaron a una altura de 0,7 metros, medidos desde la superficie de la grava, con el fin de iniciar con un cultivo uniforme (se seleccionó esta altura considerando el tamaño de las plantas sembradas).



Figura 3.15. Siembra de la macrófita emergente. 1. Aspecto de las plantas sembradas en las lagunas. 2. Adición de la grava hasta alcanzar una altura ente 55 y 60 cm.

Igualmente se dejaron lagunas sin siembra de plantas flotantes ni emergentes, como testigos de tratamiento (Figura 3.16).

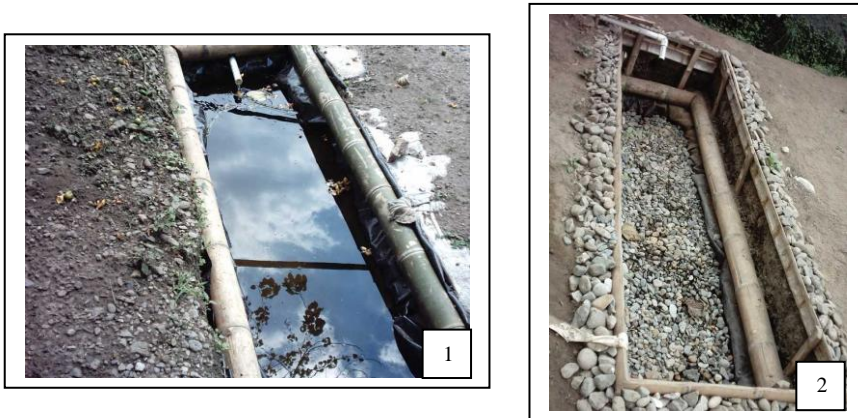


Figura 3.16. Lagunas testigo. 1. Laguna utilizada como testigo para las plantas flotantes. 2. Laguna utilizada como testigo para la planta emergente.

3.3.4.5. Evaluación de la depuración alcanzada con las macrófitas.

Semanalmente y hasta que se tuvieron 4 datos en estado estable (cuando el valor de la remoción de la DBO_5 en las lagunas experimentales tuvo una variación menor al 10%), se evaluó la eliminación de carga orgánica determinando la DQO, Sólidos Totales, Sólidos Suspendidos y la DBO_5 en el afluente y en el efluente de las lagunas.

Bajo condiciones de estado estable se evaluaron además de los parámetros mencionados en el párrafo anterior, el oxígeno disuelto, el color verdadero, la turbiedad, el nitrógeno Kjeldahl total y filtrado, el nitrógeno amoniacal, los nitratos, el fósforo total y filtrado, los sulfatos, el potasio y los coliformes totales y fecales.

3.3.4.6. Muestreos y análisis del agua.

Se realizaron muestreos compuestos, con una periodicidad semanal. En cada muestreo se tuvo en cuenta el tiempo de detención hidráulica calculado para cada laguna, para tomar las muestras de los efluentes. La toma de los afluentes se realizó los días miércoles y de los efluentes, dependiendo del tiempo de detención hidráulica, se realizó los días viernes y lunes siguiente.

Antes de cada muestreo compuesto se midieron los caudales de entrada y salida de cada una de las lagunas, utilizando una probeta graduada y un cronómetro.

Las muestras se recolectaron en botellas de vidrio de 770 ml de capacidad (Figura 3.17-1), previamente esterilizadas (autoclave, 121°C, durante 15 minutos), las cuales se destaparon *in situ*, y se lavaron 3 veces con el agua a analizar, de acuerdo con las recomendaciones del Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992) e inmediatamente se llenaron con la muestra (una para análisis físico-químico y otra para análisis microbiológico).

Las botellas que contenían el agua para análisis físico-químico se llenaron por completo y las destinadas para el análisis microbiológico se llenaron hasta aproximadamente el 90% de su capacidad (650 ml).

Para el caso de los afluentes, se recolectó una sola muestra por concentración, para ello las botellas de muestreo para análisis físico-químico y microbiológico se colocaron, de forma secuencial e inmediata, durante 30 segundos (considerando que los caudales de entrada eran muy similares) bajo el tubo de entrada de cada una de las lagunas que operaban a la misma concentración, con lo que se llenaba la cuarta parte del envase, el cual se tapaba y pasados 30 minutos se recolectaban los volúmenes siguientes (tanto para análisis físico-químico, como microbiológico) durando el muestreo aproximadamente 2 horas.

Para el caso de los efluentes, dado que por cada laguna se tomaba una muestra, el recipiente de muestreo se colocó durante 2 minutos bajo el tubo de salida de cada laguna (primero el destinado para análisis físico-químico y seguidamente el destinado para análisis microbiológico), luego se tapaban y pasados 30 minutos se recolectaban los volúmenes siguientes, durando el muestreo aproximadamente 3 horas.

En las muestras que se destinaron para análisis físico-químico, se determinaron *in situ* las variables: Temperatura, pH y concentración de oxígeno disuelto, luego se taparon y se llevaron al laboratorio de biodigestión anaerobia, en donde se realizaron las determinaciones restantes.



Figura 3.17. Elementos de muestreo y medición *In Situ* de las aguas residuales. 1. Botellas de vidrio de 770 ml utilizadas para el muestreo. 2. Botellas de vidrio esterilizadas de 65 ml de capacidad, utilizadas para el almacenamiento de las muestras destinadas para los diferentes análisis. 3. Equipo portátil utilizado en la determinación del pH. 4. Equipo portátil utilizado en la determinación del oxígeno disuelto. 5. Equipo portátil utilizado en la determinación de la temperatura. 6. Termohigrómetro utilizado para medir la temperatura y humedad relativa en el área de experimentación.

pH: Se utilizó el método potenciométrico, empleando como sensor un electrodo combinado Referencia InLab 413SG, acoplado a un instrumento de medición portátil (Modelo Seven Go Referencia SG2-FK, Mettler Toledo) (Figura 3.17-3).

Oxígeno Disuelto: Se utilizó el método polarográfico utilizando como sensor un electrodo de membrana CellOx 325 marca WTW, acoplado a un instrumento de medición portátil (Referencia 330i de la WTW) (Figura 3.17-4).

Temperatura: Se determinó utilizando un termómetro digital Marca Testo, con un rango de medición entre -50°C y 150°C y una resolución de $0,1^{\circ}\text{C}$, con sonda de penetración y cable de 80 cm (Figura 3.17-5).

Alcalinidad y Relación de Alcalinidad: Se determinó por el método titulométrico de Jenkis y Col. (1983). Para ello se tomaron muestras de afluente y efluente y se titularon primero hasta pH 5,75 y luego hasta pH 4,30. Las muestras se refrigeraron a 4°C , en recipientes de vidrio y se analizaron en las 48 horas siguientes, de acuerdo con lo recomendado en Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Cálculo:

$$ALK = \frac{V_a}{V_c} * 312,5 \triangleright (\text{Ec.3.3})$$

Donde: ALK = Alcalinidad, en $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$; V_a = ml de ácido gastado hasta pH 5,75; V_c = ml de ácido utilizado en la estandarización.

Relación de alcalinidad: Se determinó mediante el método propuesto por Iza (Isaza, 1996).

Cálculo:

$$RALK = \frac{(V_b - V_a)}{V_b} \triangleright (\text{Ec.3.4})$$

Donde: RALK = Relación de Alcalinidad; V_a = ml de ácido gastado hasta pH 5,75; V_b = ml de ácido gastado hasta pH 4,30.

Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5): Se realizó por el método de dilución o *Winkler* (Figura 3.18-3) (APHA, AWWA, WPCF, 1992) y el oxígeno disuelto se midió por polarografía. Al agua de dilución se le adicionaron nutrientes comerciales, suministrado por la Compañía HACH, número de catálogo 14861-98 (Figura 3.18-4). Como inóculo bacteriano se utilizaron las aguas mieles y se utilizó un inhibidor de la nitrificación, reactivo HACH, de fórmula 2533 (Número de catálogo 2533-35), (Figura 3.18-4).

Las muestras de agua se analizaron inmediatamente después del muestreo y en los casos en que no fue posible, se refrigeraron a 4°C en recipientes de vidrio y se analizaron al día siguiente a su recolección, de acuerdo con lo recomendado en Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Cálculo:

$$DBO_5 = \frac{[(S_0 - S_5) - (B_0 - B_5)] * f}{P} \triangleright (\text{Ec. 3.5})$$

Donde:

DBO_5 = Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días, en ppm.

S_0 = O_2 disuelto inicial de la muestra diluida (ppm).

S_5 = O_2 disuelto final de la muestra diluida (ppm).

B_0 = O_2 disuelto del blanco antes de la incubación (ppm).

B_5 = O_2 disuelto del blanco después de la incubación (ppm).

P = Fracción volumétrica decimal de la muestra utilizada = 1/Factor de dilución.

f = Proporción de inóculo en la muestra diluida con respecto al control = 1.

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Se determinó por el método de reflujo cerrado, método colorimétrico desarrollado por la HACH y aprobado por la U.S.EPA (HACH, 1988), utilizando un Espectrofotómetro HACH referencia DR-2000 y una longitud de onda de 420 nm, para los viales de rango bajo (0 a 150 ppm) y de 620 nm para los viales de rango alto (0 a 1500 ppm) (Figura 3.18-1).

Las muestras de agua se analizaron inmediatamente después del muestreo y en los casos en que no fue posible, se almacenaron en recipientes de vidrio de 65 ml de capacidad, previamente lavados y esterilizados (Figura 3.17-2), se acidificaron con H_2SO_4 concentrado hasta pH entre 1,5 y 2 y luego se refrigeraron a 4°C hasta su análisis, de acuerdo con lo recomendado en Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Las muestras acidificadas fueron neutralizadas con NaOH 5,0 N hasta pH neutro y aclimatadas a temperatura ambiente, antes de su análisis.

Dependiendo de la carga orgánica presentes en las aguas residuales, se utilizaron viales marca HACH de bajo rango (DQO entre 0 a 150 ppm, número de catálogo 21258-15) y de alto rango (DQO entre 0 y 1500 ppm, número de catálogo 21259-15) (Figura 3.18-2) y como patrón se utilizó una solución estándar de DQO de 1000 ppm, marca HACH, número de catálogo 22539-31.

Cálculo:

$$DQO = (Lectura_equipo) * f_d \triangleright (\text{Ec. 3.6})$$

Donde: DQO = Demanda Química de Oxígeno, en ppm; F_d = Factor de dilución.



Figura 3.18. Caracterización físico-química de las aguas residuales. I. 1. Digestor y Espectrofotómetro utilizados en la determinación de la DQO. 2. Viales de bajo y de alto rango utilizados para la determinación de la DQO. 3. Determinación de la DBO_5 por el método de la dilución. 4. Nutrientes e inhibidor de la nitrificación utilizados en la determinación de la DBO_5 .

Fósforo (sólo se determinó para el estado estable): Se utilizó el Método absorptométrico del ácido ascórbico de la HACH (Aprobado por la U.S.EPA y adaptado del Standard Methods) (Figura 3.19-3) y el espectrofotómetro DR2000. Rango de medida (0,0 a 2,5 ppm PO_4^{3-}) (HACH, 1988). Se determinó como fósforo total. Los resultados del ensayo se midieron a 890 nm.

Se tomaron 60 ml de muestras filtradas y 60 ml de muestras sin filtrar y se congelaron en recipientes de vidrio de 65 ml de capacidad hasta su análisis (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Para su análisis, se utilizó el método de digestión con ácido sulfúrico – ácido nítrico (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Cuando se determinó fósforo disuelto total, se filtraron 60 ml de la muestra a través de filtros de membrana de $0,45 \mu m$ (MF Millipore Ref. HAWP04700, diámetro de 47 mm) (Figura 3.19-1), los cuales se lavaron de acuerdo con las indicaciones de Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Como patrón se utilizó una solución estándar de fosfatos, 1 ppm como PO_4^{3-} , número de catálogo HACH 2569-11.

Cálculo:

$$PO_4^{3-} = (Lectura_equipo) * f_d \triangleright (Ec.3.7.)$$

Donde: PO_4^{3-} = Fosfatos (ppm); F_d = Factor de dilución. Para pasar a P, se divide por 3.

Nitratos y nitritos (sólo se determinó para el estado estable): Se utilizó el Método absorbométrico de reducción con cadmio (Figura 3.19-2), Rango medio, de la HACH y el espectrofotómetro DR2000. Rango de medida (0,0 a 4,5 ppm $N_{NO_3^-}$) (HACH, 1988). Los resultados del ensayo se midieron a 400 nm.

Las muestras se acidificaron con H_2SO_4 hasta pH entre 1,5 y 2 y luego se refrigeraron en envases de vidrio de 65 ml de capacidad a 4°C hasta su análisis, de acuerdo con las recomendaciones de Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Las muestras acidificadas fueron neutralizadas, aclimatadas a temperatura ambiente y filtradas antes de su análisis.

Dado que las muestras se conservaron con ácido, no fue posible la determinación de nitritos y nitratos de forma individual (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Como patrón se utilizó una solución estándar de nitratos, $10 \pm 0,1$ ppm como $N-NO_3^-$, número de catálogo HACH 307-11.

Cálculo:

$$NO_3^- = (Lectura_equipo_N-NO_3^-) * f_d * 4,4 \triangleright (Ec.3.8)$$

Donde: NO_3^- = Nitratos (ppm); $N-NO_3^-$ = Nitrógeno en forma de nitratos (ppm); F_d = Factor de dilución. 4,4 = Factor de conversión para pasar de nitrógeno en forma de nitratos a nitratos.

Potasio (sólo se determinó para el estado estable): Se utilizó el método absorbométrico TetrafenilBorato, de la HACH (Figura 3.19-5) y el espectrofotómetro DR2000. Rango de medida (0 a 7 ppm). Los resultados del ensayo se midieron a 650 nm.

Las muestras se acidificaron con HNO_3 hasta pH entre 1,5 y 2 y luego se refrigeraron en envases de vidrio de 65 ml de capacidad a 4°C hasta su análisis. Las muestras acidificadas fueron aclimatadas y neutralizadas (rango de pH de 4 a 5), antes de su análisis. La medición del pH de restauración se realizó con papel indicador Macherey-Nagel, Ref. 92110 (HACH, 1988). Como patrón se utilizó una solución estándar de potasio, 5 ppm como K^+ , número de catálogo HACH 20583-49.

Cálculo:

$$K^+ = (\text{Lectura}_{\text{equipo}}) * f_d \triangleright (\text{Ec. 3.9})$$

Donde: K^+ = Potasio (ppm); F_d = Factor de dilución.

Sulfatos (sólo se determinó para el estado estable): Se utilizó el método absortométrico SulfaVer 4 (Figura 3.19-4) de la HACH (Aprobado por la U.S.EPA y adaptado de Standard Methods) y el espectrofotómetro DR2000. Rango de medida (0 a 65 ppm). Los resultados del ensayo se midieron a 450 nm (HACH, 1988).

Las muestras recolectadas se almacenaron en recipientes de vidrio de 65 ml de capacidad, se congelaron y se analizaron a la semana siguiente. Para ello se aclimataron y filtraron a través de filtros de membrana de 0,45 μm los cuales se lavaron de acuerdo con las indicaciones de Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Como patrón se utilizó una solución estándar de sulfato, $50 \pm 0,5$ ppm como $\text{SO}_4^{=}$, número de catálogo HACH 2578-11.

Cálculo:

$$\text{SO}_4^{=} = (\text{Lectura}_{\text{equipo}}) * f_d \triangleright (\text{Ec. 3.10})$$

Donde: $\text{SO}_4^{=}$ = Sulfato (ppm); F_d = Factor de dilución.

Nitrógeno Kjeldahl y Nitrógeno Amoniacal (N_{NTK} y N_{NH_3}) (sólo se determinó para el estado estable): El Nitrógeno Kjeldahl y el Nitrógeno Amoniacal (N_{NTK} y N_{NH_3}) se determinaron por el método titulométrico semi-micro-Kjeldahl (Figura 3.20-1) (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Las muestras de agua se acidificaron con H_2SO_4 concentrado hasta pH entre 1,5 y 2 y luego se refrigeraron, en envases de vidrio de 65 ml, a 4°C hasta su análisis, de acuerdo con las recomendaciones de Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992), una muestra para análisis de Nitrógeno Kjeldahl y otra para análisis de Nitrógeno Amoniacal. Las muestras acidificadas fueron neutralizadas con NaOH 5,0 N hasta pH neutro y aclimatadas a temperatura ambiente, antes de su análisis.

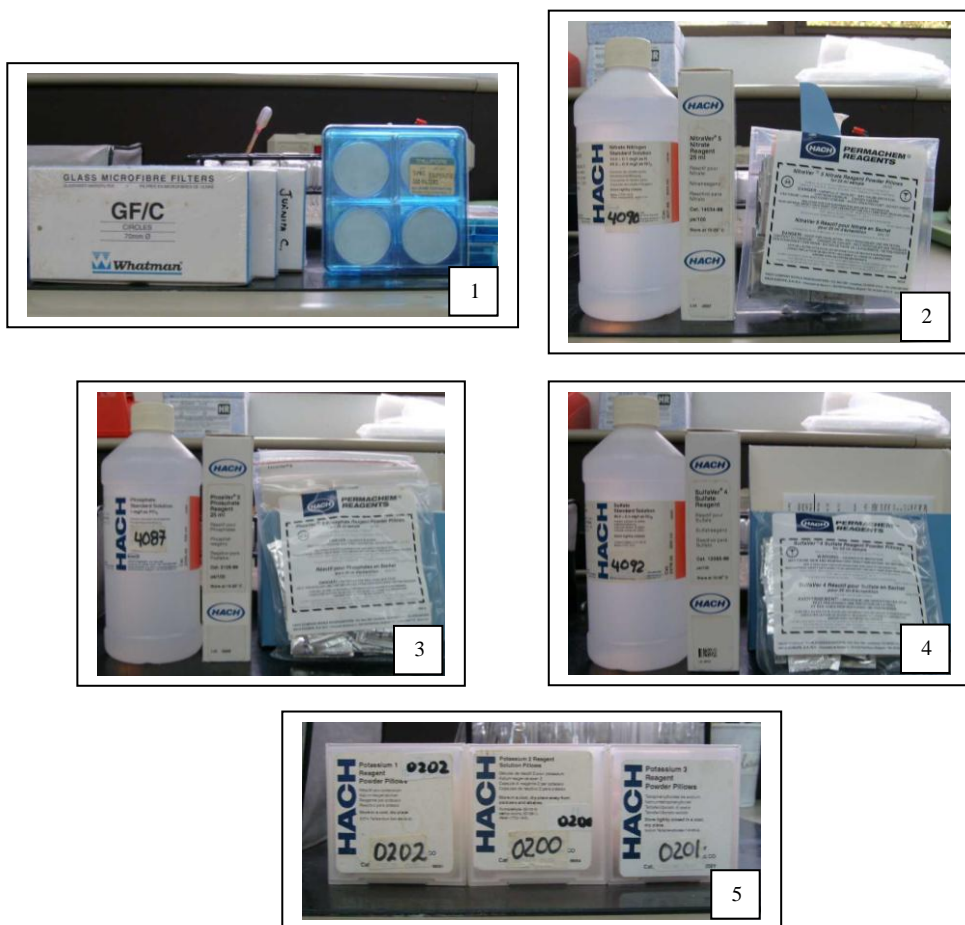


Figura 3.19. Caracterización físico-química de las aguas residuales. II. 1. Filtros de fibra de vidrio y de membrana utilizados en los análisis de laboratorio. 2. Kit de reactivos utilizados en la determinación de nitratos. 3. Kit de reactivos utilizados en la determinación de fósforo total. 4. Kit de reactivos utilizados en la determinación de sulfatos. 5. Kit de reactivos utilizados en la determinación de potasio.

Cálculo:

$$NTK \wedge N - NH_3 = \frac{(V_1 - V_2) * N * f_d * 14 * 1000}{M} \triangleright (\text{Ec. 3.11})$$

Donde:

V_1 = Volumen de HCl gastado en la titulación de la muestra, ml.

V_2 = Volumen de HCl gastado en la titulación del blanco, ml.

N = Normalidad del HCl.

M = Volumen de la muestra, ml.

F_d = Factor de dilución.

Sólidos Totales (ST): Se determinaron por el método gravimétrico (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Las muestras se refrigeraron en recipientes de vidrio a 4°C y se analizaron al día siguiente a su toma, de acuerdo con las recomendaciones de Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992) (Figura 3.20-2).

Cálculo:

$$ST = \frac{(A - B) * 1000000}{M} \triangleright (\text{Ec. 3.12})$$

Donde: ST = Sólidos Totales (ppm); A = Peso de la cápsula + residuo seco, g.; B = Peso de la cápsula, g.; M = Volumen de la muestra, ml.

Sólidos Totales en Suspensión (SST): Se determinaron por el método gravimétrico (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Las muestras se refrigeraron en recipientes de vidrio a 4°C y se analizaron al día siguiente a su toma, de acuerdo con las recomendaciones de Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Cálculo:

$$SST = \frac{(A - B) * 1000}{M} \triangleright (\text{Ec. 3.13})$$

Donde: SST = Sólidos Suspendidos Totales (ppm); A = Peso del filtro + residuo seco, mg.; B = Peso del filtro, mg.; M = Volumen de la muestra, ml.

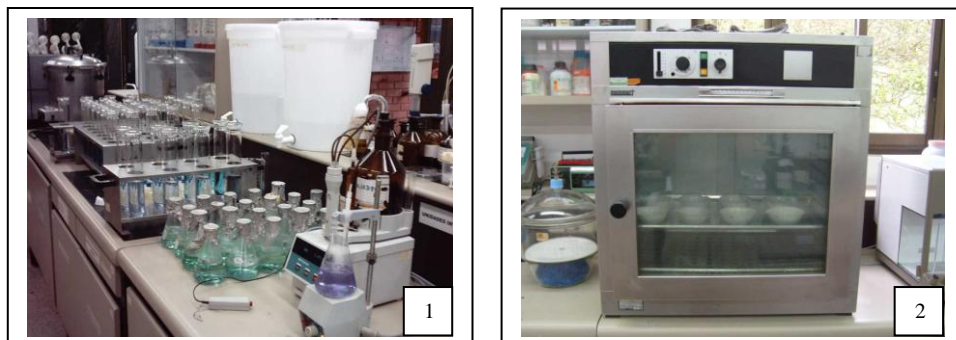


Figura 3.20. Caracterización físico-química de las aguas residuales. III. 1. Aspecto de la determinación del Nitrógeno Kjeldahl. 2. Estufa utilizada en la determinación de sólidos.

Turbiedad: Se utilizó el Método absortométrico, de la HACH y el espectrofotómetro DR2000. Rango de medida (0 a 450 unidades Formazina de Turbidez, FTU, las cuales son equivalentes a las unidades nefelométricas de turbidez, NTU) a una longitud de onda de 450 nm (HACH, 1988).

Las muestras se refrigeraron en recipientes de vidrio de 65 ml de capacidad a 4°C y se analizaron en las 48 horas siguientes a su toma, de acuerdo con las recomendaciones de Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Para ello se dejó que adquirieran la temperatura del ambiente.

Color Verdadero: Se utilizó el método absortométrico de la HACH (adaptado de Standard Methods) y el espectrofotómetro DR2000. Rango de medida de 0 a 500 unidades de Platino - Cobalto (Pt-Co) y longitud de onda de 455 nm (HACH, 1988).

Las muestras recolectadas se refrigeraron en recipientes de vidrio de 65 ml de capacidad a 4°C y se analizaron en las 48 horas siguientes a su toma, de acuerdo con las recomendaciones de Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Conteo de Coliformes totales y fecales: Se utilizaron las técnicas estandarizadas de fermentación en tubo múltiple (NMP) de coliformes totales y fecales (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Utilizando 3 tubos por dilución. El tiempo transcurrido entre el muestreo y el análisis fue menor a 4 horas.

Con los datos obtenidos en la prueba confirmatoria se calculó el NMP de coliformes totales y fecales, de la siguiente manera:

$$\frac{NMP}{100ml} = NMP_tabla * \frac{10}{Mayor_volumen_inoculado} \triangleright (\text{Ec. 3.14})$$

Donde:

NMP/100 = Índice de número más probable de Coliformes totales o fecales, presentes en 100 ml de la muestra de agua.

NMP_Tabla = Valor que presentan las tablas y que se obtiene con el código formado por el número de tubos que resultaron positivos en las 3 diluciones más altas.

Mayor_volumen_inoculado = Se refiere a la mayor cantidad de muestra, del agua a evaluar, adicionado a los tubos con los medios de cultivo.

Cuando todos los tubos sembrados resultaron negativos, arrojando para 3 tubos, con 3 diluciones consecutivas y un volumen de 10 ml el código 0, 0, 0, los resultados se reportaron como < 3 (Límite de confianza al 95%: Inferior 0,5 y superior 9) (Salgado, 1996).

3.3.4.7. Variables climáticas: Con el fin de presentar las condiciones climáticas en las que se desarrolló el ensayo, se tuvieron como apoyo las mediciones de temperatura y humedad relativa del aire, junto con la precipitación y el brillo solar, tomadas en la estación meteorológica de Cenicafé – La granja (ubicada a menos de 500 metros del sitio de experimentación).

En la obtención de la información se utilizó el siguiente equipo: termómetro de mercurio con estrangulamiento para la temperatura máxima, termómetro de alcohol para la temperatura mínima, psicrómetro normal con aspirador, termohigrógrafo con sensores bimetálico y de cabellos para la temperatura y humedad respectivamente, pluviógrafo de sifón tipo Hellman, pluviómetro con boca colectora de 200 cm² y reglilla de medida y heliógrafo tipo Campbell - Stokes. La altura y exposición del instrumental se ajustó a la sugerida por la Organización Meteorológica Mundial (OMM), al igual que el horario de observaciones (Anuario Meteorológico Cafetero, 2006).

Determinación de las tasas de Evaporación y Evapotranspiración.

Durante el período estable del primer ensayo se determinaron las tasas de evaporación y evapotranspiración en el área experimental. Para ello, al lado de cada una de las lagunas que operaban con afluentes sin diluir se montaron réplicas utilizando 6 tanques en acrílico con un área superficial de 0,35 m² y 77 cm de altura (Figura 3.21). El primer tanque (control flotantes) se llenó con agua de grifo hasta una altura de 50 cm, para monitorear la tasa de evaporación en las lagunas con plantas flotantes. El segundo tanque se llenó con la grava utilizada en la experimentación, hasta una altura de 50 cm y se sembró con Enea a una densidad de 30 plantas/m² y luego se llenó con agua de grifo hasta una altura de 50 cm, para

monitorear la tasa de evapotranspiración en la laguna con la planta emergente. El tercer tanque estaba constituido de igual manera que el segundo pero no se le sembraron plantas (control emergente), para monitorear la tasa de evaporación en la laguna con la planta emergente. Finalmente los tanques 4, 5 y 6, contenían Oreja, Lechuga y Jacinto de agua, conservando la misma relación *peso de las plantas/área superficial* utilizada en las lagunas y se llenaron con agua de grifo hasta una altura de 50 cm para monitorear la tasa de evapotranspiración en las lagunas con plantas flotantes.

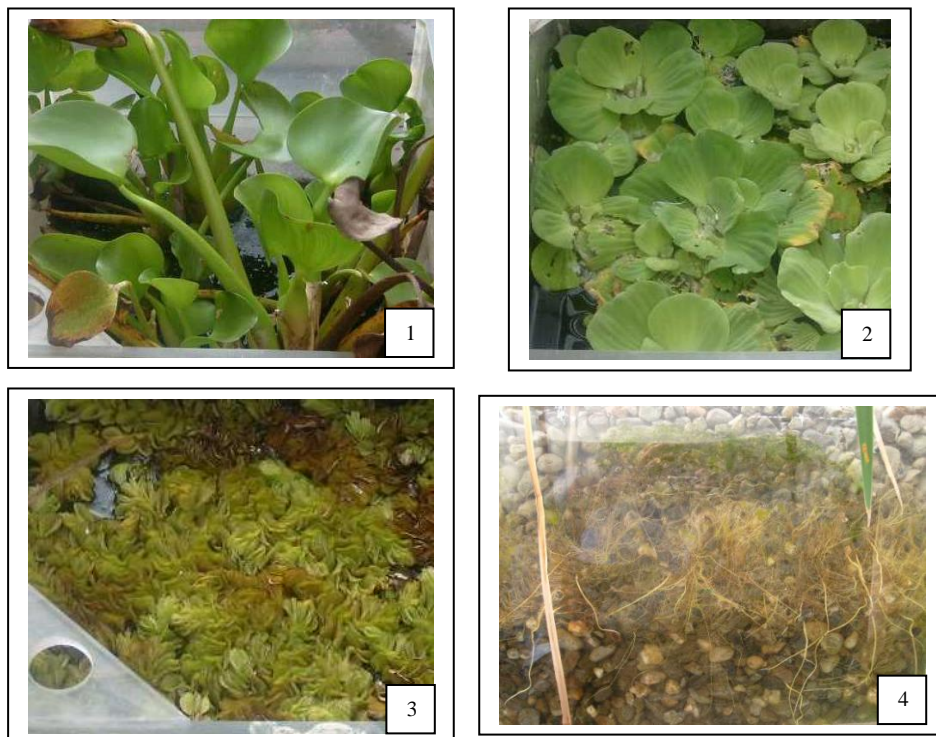


Figura 3.21. Determinación de las tasas de evaporación y evapotranspiración. 1. Jacinto de agua. 2. Lechuga de agua. 3. Oreja de agua. 4. Aspecto de las raíces de Enea.

3.3.4.8. Muestreo y caracterización de la biomasa.

Quincenalmente y durante el tiempo que duró la experimentación, se pesó la biomasa del material flotante, con el fin de determinar su tasa de crecimiento. Para ello se retiró el material de la laguna, se pesó *in situ*, se retiró el material excedente y se colocó nuevamente en la laguna, la cantidad inicial (Figura 3.22).



Figura 3.22 Cosecha de las plantas flotantes. 1. Pesaje de la biomasa total del Jacinto acuático. Recolección de la Lechuga de agua de las lagunas de experimentación. 3. Recolección de la biomasa de la Oreja de agua de las lagunas de experimentación. 4. Pesaje de la biomasa total de la Lechuga de agua.

Para determinar el crecimiento de la planta emergente se seleccionaron 3 plantas por laguna (una de la parte inicial, otra de la parte media y otra de la parte final) y 3 hojas por planta. Los tallos se marcaron 10 cm por encima de la capa de grava y las hojas a 10 cm de la base del tallo (parte del tallo donde nace la hoja), utilizando una aguja hipodérmica y realizando el agujero en la parte central tanto del tallo como de las hojas (Figura 3.23). Semanalmente se midió el desplazamiento, en cm, del agujero tanto en los tallos como en las hojas, utilizando la metodología empleada por Zieman (1974), reportada por Benedito (1996).

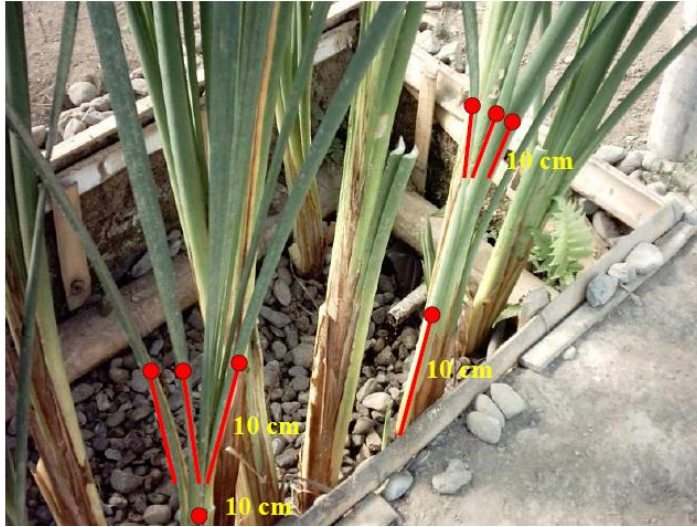


Figura 3.23. Selección y marcaje de los tallos y hojas de la planta emergente para determinar su tasa de crecimiento.

Las hojas secas, estranguladas o caídas (Figura 3.24-1) se retiraron de las lagunas y se pesaron (Figura 3.24-2) y este valor de biomasa se adicionó al obtenido de las podas durante el ensayo, las cuales se realizaron cada 3 meses con el fin de mantener el cultivo uniforme, facilitar la labor de recolección de biomasa y estimular la extracción de nutrientes (Hazelip, 1998). Las plantas, al final de cada ensayo, se podaron hasta 1 metro de altura (medidos desde la superficie de la grava) para continuar con la siguiente experimentación, con el fin de determinar la producción de biomasa en el tiempo (Marín y Col, 2006).



Figura 3.24. Biomasa de *Typha angustifolia*. 1. Recolección de hojas de Enea de las lagunas de experimentación. 2. Pesaje de la biomasa de Enea.

La biomasa cosechada se secó al sol, se le acondicionó el tamaño de partícula (Figura 3.25) y se le determinó el contenido de minerales, de acuerdo con los siguientes métodos (Carrillo y Col., 1994): Nitrógeno: semimicro Kjeldahl; Fósforo: colorimétrico (molibdovanadato de amonio); Potasio, Calcio, Magnesio, Hierro, Manganeso, Zinc y Cobre: espectrofotometría de absorción atómica; Boro: colorimétrico (azometina H). Esta caracterización fue realizada por el laboratorio de Suelos de Cenicafé.



Figura 3.25. Adecuación de las plantas para su aprovechamiento. 1. Adecuación del tamaño de partícula por medios mecánicos. 2. Adecuación del tamaño de partícula por medios manuales. 3 y 4. Secado solar de la biomasa cosechada.

3.3.5. Análisis de la información.

Para cada especie de macrófita y concentración de afluente se tomó como valores representativos de la remoción de la DBO_5 , aquellos que en cuatro lecturas consecutivas mostraron diferencias absolutas relativas menores del 10%. Luego se tomaron todos los valores de las demás variables, que se registraron y con esta información se procedió a estimar el promedio, la desviación estándar, el coeficiente de variación y los valores mínimos y máximos para cada variable y tratamiento evaluado.

Se realizó un análisis de varianza de una vía para evaluar el efecto de las concentraciones de afluente sobre las variables: Porcentaje de remoción (DBO_5 , SST, N_T , P_T y K) y sobre los coeficientes de eliminación (K_{DBO_5} , K_{SST} , K_{N_T} , K_{P_T} y K_K), por considerarlas las de mayor interés en el presente estudio, a un nivel de significancia del 5%. Cuando hubo efecto de la concentración $P < 0,05$, se evaluó la tendencia lineal y cuadrática de cada una de las variables respuesta (evaluando primero la tendencia cuadrática y cuando ésta presentó un valor de $P > 0,05$, se evaluó la tendencia lineal) y seguidamente se utilizó la prueba de comparación de promedios de Tukey, a un nivel de significancia del 5%, para establecer entre que tratamientos se presentaron diferencias. De igual manera, se calcularon los intervalos de confianza, a un nivel de significancia del 5%, para las variables respuesta, como parámetro informativo sobre la variabilidad de los datos obtenidos, la cual es directamente proporcional al grado de amplitud del intervalo.

Se consideró como la mejor especie, en los procesos de depuración, aquella que a las diferentes concentraciones mostró los mayores porcentajes promedio de remoción y los mayores coeficientes de eliminación de las variables DBO_5 , SST, N_T , P_T y K.

Se utilizó la estadística descriptiva (promedio, desviación estándar, valores mínimos y máximos) para analizar los datos de variables exógenas (condiciones climáticas) y de variables complementarias (tasas de crecimiento de las macrófitas, medidas biométricas de las plantas, análisis de minerales en la biomasa cosechada, entre otras).

Se analizaron modelos de regresión lineal, múltiple y no-lineal con el objetivo de encontrar ecuaciones que permitieran correlacionar los porcentajes de remoción de las variables respuesta (DBO_5 , SST, N_T , P_T , K) en función de la carga aplicada y del crecimiento de las plantas y para encontrar otras correlaciones entre las diferentes variables evaluadas. Las ecuaciones de estimación se seleccionaron considerando las pruebas de significancia de los coeficientes de regresión y la bondad del ajuste, expresada, básicamente, por los coeficientes de determinación.

El programa Excel 2007 de Microsoft, fue utilizado para obtener la estadística descriptiva, las ecuaciones de regresión lineal y no-lineal y los gráficos. El software “Essential Regression and Experimental Design for Chemists and Engineers” desarrollado por Steppan y Col. (1998), fue utilizado para obtener las ecuaciones de regresión múltiple.

3.4. Resultados y Discusión.

Como se ilustró en el capítulo de los Antecedentes, las investigaciones relacionadas con la utilización de sistemas acuáticos de tratamiento en la depuración de las aguas residuales del café son escasas y sólo se encontró, en la revisión bibliográfica, trabajos de investigación en Centroamérica utilizando la especie *Eichhornia crassipes* y reportando sólo la remoción de carga orgánica (Robles, 1979; Robles y Col., 1983; Calzada y Porres, 1987), trabajos de investigación en Brasil utilizando el género *Typha* spp en la remoción de carga orgánica, N, P, K (Matos y Col., 2000; Fia y Matos, 2001; Brasil y Col., 2003 y Fia, 2008), trabajos en Méjico utilizando la especie *Salvinia minima* en la remoción de N y P (Olguín y Col., 2003) y los ensayos realizados a escala de microcosmos, por el autor de la presente tesis doctoral, en Colombia, utilizando las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia*, *S. auriculata* y *Azolla filiculoides* en la remoción de carga orgánica, N, P y K en aguas residuales del café tratadas anaerobiamente (Rodríguez, 1997).

Por tal motivo, los resultados obtenidos en la presente investigación se compararán con los obtenidos en aquellas investigaciones y en ausencia de datos se compararán, a manera de ilustración, con los obtenidos con las mismas especies o especies afines en el tratamiento de aguas residuales biodegradables (aguas residuales domésticas, aguas residuales de la agroindustria, aguas sintéticas, entre otras).

3.4.1. Condiciones climáticas durante el ensayo.

En la Tabla 3.3 se presentan los resultados de las variables climáticas bajo las cuales se desarrolló el ensayo, tanto para el estado estable, como para el tiempo total de duración del mismo.

De los datos condensados en la tabla se puede concluir que las condiciones climáticas en las que operó el sistema en el estado estable (27 días) fueron muy similares a las que reinaron durante todo el desarrollo del ensayo (209 días), presentándose diferencias menores a 0,5°C entre los promedios para las temperaturas máximas, mínimas y medias entre estos 2 intervalos de tiempo, equivalentes a variaciones globales menores al 2,2% en la variable exógena temperatura.

Para el caso de la humedad relativa, la variación entre el valor promedio reinante en el estado estable y el valor promedio global del experimento fue sólo del 1,06% y para el brillo solar únicamente del 0,43%.

La mayor variación en las condiciones climáticas, entre el estado estable y el global del ensayo, se presentó para la precipitación y fue del 43,55%, observándose que durante el estado estable predominó un tiempo más seco. No obstante, esta variable no tuvo incidencia en el desarrollo del ensayo dado que este se realizó bajo techo.

Variable exógena	Tiempo	Promedio	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Temperatura máxima (°C)	Todo el ensayo.	28,32 ^{(207)*}	1,93	22,40	32,30
	Estado estable.	28,69 ⁽²⁸⁾	1,64	24,10	31,20
Temperatura mínima (°C)	Todo el ensayo.	17,26 ⁽²⁰⁷⁾	0,94	14,10	19,20
	Estado estable.	17,64 ⁽²⁸⁾	0,91	15,00	19,00
Temperatura media (°C)	Todo el ensayo.	21,36 ⁽²⁰⁷⁾	1,04	18,50	24,00
	Estado estable.	21,73 ⁽²⁸⁾	0,85	19,30	23,20
Humedad Relativa (%)	Todo el ensayo.	81,05 ⁽²⁰⁷⁾	4,98	71,70	94,30
	Estado estable.	81,91 ⁽²⁸⁾	4,40	72,00	92,70
Lluvia (mm)	Todo el ensayo.	8,91 ⁽²⁰⁷⁾	15,37	0,00	114,20
	Estado estable.	5,03 ⁽²⁸⁾	9,71	0,00	46,50
Brillo Solar (horas)	Todo el ensayo.	4,66 ⁽²⁰⁷⁾	2,40	0,00	10,10
	Estado estable.	4,64 ⁽²⁸⁾	2,20	0,10	9,20

* Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 3.3. Condiciones climáticas en las que se desarrolló el ensayo.

3.4.1.1. Tasas de evaporación y evapotranspiración.

En la Tabla 3.4 se presentan las tasas de evaporación (E) y evapotranspiración (ET) para los controles y las 4 especies de plantas acuáticas estudiadas en el ensayo, durante el tiempo de evaluación del sistema en el estado estable.

Especie	Tasa	Promedio (mm/día)	Desviación Estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Control emergente	E	1,15 ^{(28)*}	0,37	0,92	2,18
<i>T. angustifolia</i>	ET	11,18 ⁽²⁸⁾	1,55	8,00	14,15
Control flotantes	E	1,43 ⁽²⁸⁾	0,64	0,92	3,00
<i>E. crassipes</i>	ET	3,03 ⁽²⁸⁾	1,16	1,00	5,94
<i>P. stratiotes</i>	ET	1,64 ⁽²⁸⁾	0,71	0,00	3,03
<i>S. auriculata</i>	ET	1,50 ⁽²⁸⁾	0,58	0,92	3,00

* Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 3.4. Tasas de evaporación y evapotranspiración en el estado estable del ensayo.

Entre las especies flotantes, *E. crassipes* presentó las mayores tasas de evapotranspiración, las cuales fueron 2,1 veces mayores que las tasas de evaporación presentadas por el control y 1,9 y 2,0 veces mayores que las tasas de evapotranspiración presentadas por *P. stratiotes* y *S. auriculata*, respectivamente.

T. angustifolia presentó una tasa de evapotranspiración 9,7 veces mayor que la tasa de evaporación presentada por su testigo, siendo por lo tanto 3,7 veces mayor que la presentada por *E. crassipes*.

Entre los testigos, las pérdidas por evaporación fueron mayores para el control flotantes, con tasas 1,24 veces mayores que las exhibidas por el control que contenía grava. El nivel del agua por debajo de la superficie en grava favoreció las menores tasas de evaporación.

Los valores encontrados, en el presente estudio, para *E. crassipes* están cercanos a los reportados por Reddy y Tucker (1983), quienes utilizando tanques de 120 cm * 60 cm * 60 cm, bajo invernadero y *E. crassipes* a una densidad de 9,1 kg frescos/m², con un tiempo de detención hidráulica de 7 días y una temperatura ambiente entre 16 y 28°C, reportan pérdidas de agua, debido a la evapotranspiración de las plantas, en el rango de 4,3 a 5,3 mm/d y pérdidas de agua por evaporación de 1,8 mm/d.

Dominguez (2001), reporta una tasa de evapotranspiración, por parte de *E. crassipes* de 3,3 veces la del agua libre, utilizando tanques de vidrio de 0,80 m * 0,30 m * 0,40 m, tratando aguas residuales de una pesquería con una DQO máxima de 441 ppm, un TRH de 9 días y temperatura de 20°C. En contraste, Cossu y Col. (2001), reportan tasas de evapotranspiración de 58 mm/d para *E. crassipes* tratando lixiviados de rellenos sanitarios que presentaron una DQO máxima de 1600 ppm y utilizando tanques plásticos de 40 cm * 40 cm * 15 cm.

El valor de evapotranspiración encontrado para *T. angustifolia* (11,18 mm/día) está dentro del rango reportado por Brasil y Col. (2005) en humedales sembrados con *Typha* spp y alimentados con aguas residuales domésticas, en Brasil (tasas de evapotranspiración entre 4,9 y 14,0 mm/día). De igual manera, el valor de la tasa de evapotranspiración encontrado para la planta emergente, es comparable con el reportado por Wolverton (1982), para *Phragmites communis* (11,3 mm/m²-d), en el tratamiento de aguas residuales domésticas con una DBO inicial de 81 ppm, utilizando lagunas de 298 cm * 50,5 cm * 30,5 cm. Sin embargo la tasa de evaporación del control fue inferior al reportado por este autor (6,3 mm/día para grava con diámetro entre 2,5 y 7,5 cm).

McIntyre and Riha (1991), reportan para humedales bajo invernadero con TRH de 2 días y con las especies *Typha* y *Scirpus*, pérdidas medias por evapotranspiración en los sistemas con vegetación de 32 mm/día y de 6 mm/día para los controles.

3.4.2. Resultados de las variables evaluadas durante el proceso de depuración.

A continuación se presentan los promedios de los resultados obtenidos en el monitoreo de las diferentes variables, tanto en el estado estable como para todo el tiempo de duración del ensayo.

Para todos los casos, los porcentajes de remoción de las variables de interés se calcularon mediante el empleo de la siguiente fórmula:

$$\% \text{Remoción} = \left(\frac{C_o - C_e}{C_o} \right) * 100 \triangleright (\text{Ec. 3.15})$$

Donde: C_o = Valor de la variable en el afluente; C_e = Valor de la variable en el efluente.

En la Figura 3.26 se grafican los resultados de las diferencias porcentuales obtenidas entre los porcentajes de remoción de la DBO_5 entre 2 muestreos consecutivos y para los 24 muestreos realizados, para los 2 controles y las 4 especies acuáticas operando a las 3 concentraciones de trabajo. El estado estable se alcanzó en los muestreos 21, 22, 23 y 24.

Para obtener la diferencia porcentual se aplicó la fórmula:

$$\text{Diferencia} = \left(\frac{\% \text{remDBO}_5 n+1 - \% \text{remDBO}_5 n}{\% \text{remDBO}_5 n} \right) * 100 \triangleright (\text{Ec. 3.16})$$

Donde: $\% \text{remDBO}_5 n+1$ = Porcentaje de remoción de la DBO_5 en el muestreo $n+1$.

$\% \text{remDBO}_5 n$ = Porcentaje de remoción de la DBO_5 en el muestreo n .

De los resultados presentados en la Figura 3.26 se puede observar una mayor variabilidad en los porcentajes de remoción de la DBO_5 para los controles (flotante y emergente) seguido de la especie flotante *S. auriculata* y de especie emergente, mientras que las especies flotantes *P. stratiotes* y *E. crassipes* mostraron respuestas muy consistentes, alcanzando el estado estable más rápidamente a concentraciones mayores (para C_1 en el muestreo 12, para $C_{0,4}$ y $C_{0,1}$ en el muestreo 18).

3.4.2.1. Caudales.

En la Tabla 12.1 del capítulo de anexos se presentan los caudales medios de entrada y de salida para cada una de las lagunas experimentales del ensayo, obtenidos después de 27 muestreos.

El caudal de entrada se fijó 70 ± 1 ml/min y considerando los valores condensados en la tabla, se observa que el menor valor promedio obtenido de caudal fue de 66 ml/min (para la laguna que operó con la planta emergente y afluentes diluidos al 10%) y el máximo de 72 ml/min (control emergente, *S. auriculata* y *E. crassipes* operando con afluentes sin diluir), para una variación menor al 5,7% respecto al caudal fijado.

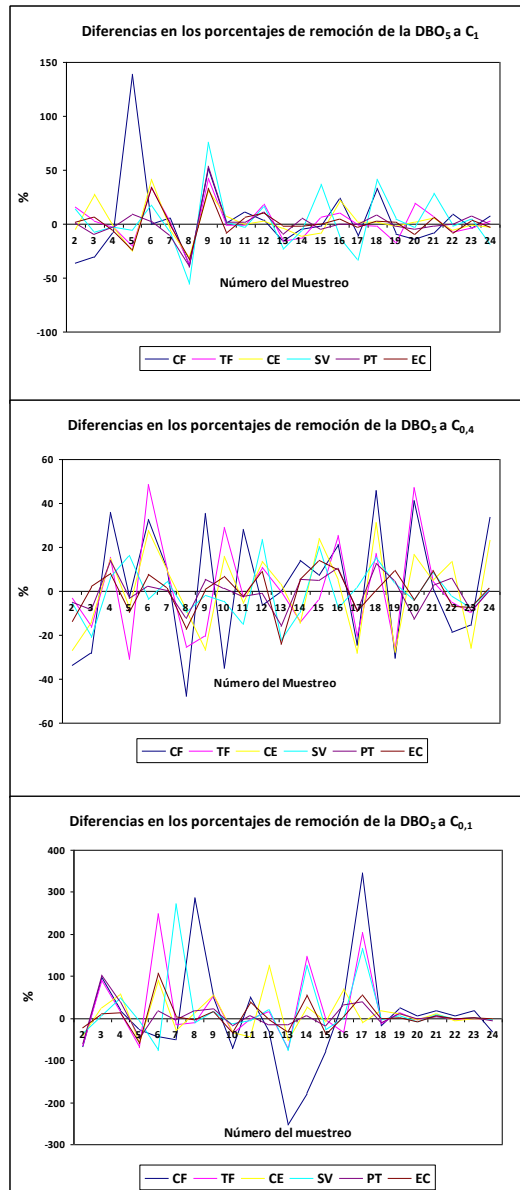


Figura 3.26. Diferencias en los porcentajes de remoción de la DBO₅ durante los muestreos realizados en el ensayo. **CF:** Control flotantes. **TF:** *Typha angustifolia*. **CE:** Control emergente. **SV:** *Salvinia auriculata*. **PT:** *Pistia stratiotes*. **EC:** *Eichhornia crassipes*.

En lo que sí se presentó variación fue en los caudales de salida de las lagunas, posiblemente influenciados por las tasas de evaporación y evapotranspiración y posiblemente por algún tipo de infiltración que se hubiese presentado por daño en el material impermeabilizante de las lagunas. Los menores valores promedio en los caudales de salida fueron de 46 ml/min (*S. auriculata* con afluentes sin diluir) y los máximos de 65 ml/min (*E. crassipes* con afluentes sin diluir). La mayor variación se encontró para la laguna que operaba con *S. auriculata* y afluente sin diluir, en la cual el caudal de salida representó el 64% del caudal de entrada. Para la laguna “Control flotantes” operando con afluentes sin diluir se encontró la menor variación, en la cual el caudal de salida representó el 94% del caudal entrada.

En la Tabla 3.5 se presentan los caudales promedio de entrada y salida de las lagunas durante el estado estable del sistema. El patrón de comportamiento fue similar al observado durante todo el ensayo, para los caudales de entrada, con valores promedio mínimos de 66 ml/min y máximos de 74 ml/min. Para los caudales de salida se presentaron valores promedio mínimos de 55 ml/min y máximos de 73 ml/min. La variación en los caudales de salida de las lagunas, respecto a los caudales de entrada, fue mucho menor que la exhibida durante todo el ensayo. La mayor variación se presentó para la laguna con *P. stratiotes* operando con afluentes sin diluir, en donde el caudal de salida representó el 77% del caudal de entrada.

Laguna	Caudal (ml/min) (4)*		pH (unidades) (4)*		Temperatura (°C) (4)*	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
CF Q ₁ C ₁	67±1,26	63±8,50	7,69	7,76	22,33±0,91	21,25±0,44
TF Q ₁ C ₁	66±3,30	62±1,41	7,69	7,22	22,33±0,91	20,88±0,71
CE Q ₁ C ₁	72±5,44	59±4,24	7,69	7,27	22,33±0,91	21,65±0,70
SV Q ₁ C ₁	72±1,73	58±3,86	7,69	7,82	22,33±0,91	21,48±0,72
PT Q ₁ C ₁	72±4,90	55±8,69	7,69	8,01	22,33±0,91	20,90±0,72
EC Q ₁ C ₁	74±1,63	65±12,40	7,69	7,84	22,33±0,91	21,98±0,72
CF Q ₁ C _{0,4}	71±0,96	56±6,98	7,77	7,97	22,48±0,92	20,53±0,69
TF Q ₁ C _{0,4}	69±2,50	71±4,27	7,77	6,99	22,48±0,92	20,90±0,42
CE Q ₁ C _{0,4}	68±2,50	73±3,20	7,77	7,55	22,48±0,92	21,08±0,42
SV Q ₁ C _{0,4}	71±3,69	65±11,76	7,77	7,71	22,48±0,92	20,93±0,69
PT Q ₁ C _{0,4}	67±2,06	57±3,00	7,77	7,82	22,48±0,92	20,80±0,70
EC Q ₁ C _{0,4}	71±2,87	57±5,45	7,77	7,59	22,48±0,92	20,68±0,95
CF Q ₁ C _{0,1}	67±2,38	60±4,11	8,12	7,94	21,48±0,63	20,60±0,45
TF Q ₁ C _{0,1}	68±3,10	65±1,73	8,12	7,25	21,48±0,63	20,58±0,26
CE Q ₁ C _{0,1}	69±3,30	64±3,69	8,12	7,57	21,48±0,63	20,78±0,43
SV Q ₁ C _{0,1}	71±1,73	66±1,26	8,12	7,74	21,48±0,63	20,73±0,17
PT Q ₁ C _{0,1}	69±0,82	58±6,56	8,12	7,65	21,48±0,63	21,03±0,61
EC Q ₁ C _{0,1}	67±1,71	58±4,57	8,12	7,24	21,48±0,63	21,08±0,56

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 3.5. Valores promedio de Caudal, pH y Temperatura, en el estado estable.

3.4.2.2. pH.

En la Tabla 12.1 del capítulo de anexos se presentan los valores promedios de los pHs de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas en el ensayo y obtenidos después de 27 muestreos.

Para calcular el promedio, a partir del valor de pH de los afluentes y efluentes de cada uno de los muestreos se calculó la concentración de iones de hidrógeno, despejándolos de la fórmula $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$ y luego de promediar las concentraciones se volvió a calcular el valor de pH a partir de la concentración media. Por este motivo al lado de cada promedio no aparece el valor de la desviación estándar.

Las variaciones en los valores de esta variable fueron pequeñas (tanto para los controles como para las lagunas con macrófitas), moviéndose siempre en el rango alcalino (entre 7 y 8). Los mayores valores promedios en el pH de salida se presentaron para la laguna “Control flotantes” y estuvieron entre 7,63 y 7,74 para las 3 concentraciones de afluente evaluadas, influenciados posiblemente por la proliferación de algas. Mandi (1998), reporta comportamientos muy similares en el pH del efluente de las lagunas testigo respecto a las que contenían macrófitas.

En la Tabla 3.5 se presentan los valores medios del pH de entrada y salida de las lagunas experimentales durante el estado estable, los cuales mostraron un comportamiento muy similar al encontrado en el ensayo global y observándose que en las lagunas con macrófitas, la especie flotante *P. stratiotes* mostró los efluentes con mayores valores de pH, con afluentes sin diluir y diluidos al 40% con valores de 8,01 y 7,82, respectivamente.

El pH juega un papel muy importante tanto en la producción de la biomasa de las especies acuáticas como en los porcentajes de eliminación del nitrógeno amoniacal. Cossu y Col. (2001), reportan que la distribución de los iones amonio y del amonio libre (amoníaco) depende de los valores de pH del agua y que temperaturas por encima de 20°C y valores de pH por encima de 8,5 favorecen la toxicidad por amonio de las especies acuáticas, la cual se presenta a concentraciones de amonio por encima de 8 ppm.

Olgúin y Col. (2003), en Méjico, reportan que la productividad de la especie flotante *Salvinia mínima* sobre aguas residuales de café tratadas anaerobiamente fue afectada de forma significativa por el pH, siendo inhibido completamente el crecimiento de la macrófita a valores de pH de 8,0 y alcanzando productividades de 27,92 ton/ha-año a valores de pH de 6,0, profundidades en las lagunas de 0,27 m y durante la estación de verano. Igualmente reportan que los porcentajes de remoción del nitrógeno Kjeldahl y del nitrógeno amoniacal se incrementaron con el pH, pasando para el nitrógeno Kjeldahl del 51% a pH 5,0 al 97% a pH 8,0 y para el nitrógeno amoniacal del 55% a pH 5,0 al 99% a pH de 8,0.

Finalmente, los mismos autores, establecen que para los períodos de otoño y de invierno, las aguas residuales del café tratadas por digestión anaerobia deben ser diluidas en la relación 1:2 en orden de mejorar la remoción del nitrógeno amoniacal.

McIntyre y Riha (1991), reportan que a valores de pH mayores a 8 se pueden presentar pérdidas de amonio en forma de amoníaco.

Los máximos valores de pH alcanzados en la presente investigación fueron de 8,12 en afluentes y de 8,01 en efluentes por lo que es poco probable que se hayan presentado pérdidas de nitrógeno en forma de amoníaco y toxicidad de las especies evaluadas por efecto de este compuesto.

3.4.2.3. Temperatura.

En la Tabla 12.1 del capítulo de los anexos se presentan los valores promedios de la temperatura de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas en el ensayo y obtenidos de 27 muestreos. La temperatura promedio mostró variaciones menores a 1°C, tanto en afluentes como en efluentes. La temperatura media de los afluentes varió entre 21,8°C y 22,5°C y la de los efluentes entre 21,3 y 21,9°C.

En la Tabla 3.5 se presentan los valores medios de la temperatura de afluentes y efluentes de las lagunas experimentales durante el estado estable. Se observa una variación mayor a la encontrada durante todo el ensayo. En los afluentes la variación fue de 1°C (entre 21,5°C y 22,5°C) y para los efluentes de 1,5°C (entre 20,5°C y 22,0°C).

La temperatura juega un papel importante en las reacciones bioquímicas que se presentan en el proceso de depuración, afectando, por lo tanto, el valor de las constantes de velocidad de las reacciones de primer orden que gobiernan la eliminación de los principales contaminantes de las aguas residuales biodegradables tales como el C, N, P y K.

Metcalf y Eddy (1977), expresan que la dependencia de las constantes de velocidad con la temperatura tiene especial importancia por la necesidad de utilizar el valor de las constantes en el diseño de sistemas de tratamiento que deben operar a temperaturas diferentes de aquellas para las que fueron calculadas. Igualmente establecen, que para el caso de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, dado que casi todas las operaciones y procesos se realizan a temperatura ambiente, o muy cercana a la misma, las expresiones matemáticas utilizadas para la corrección de los valores de las constantes de velocidad, se simplifican.

En nuestro caso particular, la zona cafetera colombiana, para la cual se diseñan los sistemas de tratamiento de aguas, se sitúa en la región tropical (comprendida entre las latitudes 23,5°N a 23,5°S), la cual debido a la homogeneidad de la radiación solar recibida, presenta diferencias de temperatura muy pequeñas, especialmente en la banda limitada por 10° N y 10° S. Las variaciones de temperatura se originan, básicamente, por el efecto de los cambios térmicos entre el día y la noche y por el efecto del cambio de altitud (se estima que en el Trópico, la temperatura media del aire se reduce en cerca de 0,65°C por cada 100 metros de ascenso) (Jaramillo, 2005).

Los climas tropicales se caracterizan por la ausencia de una estación fría y porque las diferencias térmicas entre las estaciones son pequeñas (las diferencias de temperatura entre un mes y otro no son superiores a 4°C) (Jaramillo, 2005).

Huang y Col (2000), reporta que cuando la temperatura del aire estuvo entre 1 y 10°C (estaciones de invierno y primavera), la temperatura promedio del suelo alrededor de las lagunas de tratamiento, en humedales de flujo subsuperficial, fue de 6,2°C y que cuando la temperatura del aire estuvo por encima de los 10°C (estaciones de verano y otoño) la temperatura promedio del suelo alrededor de las lagunas de tratamiento fue de 19,7°C.

Jaramillo y Gómez (1974), realizaron observaciones durante 5 años en Cenicafé, de la temperatura de un suelo franco a diferentes profundidades y la del aire a 2 metros de altura, encontrando que las temperaturas máximas disminuyeron y las mínimas aumentaron, a medida que aumentó la profundidad en el suelo. Estos autores reportan valores promedio de temperaturas extremas entre 23,5°C y 24,3°C a 50 cm de profundidad del suelo.

Basados en estos reportes y considerando los datos de temperatura del aire obtenidos durante todo el desarrollo del ensayo (Tabla 3.2), es muy probable que la temperatura de los efluentes se hubiese mantenido permanentemente en torno a los 20 – 22°C (tal como se condensan en los datos presentados en la Tabla 3.4), lo que permitiría despreciar el efecto de la temperatura en la obtención de las constantes de velocidad, que se discutirán más adelante.

3.4.2.4. Tiempo de detención hidráulica.

En la Tabla 3.6 se condensan los valores de los volúmenes efectivos de las lagunas de experimentación los cuales fueron calculados como el producto entre el volumen de la excavación multiplicado por la porosidad hallada en el presente estudio.

El tiempo de detención hidráulica se determinó utilizando la ecuación (1.3) y varió entre 2,46 y 2,66 días para *T. angustifolia* operando a las diferentes concentraciones durante todo el ensayo y entre 2,29 y 2,32 días para el estado estable. El control emergente tuvo una variación entre 2,44 y 2,56 días para todo el ensayo y entre 2,08 y 2,48 días para el estado estable.

Para el caso del control flotante, los tiempos de detención hidráulica variaron durante todo el ensayo entre 5,06 y 5,60 días y para el estado estable entre 4,93 y 5,51 días y para las especies flotantes la variación estuvo entre 5,25 y 6,21 días para todo el ensayo y entre 5,18 y 5,80 días para el estado estable.

Laguna	Volumen Efectivo Laguna (L)	Tiempo de detención hidráulica TRH (Días) (Todo el ensayo) (27)*	Tiempo de detención hidráulica TRH (Días) (Estado estable) (4)*
Control flotantes Q ₁ C ₁	462,00	5,06±0,74	4,93±0,32
<i>Typha</i> Q ₁ C ₁	213,30	2,49±0,36	2,32±0,08
Control emergente Q ₁ C ₁	234,00	2,56±0,39	2,48±0,10
<i>Salvinia</i> Q ₁ C ₁	513,23	6,21±0,98	5,52±0,10
<i>Pistia</i> Q ₁ C ₁	509,13	5,79±0,59	5,59±0,53
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C ₁	513,52	5,25±0,48	5,18±0,52
Control flotantes Q ₁ C _{0,4}	480,00	5,60±0,76	5,25±0,29
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,4}	232,20	2,66±0,51	2,30±0,05
Control emergente Q ₁ C _{0,4}	211,50	2,44±0,41	2,08±0,04
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,4}	516,20	5,55±0,53	5,32±0,62
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,4}	517,09	5,61±0,74	5,80±0,10
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,4}	490,00	5,40±0,68	5,34±0,33
Control flotantes Q ₁ C _{0,1}	500,00	5,49±0,48	5,51±0,21
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,1}	218,25	2,46±0,25	2,29±0,07
Control emergente Q ₁ C _{0,1}	220,50	2,54±0,45	2,31±0,11
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,1}	520,17	5,68±0,62	5,28±0,04
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,1}	521,07	5,66±0,37	5,73±0,28
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,1}	501,76	5,66±0,60	5,58±0,15

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 3.6. Valores promedio del volumen efectivo de las lagunas y del Tiempo de detención hidráulica durante todo el ensayo y en el estado estable.

3.4.2.5. Oxígeno disuelto.

En la Tabla 3.7 se presentan los valores medios de oxígeno disuelto medido *In situ* en los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales durante el estado estable. Como era de esperarse, los valores en los efluentes de los SMTA presentaron valores bajos de oxígeno disuelto (0,28 ppm), dado que provenían de un proceso anaerobio, mientras que el efecto de dilución de los efluentes favoreció los contenidos de oxígeno disuelto en los mismos, pasando a 1,83 ppm en los efluentes diluidos al 40% y a 1,51 ppm en los efluentes diluidos al 10%.

Laguna	O ₂ disuelto (ppm) (4)*		Alcalinidad (ppm) (4)*		Relación Alcalinidad (4)*	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
CF Q ₁ C ₁	0,28±0,18	0,15±0,06	813±109	868±161	0,43±0,10	0,37±0,07
TF Q ₁ C ₁	0,28±0,18	0,79±0,53	813±109	1030±154	0,43±0,10	0,35±0,10
CE Q ₁ C ₁	0,28±0,18	0,83±0,33	813±109	970±158	0,43±0,10	0,35±0,11
SV Q ₁ C ₁	0,28±0,18	0,28±0,12	813±109	953±20	0,43±0,10	0,33±0,09
PT Q ₁ C ₁	0,28±0,18	0,21±0,17	813±109	977±45	0,43±0,10	0,31±0,08
EC Q ₁ C ₁	0,28±0,18	1,28±1,07	813±109	1058±60	0,43±0,10	0,30±0,05
CF Q ₁ C _{0,4}	1,83±1,25	2,56±1,76	457±88	420±54	0,31±0,08	0,30±0,09
TF Q ₁ C _{0,4}	1,83±1,25	1,49±1,07	457±88	396±54	0,31±0,08	0,31±0,08
CE Q ₁ C _{0,4}	1,83±1,25	1,55±0,98	457±88	391±56	0,31±0,08	0,37±0,12
SV Q ₁ C _{0,4}	1,83±1,25	1,87±1,29	457±88	458±31	0,31±0,08	0,29±0,07
PT Q ₁ C _{0,4}	1,83±1,25	1,58±1,10	457±88	520±30	0,31±0,08	0,27±0,11
EC Q ₁ C _{0,4}	1,83±1,25	1,44±0,94	457±88	489±34	0,31±0,08	0,22±0,08
CF Q ₁ C _{0,1}	1,51±0,85	6,80±0,68	189±18	166±18	0,30±0,10	0,21±0,08
TF Q ₁ C _{0,1}	1,51±0,85	4,27±0,29	189±18	193±41	0,30±0,10	0,28±0,10
CE Q ₁ C _{0,1}	1,51±0,85	3,95±0,14	189±18	153±5	0,30±0,10	0,31±0,13
SV Q ₁ C _{0,1}	1,51±0,85	5,06±0,39	189±18	134±12	0,30±0,10	0,21±0,08
PT Q ₁ C _{0,1}	1,51±0,85	5,29±0,14	189±18	143±6	0,30±0,10	0,28±0,05
EC Q ₁ C _{0,1}	1,51±0,85	4,46±0,82	189±18	140±27	0,30±0,10	0,33±0,16

*Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 3.7. Valores promedio de O₂ disuelto, Alcalinidad y Relación de Alcalinidad, en el estado estable.

Entre los efluentes, los mayores contenidos de oxígeno disuelto en las lagunas que operaron con los efluentes sin diluir, se presentaron para la especie *E. crassipes* (1,28 ppm), posiblemente relacionado con la longitud y peso de sus raíces que permitieron un mayor aporte de oxígeno a la columna de agua, respecto a las otras especies flotantes y a los controles. La longitud media de las raíces para *E. crassipes* fueron, en este caso, de 5,0⁽³⁾±1,7 cm/planta (peso promedio de las raíces 14,6⁽³⁾±10,9 g/planta), mientras que para *P. stratiotes* fueron de 4,3⁽⁵⁾±1,0 cm/planta (peso promedio de las raíces 5,6⁽⁵⁾±4,0 g/planta). Para *S. auriculata* no se determinó la longitud de las raíces dado que su mortalidad a esta concentración fue mayor que la de *E. crassipes* y *P. stratiotes*. Para *T. angustifolia* no se tuvo acceso a esta medida, dado que la especie estaba sembrada en la grava.

A concentraciones de afluente de 0,4 y 0,1 la concentración original, los mayores valores de oxígeno disuelto se presentaron para el “Control flotantes” y estuvieron relacionados con la proliferación de algas que permitieron la oxigenación del cuerpo de agua. Las lagunas con macrófitas presentaron una tendencial lineal negativa entre los contenidos de oxígeno disuelto y la concentración de afluente, influenciados por la longitud y tamaño de las raíces, que fueron mayores en las lagunas que operaron a menor concentración.

Así, para las lagunas que operaron a una concentración de 0,4 la original, la longitud media de las raíces de *E. crassipes* fue $13,3^{(3)} \pm 4,2$ cm/planta (peso promedio de las raíces $103,6^{(3)} \pm 73,8$ g/planta) y para *P. stratiotes* fue de $8,6^{(5)} \pm 2,2$ cm/planta (peso promedio de las raíces $6,9^{(5)} \pm 6,7$ g/planta). Finalmente, para las lagunas que operaron a 0,1 la concentración original, la longitud media de las raíces de *E. crassipes* fue $56,3^{(3)} \pm 4,0$ cm/planta (peso promedio de las raíces $178,4^{(3)} \pm 68,2$ g/planta) y para *P. stratiotes* fue de $20,6^{(5)} \pm 6,6$ cm/planta (peso promedio de las raíces $13,8 \pm 7,0^{(5)}$ g/planta).

U.S.EPA (1993), en estudios realizados utilizando varias especies de plantas emergentes en humedales de flujo subsuperficial (*Phragmites* spp; *Scirpus*, spp, *Cattails* spp) reporta que la especie *Phragmites* spp funcionó mejor en la eliminación de carga orgánica debido a un mejor suministro de oxígeno por parte de sus raíces que se observaron más largas que las de *Scirpus* spp y *Cattails* spp. Igualmente reporta en afluentes con una DBO₅ de 118 ppm, una longitud de raíces de 80 cm para *Scirpus* spp, 60 cm para *Phragmites* spp y 30 cm para *Cattails* spp.

3.4.2.6. Alcalinidad y Relación de Alcalinidad.

En la Tabla 12.1 del capítulo de los anexos se presentan los valores promedios de la Alcalinidad y Relación de Alcalinidad de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas en el ensayo y obtenidos de 24 muestreos. Se observa que los mayores valores de alcalinidad, entre afluentes, se presentaron para los efluentes del SMTA sin diluir (768 mg CaCO₃/L), seguido de los efluentes diluidos al 40% y al 10%. En lo que respecta a las relaciones de alcalinidad, los mayores valores se presentaron para los afluentes sin diluir (0,36).

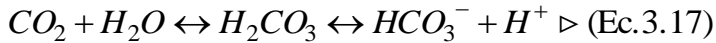
Entre los efluentes, la especie emergente y la flotante *E. crassipes* generaron las aguas con mayores valores de alcalinidad y menores relaciones, respecto a sus testigos y a las otras 2 especies evaluadas. Igualmente se presentó una tendencia de incremento de la alcalinidad en los efluentes provenientes de las lagunas alimentadas con afluentes sin diluir, mientras que la alcalinidad en los efluentes provenientes de los tratamientos diluidos al 40% y al 10% mostró disminución.

En la Tabla 3.7 se presentan los valores medios de la Alcalinidad y Relación de Alcalinidad de afluentes y efluentes de las lagunas experimentales durante el estado estable. Las tendencias en los valores de alcalinidad de los afluentes y los valores de alcalinidad de sus respectivos efluentes se mantuvieron respecto a lo observado durante el ensayo global. Entre los efluentes, la especie flotantes *E. crassipes* generó efluentes con mayores valores de alcalinidad y menores relaciones a partir de afluentes sin diluir y para afluentes diluidos al 40% fue la especie *P. stratiotes* y diluidos al 10% fue la especie emergente las que generaron los efluentes con mayores valores de alcalinidad.

La alcalinidad y relación de alcalinidad se utilizan como parámetros de control en la digestión anaeróbica, dada su capacidad buffer que permite neutralizar los ácidos grasos volátiles provenientes del proceso de acidogénesis.

De acuerdo, con lo reportado por Rojas, 1987, un sistema de tratamiento anaerobio tendrá una excelente capacidad buffer cuando la relación de alcalinidad es próxima a 0,20 y para valores por encima de 0,35 se pueden esperar episodios de acidificación en el sistema de tratamiento que generarían situaciones de inestabilidad en el desempeño de los reactores afectando su efectividad en la remoción de contaminantes.

En un reactor anaerobio el HCO_3^- y el CO_2 se constituyen en los principales reguladores del pH del sistema, dado que el CO_2 proveniente de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica se transforma en HCO_3^- soluble, estableciéndose la siguiente reacción:



A pH de 5,75 se valora la alcalinidad bicarbonática (debida a HCO_3^-) y a pH de 4,30 se valora la alcalinidad total (debida a HCO_3^- y a las sales de los ácidos grasos volátiles).

Es por ello que éste parámetro que involucra el CO_2 y las sales que entran en disolución y que provienen del proceso de descomposición de la materia orgánica, aunado al contenido de sólidos totales, ha resultado útil en la obtención de ecuaciones de regresión múltiple para predecir los porcentajes de remoción de la DQO y DBO₅ que se discutirán más adelante.

En los efluentes provenientes de las diferentes lagunas experimentales se puede explicar los mayores valores de alcalinidad encontrados en los tratamientos que operaron con afluentes sin diluir, en la mayor concentración de materia orgánica (mayores valores de DQO y DBO₅) que al continuar con su proceso de transformación libera CO_2 que al entrar en solución a los pHs del agua residual (entre 7 y 8), la mayor cantidad se desplaza hacia la formación de HCO_3^-

Los mayores valores de alcalinidad en las lagunas con macrófitas respecto a sus testigos, se debe a la acción fotosintética de las plantas que permite la eliminación del CO_2 y para el caso de la planta emergente al aporte de carbonatos por parte de la grava utilizada como lecho.

3.4.2.7. Color y Turbiedad.

En la Tabla 3.8 se presentan los valores medios del Color Verdadero y la Turbiedad obtenidos en el estado estable. De los datos condensados se deduce el efecto de las macrófitas en la reducción tanto del Color Verdadero como de la Turbiedad, relacionados con la eliminación de sólidos suspendidos y de compuestos orgánicos que le confieren color y turbiedad al agua. Los mayores porcentajes de remoción del color se presentaron en la laguna con la planta emergente, en la cual la grava tuvo una participación importante. Para el caso de las plantas flotantes *P. stratiotes*, fue ligeramente superior en la eliminación del color con respecto a *S. auriculata* y *E. crassipes*.

En lo que respecta a la turbiedad se presentó la misma tendencia que con el color, pero en este caso fue la especie flotante *E. crassipes* la que fue ligeramente superior, en la remoción de este parámetro, respecto a *S. auriculata* y *P. stratiotes*.

Laguna	Color verdadero (Un. Pt-Co) (4)*		Turbiedad (FTU) (4)*	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Control flotantes Q ₁ C ₁	404±162	457±279	391±92	420±135
<i>Typha</i> Q ₁ C ₁	404±162	274±215	391±92	107±62
Control emergente Q ₁ C ₁	404±162	273±173	391±92	126±55
<i>Salvinia</i> Q ₁ C ₁	404±162	387±82	391±92	159±77
<i>Pistia</i> Q ₁ C ₁	404±162	295±179	391±92	148±107
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C ₁	404±162	344±215	391±92	121±66
Control flotantes Q ₁ C _{0,4}	220±106	214±64	117±58	96±31
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,4}	220±106	87±23	117±58	31±,8
Control emergente Q ₁ C _{0,4}	220±106	140±47	117±58	59±23
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,4}	220±106	152±55	117±58	52±40
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,4}	220±106	152±79	117±58	63±33
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,4}	220±106	166±41	117±58	49±31
Control flotantes Q ₁ C _{0,1}	110±37	86±26	58±16	72±36
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,1}	110±37	45±11	58±16	36±43
Control emergente Q ₁ C _{0,1}	110±37	60±21	58±16	18±13
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,1}	110±37	45±13	58±16	19±15
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,1}	110±37	51±18	58±16	23±16
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,1}	110±37	50±10	58±16	15±3

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 3.8. Valores promedio de Color Verdadero y Turbiedad en el estado estable.

3.4.2.8. Constituyentes orgánicos.

Uno de los mayores constituyentes de las aguas mieles del café, del efluente de la digestión anaerobia y del agua postratada mediante macrófitas fue la materia orgánica, 4 parámetros se emplearon para evaluar su contenido: la Demanda Química de Oxígeno (DQO), la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅), los Sólidos Totales (ST) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST).

3.4.2.8.1. Sólidos Totales (ST).

En la Tabla 12.1 del capítulo de los anexos se condensan los valores medios de los sólidos totales de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas en el ensayo y obtenidos de 27 muestreos. El valor promedio de entrada fue de 1503 ppm para los afluentes sin diluir y de 768 y 336 ppm para los afluentes diluidos al 40 y al 10% respectivamente. En la Tabla 3.9 se presentan los valores medios de sólidos totales de afluentes y efluentes de las lagunas, durante el estado estable, en donde se alcanzaron valores de 1660 ppm para los afluentes sin diluir y de 836 y 328 ppm en los afluentes diluidos al 40 y al 10%.

En la Tabla 12.3 del capítulo de los anexos se presentan los porcentajes medios de remoción de los sólidos totales alcanzados durante todo el ensayo (27 muestreos), los cuales variaron entre el 20,27% para el control flotantes operando con afluentes sin diluir y 41,19% para *P. stratiotes* operando también con afluentes sin diluir. La tendencia que se observó en este parámetro fue: una remoción ligeramente mayor en los afluentes sin diluir seguido de los afluentes diluidos al 40% y al 10%. Y entre las lagunas se observó una mayor remoción del control emergente frente a la presentada por la planta emergente (*T. angustifolia*). Todas las especies flotantes mostraron remociones similares o mayores que las alcanzadas por su control, a todas las concentraciones evaluadas.

Laguna	Sólidos Totales (ppm) (4)*		Remoción ST (%) (4)*	Sólidos suspendidos. (ppm) (4)*		Remoción SST (%) (4)*
	Afluyente	Efluyente		Afluyente	Efluyente	
CF Q ₁ C ₁	1660±119	1489±44	9,92±07,06	265±42	161±24	38,41±8,79
TF Q ₁ C ₁	1660±119	1323±71	20,13±4,12	265±42	53±10	80,24±0,96
CE Q ₁ C ₁	1660±119	1122±249	31,45±18,55	265±42	46±12	82,81±2,73
SV Q ₁ C ₁	1660±119	1384±16	16,30±5,28	265±42	113±7	56,59±7,05
PT Q ₁ C ₁	1660±119	1284±228	21,69±18,15	265±42	117±9	55,16±5,41
EC Q ₁ C ₁	1660±119	1322±150	19,72±13,09	265±42	69±6	73,61±2,89
CF Q ₁ C _{0,4}	836±159	638±56	22,14±13,06	166±63	46±23	69,16±18,62
TF Q ₁ C _{0,4}	836±159	558±105	30,63±21,06	166±63	30±1	80,34±7,08
CE Q ₁ C _{0,4}	836±159	563±53	31,03±13,27	166±63	21±4	86,48±4,72
SV Q ₁ C _{0,4}	836±159	667±78	18,92±12,77	166±63	20±5	86,63±7,63
PT Q ₁ C _{0,4}	836±159	631±110	24,24±6,19	166±63	19±10	87,33±10,08
EC Q ₁ C _{0,4}	836±159	607±127	27,23±10,32	166±63	23±7	84,26±9,35
CF Q ₁ C _{0,1}	328±16	281±17	14,31±5,25	61±23	19±2	65,39±11,59
TF Q ₁ C _{0,1}	328±16	287±42	12,67±12,67	61±23	4±2	93,16±2,54
CE Q ₁ C _{0,1}	328±16	229±27	29,85±11,68	61±23	9±3	83,06±9,66
SV Q ₁ C _{0,1}	328±16	321±204	3,46±57,27	61±23	15±3	72,27±9,21
PT Q ₁ C _{0,1}	328±16	250±40	24,06±10,97	61±23	14±3	76,13±5,94
EC Q ₁ C _{0,1}	328±16	241±36	26,46±11,10	61±23	13±4	78,17±2,95

*Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 3.9. Valores promedio y porcentajes de remoción de los Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos Totales en el estado estable.

En la Tabla 3.9 se presentan los valores medios de remoción de los sólidos totales alcanzados durante el estado estable, presentándose un rango más amplio de variación que el que se registró durante el total del ensayo. En este caso la variación estuvo entre 3,46% alcanzada con *S. auriculata* en afluentes diluidos al 10% y 31,45% alcanzada con el control emergente operando con afluentes sin diluir. Nuevamente, el control emergente mostró un mejor desempeño que la planta emergente en afluentes sin diluir y diluidos al 40% y entre las especies flotantes *S. auriculata* fue la menos eficiente en la remoción de éste parámetro.

Para el estado estable y con afluentes sin diluir, todas las especies flotantes mostraron porcentajes de remoción de sólidos totales mayores que las registradas por su control, mostrando la bondad de la utilización de las macrófitas. Para afluentes diluidos al 40 y al 10%, sólo la especie *S. auriculata* presentó porcentajes de remoción de sólidos totales menores que su control. En afluentes diluidos al 10% la especie emergente *T. angustifolia* presentó porcentajes de remoción mayores que su control.

Los porcentajes de remoción de los sólidos totales son inferiores a los que se alcanzan en la remoción de los otros componentes orgánicos evaluados en la presente experimentación (sólidos suspendidos totales, DQO y DBO₅) y están influenciados además de los mecanismos de eliminación (floculación, sedimentación, filtración y “sorción”) por la formación de sales disueltas y por el aporte de algunas de las partes muertas de las especies evaluadas.

En aguas residuales de café, Rodríguez (1997), reporta remociones entre 48,8 y 83,3% de sólidos totales, utilizando *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* en serie, para el postratamiento, en laboratorio, de aguas mieles con concentraciones afluentes de sólidos totales entre 637 y 1894 ppm y tiempos de detención hidráulica de 11 días. Para el control flotante, las remociones variaron entre 48,0 y 85,3% a las mismas concentraciones y tiempo de detención hidráulica de 7 días. Fia (2008) utilizando aguas residuales de café sin tratar y un humedal sembrado con *Typha* spp operando con cargas orgánicas aplicadas de 400 kg DBO₅/ha-día y TRH de 10 días reporta remociones de ST del 53%.

En otro tipo de aguas residuales biodegradables, Reddy (1988), reporta rendimientos de remoción de sólidos totales, por parte de *E. crassipes*, tratando efluentes provenientes de un tratamiento secundario y un TRH de 3 días, del 9,25%, para afluentes con concentraciones de 239,9 ppm. Lara y Col. (1999), reportan remociones de sólidos totales entre 23,3 y 23,5% para tiempos de detención hidráulica entre 1 y 3 días para humedales operando con *Typha domingensis* y con efluentes anaerobios de aguas residuales domésticas con una concentración de sólidos totales de 377 ppm.

3.4.2.8.2. Sólidos Suspendidos Totales (SST).

En la Tabla 12.2 del capítulo de los anexos se condensan los valores medios de los sólidos suspendidos totales de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas en el ensayo y obtenidos de 27 muestreos. El valor promedio de entrada fue de 386 ppm para los afluentes sin diluir y de 206 y 90 ppm para los afluentes diluidos al 40 y al 10% respectivamente. En la Tabla 3.9 se presentan los valores medios de sólidos suspendidos totales de afluentes y efluentes durante el estado estable, en donde se alcanzaron valores de 265 ppm para los afluentes sin diluir y de 166 y 61 ppm en los afluentes diluidos al 40 y al 10%.

En la Tabla 12.3 del capítulo de los anexos se presentan los porcentajes medios de remoción de los sólidos suspendidos totales durante todo el ensayo (27 muestreos), los cuales variaron entre el 46,20% para el control flotantes operando con afluentes sin diluir y 84,19% para el control emergente operando con afluentes diluidos al 40%. La tendencia que se observó en

este parámetro fue: una remoción mayor en los afluentes diluidos al 40% seguido de los afluentes sin diluir y diluidos al 10%. Y entre las lagunas se observó, al igual que para los sólidos totales, una mayor remoción del control emergente frente a la presentada por la planta emergente (*T. angustifolia*). Todas las especies flotantes mostraron una tendencia similar a la presentada en la remoción de sólidos totales, con remociones similares o mayores que las alcanzadas por su control, a todas las concentraciones evaluadas.

En la Tabla 3.9 se condensan los valores medios de remoción de los sólidos suspendidos totales alcanzados durante el estado estable, presentándose una tendencia similar a lo ocurrido con los sólidos totales, con un rango más amplio de variación que el que se registró durante el total del ensayo. En este caso, la variación estuvo entre 38,41% alcanzada con el control flotante operando con afluentes sin diluir y 93,16% alcanzada con *T. angustifolia* operando con afluentes diluidos al 10%.

El control emergente mostró una mayor remoción de sólidos suspendidos totales que *T. angustifolia* a concentraciones de afluente mayores (C_1 y $C_{0,4}$), mientras que a la dilución menor fue la especie acuática la que exhibió los mayores porcentajes de remoción, tal como ocurrió con la remoción de los sólidos totales.

En el caso de las especies flotantes, todas ellas mostraron una mayor remoción de este parámetro que su control, siendo mayores las diferencia a medida que la concentración de los afluentes se hizo mayor.

Tal como lo reporta, U.S.EPA (2000a), “*la lenta velocidad que se produce en el sistema de tratamiento y el flujo esencialmente laminar proporcionan una remoción muy efectiva del material particulado, caracterizado como sólidos suspendidos totales (SST), en la sección inicial del sistema*”.

Los principales mecanismos de eliminación de los sólidos suspendidos totales fueron la floculación, la sedimentación y la filtración. Reed y Col. (1995), reportan que la eliminación de sólidos suspendidos totales es muy efectiva tanto en los humedales de flujo superficial como en los de flujo subsuperficial. U.S.EPA (1999), reporta que en humedales de flujo libre, aproximadamente el 80% de los sólidos suspendidos totales se elimina en los 2 primeros días, cuando están completamente cubiertos de vegetación, debido a mecanismos de floculación y sedimentación.

En aguas residuales de café, Rodríguez (1997), reporta remociones entre 94,6 y 99,3% de sólidos suspendidos totales, utilizando *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* en serie, para el postratamiento, en laboratorio, de aguas mieles con concentraciones afluentes de sólidos suspendidos totales entre 390 y 1440 ppm y tiempos de detención hidráulica de 11 días. Para el control flotante, las remociones variaron entre 87,8 y 99,9% a las mismas concentraciones y tiempo de detención hidráulica de 7 días. Fia (2008) utilizando aguas residuales de café sin tratar y un humedal sembrado con *Typha* spp operando con cargas orgánicas aplicadas de 400 kg DBO_5 /ha-día y TRH de 10 días reporta remociones de SST del 71%.

En otras aguas residuales biodegradables, Wolverton (1982), comparó el desempeño de *Phragmites communis* y su testigo (filtro en grava, sin vegetación), en el tratamiento de aguas residuales pretratadas por digestión anaerobia. Reporta remociones de sólidos suspendidos totales del 83,33% para el sistema con plantas y del 44,44% para el filtro, para un TRH de 1 día.

U.S.EPA (1993), en humedales de flujo subsuperficial reporta, para TRH de 6 días, remociones de sólidos suspendidos totales del 90,35% por parte de *Typha* spp en el tratamiento primario de aguas residuales domésticas, con concentraciones en el afluente de 57 ppm. El testigo, presentó una remoción del 90,18%, muy similar a la que se alcanzó con la planta acuática.

Mandi y Col. (1998), evaluaron la utilización de *T. latifolia* en el tratamiento de aguas residuales domésticas y reportan una reducción del 91% en los SST, para afluentes con un contenido de 242 ppm y en los testigos reportan remociones del 84%, para TRH que variaron entre 0,5 y 17 horas.

Lara y Col. (1999), reportan remociones de sólidos suspendidos totales entre 90,9 y 95,1% para tiempos de detención hidráulica entre 1 y 3 días para humedales operando con *T. domingensis* y con efluentes anaerobios de aguas residuales domésticas con una concentración de sólidos suspendidos totales de 92 ppm.

U.S.EPA (2000b), reporta para humedales de flujo subsuperficial con TRH promedio de 3 días y diferentes especies emergentes, operando con aguas residuales domésticas a concentraciones de sólidos suspendidos totales de 60 ppm, una remoción media del 83,3%. Para humedales de flujo superficial reporta remociones del 78,3% para concentraciones de 69 ppm (U.S.EPA, 2000a).

3.4.2.8.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO).

En la Tabla 12.2 del capítulo de los anexos se condensan los valores medios de la DQO total y la DQO filtrada de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas en el ensayo y obtenidos de 27 y 24 muestreos, respectivamente. El valor promedio de entrada fue de 1230 ppm para la DQO total y de 823 ppm para la DQO filtrada en los afluentes sin diluir, de 486 y 285 ppm para los afluentes diluidos al 40% y de 130 y 46 ppm para los afluentes diluidos al 10%. En la Tabla 3.10 se presentan los valores medios de la DQO total y filtrada de afluentes y efluentes durante el estado estable, en donde se alcanzaron valores de 1299 y 878 ppm para los afluentes sin diluir, de 534 y 377 ppm en afluentes diluidos al 40% y de 133 y 51 ppm en los afluentes diluidos al 10%.

En la Tabla 12.3 del capítulo de los anexos se presentan los porcentajes medios de remoción de la DQO total durante todo el ensayo (27 muestreos), los cuales variaron entre el 45,15% para el control flotantes operando con afluentes diluidos al 10% y 82,48% para *P. stratiotes* operando con afluentes sin diluir. La tendencia que se observó en este parámetro fue: una remoción mayor en los afluentes sin diluir, seguido de los diluidos al 40 y al 10%. Y entre

las lagunas se observó, en afluentes sin diluir, una remoción ligeramente mayor del control emergente frente a la especie acuática y en afluentes diluidos al 40 y al 10% fue *T. angustifolia* la que mostró mayores remociones que su control. Todas las especies flotantes mostraron remociones mayores que las alcanzadas por su control, a todas las concentraciones evaluadas, con comportamientos muy similares entre *P. stratiotes* y *E. crassipes*.

Laguna	DQOtotal (ppm) (4)*		Remoción DQO _t (%) (4)*	DQOfiltrada (ppm) (4)*		Remoción DQO _f (%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
CF Q ₁ C ₁	1299±131	674±130	47,80±10,97	878±135	366±127	55,77±23,18
TF Q ₁ C ₁	1299±131	348±115	73,70±8,63	878±135	131±44	85,41±3,27
CE Q ₁ C ₁	1299±131	257±81	80,40±5,32	878±135	239±252	75,07±23,95
SV Q ₁ C ₁	1299±131	304±99	76,35±7,74	878±135	130±26	85,25±2,12
PT Q ₁ C ₁	1299±131	237±25	81,52±3,28	878±135	103±32	88,18±3,94
EC Q ₁ C ₁	1299±131	295±53	77,27±3,41	878±135	83±16	90,30±2,97
CF Q ₁ C _{0,4}	534±56	216±69	59,92±9,78	377±127	128±39	65,52±5,54
TF Q ₁ C _{0,4}	534±56	191±87	65,17±12,30	377±127	150±84	61,95±8,14
CE Q ₁ C _{0,4}	534±56	200±56	63,04±6,66	377±127	148±41	59,55±9,25
SV Q ₁ C _{0,4}	534±56	169±38	68,68±3,69	377±127	112±26	69,28±5,28
PT Q ₁ C _{0,4}	534±56	149±35	72,47±3,67	377±127	114±27	68,92±5,19
EC Q ₁ C _{0,4}	534±56	126±43	76,82±5,83	377±127	119±45	68,90±3,72
CF Q ₁ C _{0,1}	133±11,6	59±7,0	55,37±3,53	51±11,0	22±5,0	55,12±11,23
TF Q ₁ C _{0,1}	133±11,6	23±2,5	82,47±1,52	51±11,0	16±4,1	68,10±6,85
CE Q ₁ C _{0,1}	133±11,6	18±5,6	86,69±3,76	51±11,0	10±3,4	79,47±10,09
SV Q ₁ C _{0,1}	133±11,6	19±1,3	85,47±0,64	51±11,0	15±2,2	69,18±9,29
PT Q ₁ C _{0,1}	133±11,6	20±2,4	85,34±0,65	51±11,0	13±3,1	75,34±3,74
EC Q ₁ C _{0,1}	133±11,6	22±1,0	83,53±1,47	51±11,0	16±1,7	67,77±8,86

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 3.10. Valores promedio y porcentajes de remoción de la DQO total y DQO filtrada en el estado estable.

De igual manera, en la Tabla 12.3 del capítulo de los anexos se presentan los porcentajes medios de remoción de la DQO filtrada durante todo el ensayo (24 muestreos), los cuales variaron entre 28,81% para *S. auriculata* operando con afluentes diluidos al 10% y 87,69% para *E. crassipes* operando con afluentes sin diluir. La tendencia que se observó en este parámetro fue: una remoción mayor en los afluentes sin diluir, seguido de los diluidos al 40 y al 10%.

En la Tabla 3.10 se presentan los valores medios de remoción de la DQO total durante el estado estable, los cuales variaron entre 47,80%, obtenido con el control flotante en afluentes sin diluir y 86,69% alcanzado con el control emergente en afluentes diluidos al 10%. A diferencia de lo encontrado durante todo el ensayo, la tendencia en el estado estable, en la remoción de la DQO total fue: una mayor remoción en afluentes diluidos al 10%, seguido de los afluentes sin diluir y diluidos al 40%. El control emergente mostró un mejor desempeño que la especie emergente en la remoción de la DQO total en afluentes sin diluir y diluidos al 10%. Esto está acorde con lo obtenido por Mandi y Col. (1998), quienes evaluaron la

utilización de *T. latifolia* en el tratamiento de aguas residuales domésticas con TRH que varió entre 0,5 y 17 horas y reportan una reducción del 70% en la DQO, para afluentes con un contenido de 1254 ppm y utilización del material vegetal, mientras que para los testigos reportan remociones del 72% de la DQO.

Las especies flotantes mostraron una remoción de la DQO total mayor que su control a todas las concentraciones evaluadas, con rangos de variación bajos entre ellas.

En la Tabla 3.10 se presentan los valores medios de remoción de la DQO filtrada durante el estado estable, los cuales variaron entre 55,12% alcanzado con el control flotantes en afluentes diluidos al 10% y 90,30% alcanzado con *E. crassipes* en afluentes sin diluir. La especie emergente mostró un mejor desempeño que su control en afluentes sin diluir y diluidos al 40%. Las especies flotantes mostraron una mayor remoción de la DQO filtrada que su control a todas las concentraciones evaluadas, con rangos de variación bajos entre ellas.

La relación entre la DQO_{total} y la DQO filtrada, en el estado estable, varió entre 1,50 y 2,67 en los afluentes y entre 1,07 y 3,75 en los efluentes.

Los procesos que conducen a la remoción de la DQO son básicamente de dos tipos: físicos (floculación, sedimentación, filtración) y biológicos (descomposición aeróbica y anaeróbica).

En aguas residuales de café, Robles (1979), utilizando *E. crassipes* reporta remociones de DQO superiores al 90%, en 2 semanas, utilizando aguas residuales neutralizadas con una DQO entre 600 y 1500 ppm. Calzada y Porres (1987), también con *E. crassipes*, reportan en 6 días, remociones de DQO del 41,25%, para aguas residuales provenientes de la digestión anaerobia y con una concentración de 1726 ppm. Rodríguez (1997), reporta remociones entre 92,0 y 98,5% de DQO total, utilizando *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* en serie, para el postratamiento, en laboratorio, de aguas mieles con concentraciones afluentes de DQO entre 708 y 2156 ppm y tiempos de detención hidráulica de 11 días. Para el control flotante, las remociones variaron entre 90,1 y 98,0% a las mismas concentraciones y tiempo de detención hidráulica de 7 días. Matos y Col. (2000), reportan remociones de DQO superiores al 80% utilizando *Typha* spp con cargas orgánicas entre 70 y 276 kg DBO₅/ha-día, sin reportar el TRH y Fia (2008) con cargas orgánicas aplicadas de 400 kg DBO₅/ha-día y TRH de 10 días reporta remociones del 69%.

En otras aguas residuales biodegradables, Lara y Col. (1999), reportan remociones de DQO entre 45,0 y 64,5% para tiempos de detención hidráulica entre 1 y 3 días en humedales operando con *T. domingensis* y con efluentes anaerobios de aguas residuales domésticas con una concentración de DQO de 175,5 ppm.

Jing y Col. (2002), en el tratamiento de un agua residual sintética (simulando un agua residual doméstica) a escala de microcosmos y TRH entre 2 y 4 días, reporta que los sistemas con plantas flotantes (*Ipomoea aquatica* y *P. stratiotes*) y emergentes (*Phragmites australis*, *Ludwigia octovalvis*, *Commelina communis*) mostraron mayor remoción de DQO

que los sistemas sin plantas, sin que se presentaran diferencias estadísticamente significativas entre las especies evaluadas.

Zúñiga y Col. (2003), reportan en el tratamiento de aguas residuales domésticas con humedales, empleando las especies emergentes *Scirpus* spp y *Typha* spp, remociones de DQO similares en los humedales con macrófitas y en ausencia de ellas, aspecto que le atribuyen a la baja velocidad de carga orgánica aplicada (DQO media en el afluente de 200 ppm y caudal de 150 ml/min) y a la no necesidad de un suministro adicional de oxígeno por parte de las macrófitas para oxidar la materia orgánica.

3.4.2.8.4. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅).

En la Tabla 12.2 del capítulo de los anexos se condensan los valores medios de la DBO₅ de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas en el ensayo y obtenidos de 24 muestreos. El valor promedio de entrada fue de 585 ppm para los afluentes sin diluir y de 211 y 57 ppm para los afluentes diluidos al 40 y al 10%. En la Tabla 3.11 se presentan los valores medios de la DBO₅ de afluentes y efluentes durante el estado estable, en donde se alcanzaron valores de 684 ppm para los afluentes sin diluir y de 255 y 64 ppm en afluentes diluidos al 40% y al 10%.

Laguna	DBO ₅ (ppm) (4) [*]		Remoción DBO ₅ (%) (4) [*]	Carga Hidráulica L _w (m ³ /m ² -día) (4) [*]	Carga orgánica C _L (kg DBO ₅ /ha- día) (4) [*]
	Afluente	Efluente			
CF Q ₁ C ₁	684±107	315±53	53,99±2,80	0,10±0,00	663,66±115,68
TF Q ₁ C ₁	684±107	169±48	75,58±3,86	0,09±0,00	647,52±102,97
CE Q ₁ C ₁	684±107	133±35	80,67±3,11	0,10±0,01	709,58±100,99
SV Q ₁ C ₁	684±107	136±55	80,06±7,70	0,10±0,00	702,71±96,57
PT Q ₁ C ₁	684±107	119±9	82,36±3,11	0,10±0,01	704,01±65,41
EC Q ₁ C ₁	684±107	152±30	77,82±3,00	0,11±0,00	727,15±98,01
CF Q ₁ C _{0,4}	255±17	102±28	60,05±9,44	0,10±0,00	260,95±14,00
TF Q ₁ C _{0,4}	255±17	68±18	73,44±5,45	0,10±0,00	253,50±13,02
CE Q ₁ C _{0,4}	255±17	89±25	65,19±7,96	0,10±0,00	249,74±9,98
SV Q ₁ C _{0,4}	255±17	77±14	70,01±3,43	0,10±0,01	259,34±22,19
PT Q ₁ C _{0,4}	255±17	64±12	74,89±3,35	0,10±0,00	246,82±23,72
EC Q ₁ C _{0,4}	255±17	52±16	79,70±5,28	0,10±0,00	260,94±16,63
CF Q ₁ C _{0,1}	64±3,5	30±6,7	53,76±9,33	0,10±0,00	61,52±3,76
TF Q ₁ C _{0,1}	64±3,5	11±1,7	82,56±1,76	0,10±0,00	62,61±2,84
CE Q ₁ C _{0,1}	64±3,5	8±2,4	88,44±3,28	0,10±0,00	63,53±2,77
SV Q ₁ C _{0,1}	64±3,5	8±1,3	87,20±1,34	0,10±0,00	65,23±3,88
PT Q ₁ C _{0,1}	64±3,5	10±2,2	84,91±2,71	0,10±0,00	63,82±3,02
EC Q ₁ C _{0,1}	64±3,5	10±0,6	85,20±0,92	0,10±0,00	61,72±2,77

^{*} Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 3.11. Valores promedio y porcentajes de remoción DBO₅, y valores promedio de Carga Hidráulica y Carga Orgánica aplicadas en el estado estable.

En la Tabla 12.3 de los anexos se presentan los porcentajes medios de remoción de la DBO₅ durante todo el ensayo (24 muestreos), los cuales variaron entre 37,75% para el control flotantes operando con afluentes diluidos al 10% y 82,56% para *P. stratiotes* operando con afluentes sin diluir. La tendencia que se observó en este parámetro fue similar a la presentada en la remoción de la DQO total.

Y entre las lagunas se observó, en afluentes sin diluir y diluidos al 10%, una remoción ligeramente mayor del control emergente frente a la especie acuática. Todas las especies flotantes mostraron remociones mayores que las alcanzadas por su control, a todas las concentraciones evaluadas, con comportamientos muy similares entre *P. stratiotes* y *E. crassipes*.

En la Tabla 3.11 se presentan los valores medios de remoción de la DBO₅ durante el estado estable, los cuales variaron entre 53,76%, alcanzado con el control flotantes en afluentes diluidos al 10% y 88,44% alcanzado con el control emergente en afluentes diluidos al 10%.

La tendencia en el estado estable, en la remoción de la DBO₅, fue similar a la que se presentó en la remoción de la DQO total. El control emergente mostró un mejor desempeño que la especie emergente en la remoción de la DBO₅ en afluentes sin diluir y diluidos al 10%. Las especies flotantes mostraron una mayor remoción de la DBO₅ que su control a todas las concentraciones evaluadas, con rangos de variación bajos entre ellas.

La relación entre la DQO_{total} y la DBO₅, en el estado estable, varió entre 1,91 y 2,09 en los afluentes y entre 1,90 y 2,72 en los efluentes.

U.S.EPA (1993), reporta que la remoción del material orgánico que sedimenta es muy rápida en todos los sistemas de humedales, debido a la quietud en los humedales de flujo libre y a la deposición y filtración en los humedales de flujo subsuperficial. La materia orgánica sedimentada se descompone aeróbica o anaeróbicamente, dependiendo de la disponibilidad de O₂ en el lugar de la deposición, por acción de los microorganismos. La materia orgánica restante, en estado coloidal o disuelto, se sigue removiendo a medida que el agua residual entra en contacto con el crecimiento microbiano en el sistema. Esta actividad biológica puede ser aeróbica, cerca de la superficie del agua en los sistemas FWS, y en los micrositios aeróbicos en los SFS, pero prevalece la descomposición anaeróbica en el resto del sistema.

En aguas residuales de café, Rodríguez (1997), reporta remociones entre 86,4 y 97,1% de DBO₅, utilizando *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* en serie, para el postratamiento, en laboratorio, de aguas mieles con concentraciones afluentes de DBO₅ entre 85 y 775 ppm y tiempos de detención hidráulica de 11 días. Para el control flotante, las remociones variaron entre 86,8 y 97,7% a las mismas concentraciones y tiempo de detención hidráulica de 7 días. Matos y Col. (2000), reportan remociones de DBO superiores al 80% utilizando *Typha* spp con cargas orgánicas entre 70 y 276 kg DBO₅/ha-día, sin reportar el TRH y Fia (2008) con cargas orgánicas aplicadas de 400 kg DBO₅/ha-día y TRH de 10 días reporta remociones del 57%.

En otras aguas residuales biodegradables, Wolverton (1982), comparó el desempeño de *Phragmites communis* y su testigo (filtro en grava, sin vegetación), en el tratamiento de aguas residuales pretratadas por digestión anaerobia. Reporta remociones de DBO_5 del 95,83% para el sistema con plantas y del 82,72% para el filtro, para un TRH de 1 día.

Wolverton y Col. (1983), compararon el desempeño de filtros con *P. communis*, *T. latifolia*, *Juncus effusus* y *Bambusa multiplex* y sin vegetación, en la eliminación de materia orgánica de aguas residuales pretratadas por digestión anaerobia, reportando que los filtros sin vegetación fueron igual de eficientes en la remoción de la DBO_5 que los filtros con las diferentes especies emergentes evaluadas.

U.S.EPA (1993), en humedales de flujo subsuperficial y TRH de 6 días, reporta remociones de DBO_5 del 74,24% por parte de *Typha* spp en el tratamiento primario de aguas residuales domésticas, con concentraciones en el afluente de 118 ppm, mientras que el testigo, presentó una remoción del 69,15%.

Lara y Col. (1999), reportan remociones de DBO_5 entre 43,5 y 56,1% para tiempos de detención hidráulica entre 1 y 3 días para humedales operando con *T. domingensis* y con efluentes anaerobios de aguas residuales domésticas con una concentración de DBO_5 de 71,5 ppm.

U.S.EPA, (2000b), reporta para humedales de flujo subsuperficial con TRH promedio de 3 días y diferentes especies emergentes, operando con aguas residuales domésticas a concentraciones de DBO_5 de 28 ppm, una remoción media del 71,4%. Para humedales de flujo superficial reporta remociones del 78,6% para concentraciones de 70 ppm (U.S.EPA, 2000a).

3.4.2.8.5. Carga Hidráulica (L_w) y Carga Orgánica (C_L).

Para la determinación de la carga hidráulica se utilizó la ecuación (1.8) y para la determinación de la carga orgánica, la ecuación (1.9).

En la Tabla 12.2 del capítulo de los anexos se condensan los valores medios de la carga hidráulica de las lagunas experimentales evaluadas en el ensayo, provenientes de 27 muestreos, obteniéndose, para todos los casos, un valor de $0,10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$. En la misma tabla se condensan los valores medios de la carga orgánica, provenientes de 24 muestreos. Para los afluentes sin diluir, la carga orgánica varió entre 559,73 y 611,37 kg $\text{DBO}_5/\text{ha-día}$, para el control flotantes y *E. crassipes* respectivamente. Para los afluentes diluidos al 40%, la carga orgánica varió entre 204,69 y 215,95 kg $\text{DBO}_5/\text{ha-día}$, para el control emergente y *P. stratiotes* respectivamente y para los afluentes diluidos al 10%, la carga orgánica varió entre 54,12 y 57,37 kg $\text{DBO}_5/\text{ha-día}$, para *T. angustifolia* y *S. auriculata* respectivamente.

En la Tabla 3.11 se condensan los valores medios de la carga hidráulica y la carga orgánica obtenidos durante el estado estable. Para la carga hidráulica los valores se mantuvieron en $0,10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$, excepto para *T. angustifolia* operando con afluentes sin diluir, cuyo valor fue $0,09 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$ y para *E. crassipes* en afluentes sin diluir con un valor de $0,11 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$.

Para la carga orgánica y con afluentes sin diluir, los mayores valores se alcanzaron para *E. crassipes* (727,15 kg DBO₅/ha-día); en afluentes diluidos al 40%, los mayores valores de carga se alcanzaron con *E. crassipes* y el control flotantes (260,94 kg DBO₅/ha-día) y para los afluentes diluidos al 10%, se alcanzaron para *S. auriculata* (65,23 kg DBO₅/ha-día).

Para las cargas orgánicas medias obtenidas con los afluentes sin diluir, se presentó mortalidad de las 3 especies flotantes, a razón de -32,86 g/m²-d para *E. crassipes*, -17,86 g/m²-d para *P. stratiotes* y -42,86 g/m²-d para *S. auriculata*. Para las cargas orgánicas obtenidas con los afluentes diluidos al 40 y al 10% no se presentaron problemas de inhibición de crecimiento ni de mortalidad de las especies flotantes.

Crites y Tchobanoglous (2000), reportan que como regla general, la carga orgánica no debe exceder de 110 kg DBO/ha-d, si se deben mantener las condiciones aerobias cerca de la superficie del agua, si deben reducirse los olores y si la calidad esperada del efluente es < 20 ppm DBO₅.

3.4.2.9. Nutrientos.

A continuación se detalla la remoción del nitrógeno, en sus diferentes formas, del fósforo, el potasio y los sulfatos de las aguas mieles durante el proceso de postratamiento.

3.4.2.9.1. Nitrógeno Total Kjeldahl (N-NTK).

En la Tabla 3.12 se condensan los valores medios del nitrógeno Kjeldahl, total y filtrado, de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas durante el estado estable.

El valor promedio de entrada fue de 88,9 ppm para el N-NTK y de 68,6 ppm para el N-NTK filtrado, en los afluentes sin diluir, de 50,4 y 39,4 ppm para los afluentes diluidos al 40% y de 18,4 y 14,3 ppm para los afluentes diluidos al 10%.

Igualmente, en la Tabla 3.12, se presentan los valores medios de remoción del N-NTK total y filtrado durante el estado estable. Para el N-NTK total, las remociones variaron entre 8,22%, alcanzada con el control emergente en afluentes sin diluir y 58,77% alcanzada con *E. crassipes* en afluentes diluidos al 10%. Para el N-NTK filtrado, las remociones variaron entre 10,06%, alcanzada con el control emergente en afluentes sin diluir y 61,70% alcanzado con *E. crassipes* en afluentes diluidos al 10%.

Para todos los casos, la remoción del N-NTK total y filtrado fue mayor en la laguna con *T. angustifolia*, respecto a su testigo (casi 2 veces mayor).

Para el caso de las especies flotantes, tanto en la remoción de N-NTK total como filtrado, las plantas mostraron mayores eficiencias que las exhibidas por el control y entre ellas, *E. crassipes* presentó remociones ligeramente mayores que las presentadas por *P. stratiotes* y *S. auriculata*, siendo superiores entre 2 y 3 veces a las presentadas por el testigo.

Laguna	N-NTK (ppm) (4)*		Remoción N-NTK (%) (4)*	N-NTK filt. (ppm) (4)*		Remoción N-NTK _f (%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
CF Q ₁ C ₁	88,9±5,4	79,4±9,3	10,94±5,29	68,6±5,0	60,0±4,9	12,53±3,60
TF Q ₁ C ₁	88,9±5,4	73,8±5,1	17,01±0,97	68,6±5,0	55,8±7,3	18,95±4,77
CE Q ₁ C ₁	88,9±5,4	81,5±3,8	8,22±3,06	68,6±5,0	61,7±5,5	10,06±4,13
SV Q ₁ C ₁	88,9±5,4	65,0±6,0	26,72±7,81	68,6±5,0	50,9±6,9	25,89±7,52
PT Q ₁ C ₁	88,9±5,4	60,5±4,7	31,83±5,87	68,6±5,0	48,8±5,4	28,56±9,28
EC Q ₁ C ₁	88,9±5,4	58,9±2,7	33,60±5,20	68,6±5,0	42,4±7,6	38,43±9,16
CF Q ₁ C _{0,4}	50,4±7,2	38,4±10,4	24,72±9,71	39,4±2,5	30,7±5,2	22,49±8,92
TF Q ₁ C _{0,4}	50,4±7,2	41,5±6,0	17,61±1,44	39,4±2,5	29,5±3,3	25,15±5,88
CE Q ₁ C _{0,4}	50,4±7,2	45,6±7,2	9,56±3,10	39,4±2,5	34,2±4,7	13,42±6,07
SV Q ₁ C _{0,4}	50,4±7,2	30,1±6,1	40,44±6,96	39,4±2,5	23,7±8,8	40,74±19,05
PT Q ₁ C _{0,4}	50,4±7,2	26,5±6,3	47,72±8,66	39,4±2,5	21,2±6,7	46,49±15,55
EC Q ₁ C _{0,4}	50,4±7,2	24,7±7,5	51,43±11,36	39,4±2,5	20,1±9,7	49,72±23,02
CF Q ₁ C _{0,1}	18,4±5,8	12,9±4,1	29,40±2,22	14,3±3,7	9,9±3,4	32,26±8,27
TF Q ₁ C _{0,1}	18,4±5,8	13,6±5,6	27,67±9,91	14,3±3,7	10,0±3,1	30,91±5,23
CE Q ₁ C _{0,1}	18,4±5,8	16,3±5,7	11,58±9,60	14,3±3,7	11,6±3,1	18,85±2,25
SV Q ₁ C _{0,1}	18,4±5,8	9,9±5,3	46,47±19,92	14,3±3,7	6,3±3,6	57,46±17,63
PT Q ₁ C _{0,1}	18,4±5,8	8,2±4,5	55,67±17,82	14,3±3,7	5,7±3,8	60,98±19,84
EC Q ₁ C _{0,1}	18,4±5,8	8,0±4,8	58,77±14,06	14,3±3,7	5,7±4,3	61,70±23,15

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 3.12. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Kjeldahl, Total y filtrado, en el estado estable.

La tendencia en la remoción, tanto del N-NTK total como filtrado fue: mayores remociones a menores concentraciones de este elemento en el afluente.

La relación entre el N-NTK total y filtrado, en el estado estable, varió entre 1,27 y 1,30 en los afluentes y entre 1,25 y 1,67 en los efluentes.

En aguas residuales de café, Rodríguez (1997), reporta remociones entre 17,0 y 90,4% de N-NTK, utilizando *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* en serie, para el postratamiento, en laboratorio, de aguas mieles con concentraciones afluentes de N-NTK entre 36 y 56 ppm y tiempos de detención hidráulica de 11 días. Para el control flotante, las remociones variaron entre 16,1 y 44,3% a las mismas concentraciones y tiempo de detención hidráulica de 7 días. Olgún y Col. (2003), reportan en efluentes anaerobios de aguas residuales de café con contenidos de N-NTK entre 84,3 y 99,2 ppm, remociones por parte de *Salvinia minima* de 51±2,28% a pH 5,0; 78±1,47% a pH 6,0 y 97±0,80% a pH 8,0, para TRH de 12 días.

En otras aguas residuales biodegradables, Wolverton (1982), comparó el desempeño de *Phragmites comunis* y su testigo (filtro en grava, sin vegetación), en el tratamiento de aguas

residuales pretratadas por digestión anaerobia. Reporta remociones de N-NTK del 81,99% para el sistema con plantas y del 11,69% para el filtro, para un TRH de 1 día.

Wolverton y Col. (1983), compararon el desempeño de filtros con *P. communis*, *T. latifolia*, *Juncus effusus* y *Bambusa multiplex* y sin vegetación, en la eliminación de nitrógeno de aguas residuales pretratadas por digestión anaerobia, reportando que “*la diferencia más marcada entre el sistema sin plantas y aquellos que sostenían crecimiento de plantas fueron las tasas de reducción de NNH_3 y NTK después de 24 horas*”. Para TRH de 2 días y con *T. latifolia* reportan remociones del 53,79% y para el filtro sin vegetación del 21,88%.

Reddy (1988), reporta remociones de N-NTK, por parte de *E. crassipes*, tratando efluentes provenientes de un tratamiento secundario y TRH de 3 días, del 56,41%, para afluentes con concentraciones de 3,9 ppm.

U.S.EPA (2000b), reporta para humedales de flujo subsuperficial con TRH promedio de 3 días y diferentes especies emergentes, operando con aguas residuales domésticas a concentraciones de N-NTK de 15 ppm, una remoción media del 40,0%. Para humedales de flujo superficial reporta remociones del 38,9% para concentraciones de 18 ppm (U.S.EPA, 2000a).

Madera y Col. (2005), en Colombia, reportan remociones de N-NTK del 15% para tiempos de detención hidráulica de 0,5 días y del 29% para tiempos de detención hidráulica de 1 día, en humedales con *Scirpus* spp postratando aguas residuales domésticas tratadas anaerobiamente y con una concentración inicial de nitrógeno de 55,3 ppm.

3.4.2.9.2. Nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y Nitrógeno nítrico (N-NO₃).

En la Tabla 3.13 se condensan los valores medios del nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y del nitrógeno nítrico (N-NO₃) de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas durante el estado estable.

El valor promedio de entrada fue de 64,4 ppm para el N-NH₃ y de 1,26 ppm para el N-NO₃, en los afluentes sin diluir, de 40,2 y 1,05 ppm para los afluentes diluidos al 40% y de 12,6 y 0,98 ppm para los afluentes diluidos al 10%.

Igualmente, se presentan los valores medios de remoción del N-NH₃ y N-NO₃ durante el estado estable. Para el N-NH₃, las remociones variaron entre 5,69%, alcanzada con el control emergente en afluentes sin diluir y 86,69% alcanzada con *E. crassipes* en afluentes diluidos al 10%. Para el N-NO₃, las remociones variaron entre -20,02%, presentada en el control flotante en afluentes sin diluir y 59,67% alcanzado con *P. stratiotes* en afluentes diluidos al 10%.

Para todos los casos, la remoción del N-NH₃ y N-NO₃, fue mayor en la laguna con *T. angustifolia*, respecto a su testigo (entre 3 y 5 veces mayor para N-NH₃ y entre 5 y 25 veces mayor para N-NO₃).

Laguna	N-NH ₃ (ppm) (4) [*]		Remoción N-NH ₃ (%) (4) [*]	N-NO ₃ (ppm) (4) [*]		Remoción N-NO ₃ (%) (4) [*]
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
CF Q ₁ C ₁	64,4±5,0	56,5±6,8	12,47±4,34	1,26±0,42	1,47±0,45	-20,02±27,7
TF Q ₁ C ₁	64,4±5,0	47,5±4,3	26,12±6,68	1,26±0,42	0,88±0,41	30,69±15,36
CE Q ₁ C ₁	64,4±5,0	60,8±6,1	5,69±2,16	1,26±0,42	1,24±0,51	1,26±20,76
SV Q ₁ C ₁	64,4±5,0	25,9±3,4	59,66±5,49	1,26±0,42	0,60±0,10	47,29±22,60
PT Q ₁ C ₁	64,4±5,0	26,2±8,3	59,59±10,52	1,26±0,42	0,73±0,12	39,73±11,09
EC Q ₁ C ₁	64,4±5,0	25,4±9,6	60,93±11,97	1,26±0,42	0,61±0,08	49,11±10,48
CF Q ₁ C _{0,4}	40,2±4,2	33,6±4,9	16,46±5,42	1,05±0,19	1,01±0,17	4,07±4,70
TF Q ₁ C _{0,4}	40,2±4,2	25,3±3,2	37,01±6,01	1,05±0,19	0,69±0,17	35,18±8,16
CE Q ₁ C _{0,4}	40,2±4,2	34,9±5,3	13,39±4,35	1,05±0,19	0,98±0,20	7,24±6,15
SV Q ₁ C _{0,4}	40,2±4,2	10,2±2,3	74,62±5,90	1,05±0,19	0,69±0,18	35,12±6,91
PT Q ₁ C _{0,4}	40,2±4,2	10,7±2,5	73,22±6,20	1,05±0,19	0,70±0,17	33,19±9,66
EC Q ₁ C _{0,4}	40,2±4,2	8,6±2,8	78,77±5,46	1,05±0,19	0,65±0,19	38,56±9,32
CF Q ₁ C _{0,1}	12,6±3,2	10,1±2,7	19,36±4,83	0,98±0,66	0,89±0,61	10,58±3,43
TF Q ₁ C _{0,1}	12,6±3,2	6,5±2,9	50,78±15,37	0,98±0,66	0,57±0,52	45,11±15,79
CE Q ₁ C _{0,1}	12,6±3,2	11,4±2,9	9,26±2,38	0,98±0,66	0,84±0,48	8,99±12,23
SV Q ₁ C _{0,1}	12,6±3,2	2,6±1,2	79,98±5,24	0,98±0,66	0,45±0,18	47,59±15,79
PT Q ₁ C _{0,1}	12,6±3,2	2,1±1,2	84,74±7,91	0,98±0,66	0,39±0,34	59,67±28,63
EC Q ₁ C _{0,1}	12,6±3,2	1,7±1,3	86,69±7,77	0,98±0,66	0,34±0,12	57,44±23,09

Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 3.13. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Amoniacal y Nitrógeno Nítrico, en el estado estable.

Para el caso de las especies flotantes, tanto en la remoción de N-NH₃ como de N-NO₃, las plantas mostraron mayores eficiencias que las exhibidas por el control. En la remoción de N-NH₃ las 3 especies mostraron eficiencias similares, con variaciones relativamente pequeñas, siendo superiores entre 4 y 5 veces a las presentadas por el testigo. En la remoción de N-NO₃ las 3 especies mostraron mayores variaciones, siendo la especie *E. crassipes*, en términos globales, ligeramente superior a las otras 2. Para este caso, las eficiencias alcanzadas por las plantas fueron superiores entre 6 y 9 veces a las presentadas por el testigo.

La tendencia en la remoción, tanto del N-NH₃ como del N-NO₃ fue: mayores remociones a menores concentraciones de afluente.

En aguas residuales de café, Rodríguez (1997), reporta remociones entre 61,0 y 91,8% de N-NH₃, utilizando *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* en serie, para el postratamiento, en laboratorio, de aguas mieles con concentraciones afluentes de N-NH₃ entre 30 y 36 ppm y tiempos de detención hidráulica de 11 días. Para el control flotante, las remociones variaron entre 7,9 y 20,5% a las mismas concentraciones y tiempo de detención hidráulica de 7 días. Olgún y Col. (2003), reportan en efluentes anaerobios de aguas residuales de café con contenidos de N-NH₃ entre 58,8 y 64,3 ppm, remociones por parte de *Salvinia minima* de 55±0,44% a pH 5,0; 80±1,1% a pH 6,0 y 99±0,02% a pH 8,0 para TRH de 12 días.

En otras aguas residuales biodegradables, Wolverton (1982), comparó el desempeño de *Phragmites comunis* y su testigo (filtro en grava, sin vegetación), en el tratamiento de aguas residuales pretratadas por digestión anaerobia. Reporta remociones de N-NH₃ del 95,16% para el sistema con plantas y del 7,94% para el filtro, para un TRH de 1 día.

Wolverton y Col. (1983), reportan, en filtros con *Phragmites* spp para el tratamiento de aguas residuales, que las concentraciones de N-NH₃ y N-NO₃ desaparecen rápidamente, lo que sugiere que las raíces de las plantas aportan suficiente O₂ al líquido para permitir la nitrificación, pero no lo suficiente como para que la zona se mantenga en un estado aeróbico permanente y que de este modo predominan las condiciones anóxicas que conllevan a la denitrificación.

Reddy (1983), reporta que fue más eficiente la Enea que el Jacinto en la remoción del nitrógeno inorgánico (N-NO₃ y N-NH₃) con 50% en 4 días, mientras que el Jacinto alcanzó el 40% en el mismo tiempo y que *Typha* spp prefiere el amonio al nitrato, mientras que en *E. crassipes* no hay diferencias en las preferencias de la fuente de nitrógeno inorgánico.

Wolverton y Col. (1983), compararon el desempeño de filtros con *T. latifolia* y sin vegetación y TRH de 2 días, en la eliminación de N-NH₃ de aguas residuales pretratadas por digestión anaerobia, reportando, para la planta, remociones del 96,55% y para el filtro sin vegetación del 19,27%.

Reddy (1988), reporta rendimientos de remoción de N-NH₃, por parte de *E. crassipes*, tratando efluentes provenientes de un tratamiento secundario y un TRH de 3 días, del 83,33%, para afluentes con concentraciones de 1,8 ppm y remociones del 93,33% para N-NO₃, para afluentes con concentraciones de 1,5 ppm.

McIntyre y Riha (1991), en el tratamiento de aguas residuales y TRH de 2 días, reportan remociones de N-NH₃ para *Typha* spp del 87% (para el control del 53%) para un afluente con 18,6 ppm, para afluentes con 56,8 ppm, las remociones fueron del 79% para la planta y del 52% para el control y para afluentes con 79,3 ppm, las remociones fueron del 68% para la planta y del 48% para el control. En la remoción de N-NO₃ reportan para *Typha* spp valores del 63% (para el control del 27%) para un afluente con 19,5 ppm; para afluentes con 54,9 ppm, las remociones fueron del 61% para la planta y del 36% para el control y para afluentes con 81,7 ppm, las remociones fueron del 62% para la planta y del 31% para el control.

U.S.EPA (1993), en humedales de flujo subsuperficial y TRH de 6 días, reporta remociones de N-NH₃ del 29,20% por parte de *Typha* spp en el tratamiento primario de aguas residuales domésticas, con concentraciones en el afluente de 25 ppm, mientras que el testigo, presentó una remoción del 11,60%.

Mandi y Col. (1998), evaluaron la utilización de *T. latifolia* en el tratamiento de aguas residuales domésticas y reportan una reducción del 29% en el N-NH₃, para afluentes con un contenido de 7,89 ppm y en los testigos reportan incrementos del 28%, para TRH que variaron entre 0,5 y 17 horas.

U.S.EPA (2000b), reporta para humedales de flujo subsuperficial con TRH promedio de 3 días y diferentes especies emergentes, operando con aguas residuales domésticas a concentraciones de N-NH₃ de 5 ppm y de N-NO₃ de 9 ppm, una remoción media del 0,0% para N-NH₃ y 66,7 para N-NO₃. Para humedales de flujo superficial reporta remociones de N-NH₃ del 22,2% para concentraciones de afluente de 9 ppm y del 66,7% para N-NO₃, para concentraciones de afluente de 3 ppm (U.S.EPA, 2000a).

De acuerdo con U.S.EPA (2000a), se puede asumir, que la mayor parte del líquido en el humedal es anóxico o anaeróbico y esta falta general de oxígeno limita la remoción biológica por nitrificación del amoníaco. En contraste, la remoción de nitratos por desnitrificación biológica puede ser muy efectiva dado que las condiciones anóxicas requeridas están siempre presentes y se cuenta con suficientes fuentes de carbono (U.S.EPA 2000b).

De acuerdo con Crites y Tchobanoglous (2000), los microorganismos nitrificantes no se encuentran en cantidades significativas en sistemas muy cargados (> 110 kg DBO/ha-d) y en sistemas recién construidos con cobertura vegetal incompleta, dada la necesidad que tienen estos microorganismos de oxígeno y de superficies para desarrollarse.

Ying-Feng y Col. (2002), en su investigación, reportan que las macrófitas son esenciales en la remoción eficiente de los nitratos y en humedales con las macrófitas (*Phragmites australis*, *Commelina communis*, *Pennisetum purpureum*, *Ipomoea aquatica*, y *Pistia stratiotes*) encontraron remociones de nitratos que fueron diferentes, estadísticamente, a las alcanzadas con los humedales sin macrófitas.

Zúñiga y Col. (2003), reportan en el tratamiento de aguas residuales domésticas con humedales, empleando las especies emergentes *Scirpus* spp y *Typha* spp, remociones de N-NH₃ superiores al 60% en los primeros 5 días de tratamiento, mientras que con el control (lagunas sin macrófitas), la remoción fue inferior al 10%, con concentraciones en el afluente de 40 ppm.

3.4.2.9.3. Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total.

En la Tabla 3.14 se condensan los valores medios del nitrógeno orgánico y del nitrógeno total de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas durante el estado estable. El valor promedio de entrada fue de 24,5 ppm para el N-orgánico y de 90,2 ppm para el N-Total, en los afluentes sin diluir, de 10,3 y 51,5 ppm para los afluentes diluidos al 40% y de 5,8 y 19,4 ppm para los afluentes diluidos al 10%.

En la misma Tabla, se presentan los valores medios de remoción del N-orgánico y N-total durante el estado estable. Para el N-orgánico, sólo se presentó remoción en los controles, mientras que en las lagunas con macrófitas se presentó incremento, debido probablemente a procesos de inmovilización en las células microbianas y al aporte por restos de plantas muertas, sobre todo a cargas orgánicas altas, dado que el nitrógeno orgánico está asociado a los sólidos presentes en el agua residual, siendo la sedimentación, filtración y mineralización los principales mecanismos de eliminación. En el caso del Nitrógeno total, los porcentajes de

remoción variaron entre 8,12% alcanzado con el control emergente en afluentes sin diluir y 59,02% alcanzado con *E. crassipes* en afluentes diluidos al 10%

La planta emergente *T. angustifolia*, siempre presentó valores de remoción de nitrógeno total mayores que las exhibidas por su testigo y fueron entre 2 y 3 veces mayores, iguales proporciones se observaron entre la remoción de nitrógeno total por parte de las especies flotantes respecto a su control y entre ellas las remociones fueron mayores con *E. crassipes*, seguido de *P. stratiotes* y *S. auriculata*.

Laguna	N-Norg (ppm) (4)*		Remoción N-Norg. (%) (4)*	N-N _T (ppm) (4)*		Remoción N-N _T (%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
CF Q ₁ C ₁	24,5±4,5	22,9±5,4	6,75±11,16	90,2±5,1	80,9±8,9	10,53±4,93
TF Q ₁ C ₁	24,5±4,5	26,4±3,6	-9,55±22,83	90,2±5,1	74,7±4,9	17,19±1,06
CE Q ₁ C ₁	24,5±4,5	20,8±6,0	15,97±19,47	90,2±5,1	82,8±3,4	8,12±3,17
SV Q ₁ C ₁	24,5±4,5	39,1±8,5	-66,51±59,44	90,2±5,1	65,6±5,9	27,11±7,31
PT Q ₁ C ₁	24,5±4,5	34,3±5,4	-40,26±6,79	90,2±5,1	61,2±4,8	32,00±5,62
EC Q ₁ C ₁	24,5±4,5	33,4±6,9	-36,33±19,18	90,2±5,1	59,5±2,7	33,88±4,95
CF Q ₁ C _{0,4}	10,3±3,1	4,8±6,4	59,75±49,05	51,5±7,3	39,4±10,5	24,29±9,41
TF Q ₁ C _{0,4}	10,3±3,1	16,3±4,5	-62,58±40,47	51,5±7,3	42,2±6,1	17,96±1,51
CE Q ₁ C _{0,4}	10,3±3,1	10,7±2,2	-7,99±21,32	51,5±7,3	46,6±7,3	9,52±3,02
SV Q ₁ C _{0,4}	10,3±3,1	20,0±5,8	-98,63±46,49	51,5±7,3	30,8±6,2	40,31±6,71
PT Q ₁ C _{0,4}	10,3±3,1	15,8±7,6	-55,65±69,79	51,5±7,3	27,2±6,4	47,41±8,47
EC Q ₁ C _{0,4}	10,3±3,1	16,1±6,3	-60,69±60,17	51,5±7,3	25,4±7,5	51,14±11,01
CF Q ₁ C _{0,1}	5,8±3,0	2,8±2,5	55,52±17,96	19,4±6,4	13,8±4,6	28,49±2,14
TF Q ₁ C _{0,1}	5,8±3,0	7,2±3,9	-22,42±27,88	19,4±6,4	14,2±5,9	28,38±9,40
CE Q ₁ C _{0,1}	5,8±3,0	4,9±3,6	21,72±36,37	19,4±6,4	17,1±6,1	11,56±9,17
SV Q ₁ C _{0,1}	5,8±3,0	7,3±4,4	-27,13±58,43	19,4±6,4	10,4±5,4	46,77±18,90
PT Q ₁ C _{0,1}	5,8±3,0	6,2±4,7	-3,25±77,00	19,4±6,4	8,6±4,6	55,77±16,48
EC Q ₁ C _{0,1}	5,8±3,0	6,3±4,9	-1,07±25,98	19,4±6,4	8,3±4,9	59,02±21,79

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 3.14. Valores promedio y porcentajes de remoción de nitrógeno orgánico y Nitrógeno Total, en el estado estable.

Finalmente, la tendencia en la eliminación de nitrógeno total fue: mayores porcentajes de eliminación a cargas orgánicas menores.

Reddy y Col. (1982), en investigaciones sobre tratamiento de aguas agrícolas utilizando *E. crassipes*, reporta remociones negativas de nitrógeno orgánico, del orden de -13,10 ppm, para TRH de 3,6 días.

Tanner y Col. (1995), reportan remociones de N_T, para aguas residuales provenientes de la industria láctea y utilizando la especie emergente *Schoenoplectus validus*, del orden del 48% para TRH de 2 días y del 75% para TRH de 7 días, mientras que para el testigo sin plantas, las remociones fueron del 12 y 41% para estos tiempos de detención y concentraciones de N_T

en el afluente entre 10 y 110 ppm. Igualmente reportan que los humedales sin plantas exhibieron menores remociones de N_T a cargas altas.

U.S.EPA (2000b), reporta para humedales de flujo subsuperficial con TRH promedio de 3 días y diferentes especies emergentes, operando con aguas residuales domésticas a concentraciones de Nitrógeno total de 20 ppm, una remoción media del 55,0%. Para humedales de flujo superficial reporta remociones del 66,7% para concentraciones de 12 ppm (U.S.EPA, 2000a).

3.4.2.9.4. Fosfatos totales y filtrados.

En la Tabla 3.15 se condensan los valores medios de los fosfatos P-PO₄ totales y filtrados de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas durante el estado estable. El valor promedio de entrada fue de 49,8 ppm para el P-PO₄ totales y de 39,2 ppm para P-PO₄ filtrados, en los afluentes sin diluir, de 25,0 y 16,9 ppm para los afluentes diluidos al 40% y de 10,4 y 7,3 ppm para los afluentes diluidos al 10%.

En la misma tabla se presentan los valores medios de remoción de los fosfatos totales y filtrados durante el estado estable. Para P-PO₄ totales, las remociones variaron entre 7,6%, alcanzada con el control emergente en afluentes sin diluir y diluidos al 10% y 69,96% alcanzada con *P. stratiotes* en afluentes diluidos al 10%. Para P-PO₄ filtrados, las remociones variaron entre 10,23%, alcanzada en el control flotante en afluentes sin diluir y 76,34% alcanzada con *E. crassipes* en afluentes diluidos al 40%.

La planta emergente *T. angustifolia*, siempre presentó valores de remoción de fosfatos totales y filtrados mayores que las exhibidas por su testigo y fueron entre 2 y 4 veces mayores. Todas las especies flotantes mostraron remociones mayores que su control a las 3 concentraciones evaluadas y fueron entre 4 y 6 veces mayores y entre ellas las remociones fueron levemente mayores con *E. crassipes*, seguido de *P. stratiotes* y *S. auriculata*.

La relación entre el P-PO₄ total y filtrado, en el estado estable, varió entre 1,29 y 1,52 en los afluentes y entre 1,23 y 2,38 en los efluentes.

En aguas residuales de café, Rodríguez (1997), reporta remociones entre 35,7 y 76,4% de fósforo total, utilizando *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* en serie, para el postratamiento, en laboratorio, de aguas mieles con concentraciones afluentes de fósforo total entre 9 y 19 ppm y tiempos de detención hidráulica de 11 días. Para el control flotante, las remociones variaron entre 17,0 y 73,8% a las mismas concentraciones y tiempo de detención hidráulica de 7 días. Olgún y Col. (2003), reportan en efluentes anaerobios de aguas residuales de café con contenidos de P-PO₄ entre 38,3 y 81,6 ppm, remociones por parte de *Salvinia minima* de 81,0±3,1% a pH 5,0; 74,5±2,5% a pH 6,0 y 88,0±2,9% a pH 8,0, para TRH de 12 días. Fia (2008) utilizando aguas residuales de café sin tratar y un humedal sembrado con *Typha* spp operando con cargas orgánicas aplicadas de 400 kg DBO₅/ha-día y TRH de 10 días reporta remociones de P-PO₄ del 83%.

Laguna	PO ₄ (ppm) (4)*		Remoción PO ₄ (%) (4)*	PO ₄ filt. (ppm) (4)*		Remoción PO ₄ filt. (%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
CF Q ₁ C ₁	49,8±9,0	43,9±9,8	12,34±4,32	39,2±9,4	35,0±7,6	10,23±6,96
TF Q ₁ C ₁	49,8±9,0	34,2±8,8	31,31±10,79	39,2±9,4	28,6±6,9	26,90±2,93
CE Q ₁ C ₁	49,8±9,0	46,0±8,5	7,63±2,29	39,2±9,4	34,5±9,6	12,74±4,31
SV Q ₁ C ₁	49,8±9,0	23,1±2,7	53,23±3,73	39,2±9,4	16,3±1,4	57,03±8,03
PT Q ₁ C ₁	49,8±9,0	22,9±1,6	52,45±11,94	39,2±9,4	15,3±4,2	59,12±13,60
EC Q ₁ C ₁	49,8±9,0	19,8±4,4	59,79±7,71	39,2±9,4	14,3±2,7	62,13±9,39
CF Q ₁ C _{0,4}	25,0±2,6	22,5±2,1	9,65±2,83	16,9±4,0	15,0±4,0	11,52±7,50
TF Q ₁ C _{0,4}	25,0±2,6	17,9±1,7	27,65±11,83	16,9±4,0	11,3±3,1	33,17±9,37
CE Q ₁ C _{0,4}	25,0±2,6	22,2±1,2	10,53±8,55	16,9±4,0	14,1±4,3	17,64±5,74
SV Q ₁ C _{0,4}	25,0±2,6	10,0±2,4	60,43±5,50	16,9±4,0	5,2±0,4	67,99±6,29
PT Q ₁ C _{0,4}	25,0±2,6	9,5±1,9	61,77±7,81	16,9±4,0	5,0±1,4	70,37±6,50
EC Q ₁ C _{0,4}	25,0±2,6	9,0±2,4	63,91±7,37	16,9±4,0	3,8±0,7	76,34±7,37
CF Q ₁ C _{0,1}	10,4±2,4	9,1±3,0	13,27±10,09	7,3±1,7	6,4±1,8	12,48±4,99
TF Q ₁ C _{0,1}	10,4±2,4	7,5±4,5	31,81±26,30	7,3±1,7	4,9±1,1	30,80±14,79
CE Q ₁ C _{0,1}	10,4±2,4	9,5±2,0	7,66±10,34	7,3±1,7	6,4±1,1	11,32±6,01
SV Q ₁ C _{0,1}	10,4±2,4	3,5±1,4	66,96±5,61	7,3±1,7	2,4±1,2	66,31±12,13
PT Q ₁ C _{0,1}	10,4±2,4	3,1±0,9	69,96±2,03	7,3±1,7	2,3±0,5	67,48±7,40
EC Q ₁ C _{0,1}	10,4±2,4	3,2±1,0	69,35±3,25	7,3±1,7	1,8±0,5	74,13±9,31

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 3.15. Valores promedio y porcentajes de remoción de Fosfatos totales y filtrados en el estado estable.

En otras aguas residuales biodegradables, Wolverton (1982), comparó el desempeño de *Phragmites comunis* y su testigo (filtro en grava, sin vegetación), en el tratamiento de aguas residuales pretratadas por digestión anaerobia. Reporta remociones de fósforo total del 54,55% para el sistema con plantas y del 8,62% para el filtro, para un TRH de 1 día.

Wolverton y Col. (1983), compararon el desempeño de filtros con *T. latifolia* y sin vegetación y TRH de 2 días, en la eliminación de P_T de aguas residuales pretratadas por digestión anaerobia, reportando, para la planta, remociones del 42,37%, mientras que en el filtro se incrementó el contenido de fósforo total.

Reddy (1988), reporta rendimientos de remoción de P_T, por parte de *E. crassipes*, tratando efluentes provenientes de un tratamiento secundario y un TRH de 3 días, del 57,14%, para afluentes con concentraciones de 0,7 ppm.

Tanner y Col. (1995), reportan remociones de P_T, para aguas residuales provenientes de la industria láctea y utilizando la especie emergente *Schoenoplectus validus*, del orden del 37% para TRH de 2 días y del 74% para TRH de 7 días, mientras que para el testigo sin plantas, las remociones fueron del 1 y 36% para estos tiempos de detención y concentraciones de P_T en el afluente entre 8 y 18 ppm. Igualmente reportan que los humedales sin plantas exhibieron menores remociones de P_T a cargas altas.

Mandi y Col. (1998), evaluaron la utilización de *T. latifolia* en el tratamiento de aguas residuales domésticas y reportan una reducción del 32% en el P_T , para afluentes con un contenido de 7,66 ppm y en los testigos reportan remociones del 14%, para TRH que variaron entre 0,5 y 17 horas.

U.S.EPA (2000b), reporta para humedales de flujo subsuperficial con TRH promedio de 3 días y diferentes especies emergentes, operando con aguas residuales domésticas a concentraciones de fósforo total de 4 ppm, una remoción media del 50,0%. Para humedales de flujo superficial reporta remociones del 50,0% para concentraciones de 4 ppm (U.S.EPA, 2000a).

3.4.2.9.5. Potasio y Sulfatos.

En la Tabla 3.16 se condensan los valores medios del potasio y de los sulfatos S-SO₄ de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas durante el estado estable. El valor promedio de entrada de potasio fue de 435 ppm en los afluentes sin diluir y de 166 y 33 ppm para los afluentes diluidos al 40% y al 10%, respectivamente. Para los S-SO₄, el valor medio de entrada fue 19,5 ppm en los afluentes sin diluir y 10 y 4 ppm para los afluentes diluidos al 40% y al 10%, respectivamente.

En la misma tabla se presentan los valores medios de remoción del potasio durante el estado estable, los cuales variaron entre 7,11%, alcanzado con el control emergente en afluentes sin diluir y 45,88% alcanzado con *E. crassipes* en afluentes diluidos al 10%. La planta emergente *T. angustifolia*, siempre presentó valores de remoción de potasio mayores que las exhibidas por su testigo y fueron entre 2 y 3 veces mayores.

Todas las especies flotantes mostraron remociones de potasio mayores que su control a las 3 concentraciones evaluadas y fueron entre 3 y 4 veces mayores y entre ellas las remociones fueron muy similares con *E. crassipes* y *P. stratiotes* y levemente mayores a las alcanzadas con *S. auriculata*.

En aguas residuales de café, Rodríguez (1997), reporta remociones entre 6,5 y 20,0% de potasio, utilizando *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* en serie, para el postratamiento, en laboratorio, de aguas mieles con concentraciones afluentes de potasio entre 27 y 48 ppm y tiempos de detención hidráulica de 11 días. Para el control flotante, las remociones variaron entre 4,4 y 18,5% a las mismas concentraciones y tiempo de detención hidráulica de 7 días. Fia (2008) utilizando aguas residuales de café sin tratar y un humedal sembrado con *Typha* spp operando con cargas orgánicas aplicadas de 400 kg DBO₅/ha-día y TRH de 10 días reporta remociones de Potasio del 78%.

En otras aguas residuales biodegradables, Pedraza (1994), reporta remociones de potasio del 64,56% en 27 días, utilizando *E. crassipes* en el tratamiento de efluentes procedentes de un biodigestor operando con excretas de bovino y con contenidos de potasio en el afluente de la laguna con Jacinto del orden de 570 ppm.

En la Tabla 3.16 se presentan los valores medios de remoción de S-SO₄ durante el estado estable, los cuales variaron entre -4,08%, alcanzado con el control emergente en afluentes sin diluir y 83,75% alcanzado con *E. crassipes* en afluentes diluidos al 10%. La planta emergente *T. angustifolia*, siempre presentó valores de remoción de sulfatos mayores que las exhibidas por su testigo y fueron entre 3 y 5 veces mayores. Todas las especies flotantes mostraron remociones de S-SO₄ mayores que su control a las 3 concentraciones evaluadas y fueron entre 3 y 11 veces mayores y entre ellas las mayores remociones se alcanzaron con *E. crassipes*.

Laguna	K (ppm) (4)*		Remoción K (%) (4)*	SO ₄ (ppm) (4)*		Remoción SO ₄ (%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
CF Q ₁ C ₁	435±100	385±73	10,83±4,16	19,5±2,4	18,5±2,4	4,81±10,66
TF Q ₁ C ₁	435±100	354±61	17,65±6,86	19,5±2,4	12,8±1,0	34,12±7,06
CE Q ₁ C ₁	435±100	402±78	7,11±3,62	19,5±2,4	20,3±3,5	-4,08±15,56
SV Q ₁ C ₁	435±100	319±45	25,25±10,42	19,5±2,4	13,5±4,5	30,64±22,59
PT Q ₁ C ₁	435±100	300±30	29,31±11,08	19,5±2,4	11,8±3,6	39,76±17,13
EC Q ₁ C ₁	435±100	297±48	30,46±11,28	19,5±2,4	9,3±4,1	53,13±17,77
CF Q ₁ C _{0,4}	166±27	148±23	10,37±3,62	10,0±1,8	8,3±1,5	17,39±4,02
TF Q ₁ C _{0,4}	166±27	124±11	23,90±8,96	10,0±1,8	6,3±1,5	37,91±4,70
CE Q ₁ C _{0,4}	166±27	149±18	9,57±5,80	10,0±1,8	8,8±1,5	12,34±3,20
SV Q ₁ C _{0,4}	166±27	99±34	38,11±23,60	10,0±1,8	7,5±4,2	25,09±43,78
PT Q ₁ C _{0,4}	166±27	99±19	40,55±6,51	10,0±1,8	7,0±2,8	31,66±15,96
EC Q ₁ C _{0,4}	166±27	103±23	37,02±12,67	10,0±1,8	5,5±3,1	47,32±20,74
CF Q ₁ C _{0,1}	33±8	28±8	14,14±3,39	4,0±0,8	3,8±1,7	9,58±24,28
TF Q ₁ C _{0,1}	33±8	24±6	27,53±4,33	4,0±0,8	1,8±0,5	56,67±8,16
CE Q ₁ C _{0,1}	33±8	30±8	8,89±3,88	4,0±0,8	3,5±0,6	11,25±13,15
SV Q ₁ C _{0,1}	33±8	20±4	38,26±12,26	4,0±0,8	1,3±1,9	68,75±47,32
PT Q ₁ C _{0,1}	33±8	18±5	44,23±9,68	4,0±0,8	1,3±1,0	70,00±24,49
EC Q ₁ C _{0,1}	33±8	17±2	45,88±9,14	4,0±0,8	0,8±1,0	83,75±19,74

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 3.16. Valores promedio y porcentajes de remoción de Potasio y Sulfatos en el estado estable.

En aguas residuales de café, Rodríguez (1997), reporta remociones entre -14,3 y 100,0% de sulfatos, utilizando *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* en serie, para el postratamiento, en laboratorio, de aguas mieles con concentraciones afluentes de sulfatos entre 6 y 15 ppm y tiempos de detención hidráulica de 11 días. Para el control flotante, las remociones variaron entre 55,6 y 100,0% a las mismas concentraciones y tiempo de detención hidráulica de 7 días.

3.4.2.10. Coliformes Totales y Fecales.

En la Tabla 3.17 se condensan los valores medios de coliformes totales y fecales de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas durante el estado estable.

Laguna	Coliformes totales (NMP/100ml) (2)*		Coliformes fecales (NMP/100ml) (2)*	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
CF Q ₁ C ₁	6,5*10 ⁶ ±3,5*10 ⁶	5,5*10 ⁵ ±2,1*10 ⁵	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	5,5*10 ³ ±2,1*10 ³
TF Q ₁ C ₁	6,5*10 ⁶ ±3,5*10 ⁶	4,9*10 ⁵ ±5,7*10 ⁵	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	4,0*10 ³ ±0,0
CE Q ₁ C ₁	6,5*10 ⁶ ±3,5*10 ⁶	4,0*10 ⁴ ±0,0	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	3,1*10 ³ ±1,3*10 ³
SV Q ₁ C ₁	6,5*10 ⁶ ±3,5*10 ⁶	2,2*10 ⁵ ±2,6*10 ⁵	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	2,0*10 ³ ±2,8*10 ³
PT Q ₁ C ₁	6,5*10 ⁶ ±3,5*10 ⁶	4,7*10 ⁵ ±6,1*10 ⁵	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	<3
EC Q ₁ C ₁	6,5*10 ⁶ ±3,5*10 ⁶	4,7*10 ⁵ ±6,1*10 ⁵	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	1,1*10 ³ ±1,5*10 ³
CF Q ₁ C _{0,4}	4,0*10 ⁵ ±0,0	2,1*10 ⁵ ±2,7*10 ⁵	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	<3
TF Q ₁ C _{0,4}	4,0*10 ⁵ ±0,0	6,5*10 ⁴ ±3,5*10 ⁴	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	<3
CE Q ₁ C _{0,4}	4,0*10 ⁵ ±0,0	4,9*10 ⁴ ±5,7*10 ⁴	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	3,5*10 ² ±4,9*10 ²
SV Q ₁ C _{0,4}	4,0*10 ⁵ ±0,0	5,2*10 ³ ±5,3*10 ³	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	2,0*10 ³ ±2,8*10 ³
PT Q ₁ C _{0,4}	4,0*10 ⁵ ±0,0	1,8*10 ⁴ ±4,2*10 ³	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	<3
EC Q ₁ C _{0,4}	4,0*10 ⁵ ±0,0	9,0*10 ⁴ ±0,0	9,5*10 ³ ±7,8*10 ³	1,1*10 ³ ±1,5*10 ³
CF Q ₁ C _{0,1}	1,6*10 ⁵ ±9,9*10 ⁴	1,6*10 ³ ±9,9*10 ²	3,5*10 ³ ±4,9*10 ³	<3
TF Q ₁ C _{0,1}	1,6*10 ⁵ ±9,9*10 ⁴	1,6*10 ³ ±9,9*10 ²	3,5*10 ³ ±4,9*10 ³	7,5*10 ² ±1,1*10 ³
CE Q ₁ C _{0,1}	1,6*10 ⁵ ±9,9*10 ⁴	2,4*10 ³ ±2,2*10 ³	3,5*10 ³ ±4,9*10 ³	<3
SV Q ₁ C _{0,1}	1,6*10 ⁵ ±9,9*10 ⁴	2,2*10 ³ ±2,6*10 ³	3,5*10 ³ ±4,9*10 ³	<3
PT Q ₁ C _{0,1}	1,6*10 ⁵ ±9,9*10 ⁴	9,0*10 ² ±0,0	3,5*10 ³ ±4,9*10 ³	<3
EC Q ₁ C _{0,1}	1,6*10 ⁵ ±9,9*10 ⁴	6,5*10 ² ±3,5*10 ²	3,5*10 ³ ±4,9*10 ³	<3

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF**: Control Flotantes, **TF**: *T. angustifolia*, **CE**: Control emergente; **SV**: *S. auriculata*, **PT**: *P. stratiotes*, **EC**: *E. crassipes*, **Q**: Caudal, **C**: Concentración.

Tabla 3.17. Valores promedio de Coliformes totales y fecales en el estado estable.

El valor promedio de entrada de coliformes totales fue de 6,5x10⁶ NMP/100 ml y de coliformes fecales de 9,5x10³/100 ml en los afluentes sin diluir, de 4,0x10⁵ NMP/100 ml y 9,5x10³ NMP/100 ml para los afluentes diluidos al 40% y de 1,6x10⁵ NMP/100 ml y 3,5x10³ NMP/100 ml para los afluentes diluidos al 10%.

En la Tabla 3.18 se presentan los valores medios de remoción de coliformes totales y fecales durante el estado estable. Para los coliformes totales, los porcentajes de remoción variaron entre 48,13% alcanzado con el control flotantes en afluentes diluidos al 40% y 99,41% alcanzado con *E. crassipes* en afluentes diluidos al 10%. Para los coliformes fecales, los porcentajes de remoción variaron entre 26,67% alcanzado con el control flotantes en afluentes sin diluir y 100% alcanzado con *P. stratiotes* en afluentes sin diluir y en el control flotantes, *T. angustifolia* y *P. stratiotes* en afluentes diluidos al 40%.

En general la disminución de coliformes totales y fecales, en las diferentes lagunas experimentales, estuvo entre 0 y 3 escalas logarítmicas.

Según U.S.EPA (1993), el mecanismo principal de remoción de patógenos en los humedales SFS es por atrapamiento y filtración física y expresa que la remoción de bacterias y virus es igual de eficiente en los humedales SFS y FWS. Igualmente reporta que en las plantas piloto FWS en Arcata, California, se removieron aproximadamente el 95% de los coliformes fecales y el 92% de los virus, con un TRH de 3,3 días y en la planta piloto de estudio en

Santee, California, el humedal SFS alcanzó una remoción de coliformes > al 98% y una remoción de virus > al 99% con un TRH de 6 días.

Laguna	%Remoción Coliformes Totales. (2)*	%Remoción Coliformes fecales. (2)*
Control flotantes Q ₁ C ₁	89,03±9,23	26,67±37,71
<i>Typha</i> Q ₁ C ₁	88,25±15,20	36,67±51,85
Control emergente Q ₁ C ₁	99,28±0,39	43,00±60,81
<i>Salvinia</i> Q ₁ C ₁	94,78±6,76	50,00±70,71
<i>Pistia</i> Q ₁ C ₁	88,53±15,60	100,00±0,00
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C ₁	94,50±6,36	93,00±9,90
Control flotantes Q ₁ C _{0,4}	48,13±68,06	100,00±0,00
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,4}	83,75±8,84	100,00±0,00
Control emergente Q ₁ C _{0,4}	87,63±14,32	97,67±3,30
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,4}	98,69±1,33	50,00±70,71
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,4}	95,50±1,06	100,00±0,00
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,4}	77,50±0,00	93,00±9,90
Control flotantes Q ₁ C _{0,1}	99,00±0,00	50,00±70,71
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,1}	99,00±0,00	39,29±55,56
Control emergente Q ₁ C _{0,1}	98,63±0,52	50,00±70,71
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,1}	98,91±0,92	50,00±70,71
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,1}	99,30±0,43	50,00±70,71
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,1}	99,41±0,58	50,00±70,71

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 3.18. Valores promedio de Remoción de Coliformes totales y fecales en el estado estable.

U.S.EPA (2000b), reporta para humedales de flujo subsuperficial con TRH promedio de 3 días y diferentes especies emergentes, operando con aguas residuales domésticas a concentraciones de coliformes fecales de 27×10^4 NMP/100 ml, una remoción media del 78,9%. Para humedales de flujo superficial reporta remociones del 98,2% para concentraciones de 73×10^3 NMP/100 ml (U.S.EPA, 2000a).

3.4.3. Determinación de los coeficientes de eliminación de nutrientes.

Ecuaciones de cinética de primer orden fueron utilizadas para describir la reducción de la materia orgánica y de los nutrientes, tanto en las lagunas que contenían las especies acuáticas como en los controles, del tipo:

$$\ln\left(\frac{C_o}{C_e}\right) = k * TRH \triangleright (\text{Ec.3.18})$$

En donde:

C_o = Concentración del parámetro de interés en el afluente (ppm).

C_e = Concentración del parámetro de interés en el efluente (ppm).

k = Coeficiente cinético de eliminación de la variable respuesta (d^{-1}).

TRH = Tiempo de detención hidráulica (d).

Los datos de entrada y salida de los parámetros de interés y del tiempo de detención hidráulica se ingresaron al programa Excel de Microsoft, versión 2007 y la función de linealización del programa (ESTIMACION.LINEAL, sin intercepto) se utilizó para el cálculo de los coeficientes de eliminación de la DQO, DBO₅, SST, N_T, P_T, K y S, mediante una regresión lineal, obteniéndose los coeficientes de determinación (para conocer el ajuste del modelo de regresión) y el error estándar. Una prueba t fue realizada sobre las constantes del modelo de regresión para establecer la validez del mismo.

Los resultados del coeficiente cinético de eliminación y de los componentes estadísticos de la regresión lineal, para las lagunas experimentales se presentan en las tablas 3.19, 3.20 y 3.21.

Los valores cercanos a la unidad obtenidos para el coeficiente de determinación, aunado a la significado estadístico encontrado (según prueba t al 5%) para los coeficientes de regresión del modelo, permiten inferir que la eliminación de la DQO, DBO₅, SST, N_T, P_T, K en las aguas mieles del café postratadas, siguen un modelo cinético de primer orden.

Para la eliminación de S, dado que en algunos casos la remoción fue negativa, no se obtuvieron modelos con un buen ajuste.

Laguna	Estadística	k_{DBO}	k_{DQO}	k_{SST}	k_{NT}	k_{PT}	k_{K+}	k_S
CF Q ₁ C ₁	k_t (d^{-1})	0,157	0,133	0,099	0,023	0,027	0,023	0,011
	Error estándar	0,010	0,023	0,017	0,006	0,005	0,005	0,011
	r^2	0,987	0,918	0,920	0,851	0,887	0,887	0,246
TF Q ₁ C ₁	k_t (d^{-1})	0,610	0,592	0,699	0,081	0,165	0,085	0,182
	Error estándar	0,044	0,081	0,011	0,003	0,036	0,017	0,023
	r^2	0,985	0,947	0,999	0,997	0,872	0,889	0,955
CE Q ₁ C ₁	k_t (d^{-1})	0,665	0,668	0,713	0,034	0,032	0,030	-0,013
	Error estándar	0,042	0,073	0,040	0,007	0,005	0,008	0,031
	r^2	0,988	0,966	0,991	0,878	0,937	0,815	0,057
SV Q ₁ C ₁	k_t (d^{-1})	0,301	0,269	0,153	0,058	0,138	0,054	0,075
	Error estándar	0,031	0,032	0,013	0,009	0,008	0,013	0,036
	r^2	0,970	0,960	0,979	0,932	0,990	0,853	0,592
PT Q ₁ C ₁	k_t (d^{-1})	0,311	0,302	0,145	0,070	0,137	0,066	0,097
	Error estándar	0,018	0,020	0,007	0,006	0,021	0,012	0,028
	r^2	0,990	0,987	0,993	0,980	0,937	0,907	0,800
EC Q ₁ C ₁	k_t (d^{-1})	0,289	0,285	0,255	0,079	0,176	0,070	0,156
	Error estándar	0,023	0,025	0,020	0,009	0,023	0,018	0,051
	r^2	0,981	0,978	0,982	0,964	0,951	0,831	0,756

CF: Control Flotantes, TF: *T. angustifolia*, CE: Control emergente; SV: *S. auriculata*, PT: *P. stratiotes*, EC: *E. crassipes*; Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 3.19. Valores del coeficiente cinético de eliminación obtenido por regresión lineal, en lagunas operando con afluentes sin diluir, en el estado estable.

Laguna	Estadística	k_{DBO}	k_{DOO}	k_{SST}	k_{NT}	k_{PT}	k_{K+}	k_S
CF Q ₁ C _{0,4}	k_t (d ⁻¹)	0,179	0,179	0,245	0,054	0,019	0,021	0,037
	Error estándar	0,022	0,023	0,057	0,011	0,003	0,004	0,004
	r ²	0,958	0,953	0,861	0,882	0,941	0,924	0,965
TF Q ₁ C _{0,4}	k_t (d ⁻¹)	0,584	0,479	0,729	0,086	0,146	0,122	0,208
	Error estándar	0,047	0,076	0,081	0,004	0,033	0,026	0,017
	r ²	0,981	0,930	0,965	0,995	0,868	0,882	0,980
CE Q ₁ C _{0,4}	k_t (d ⁻¹)	0,515	0,483	0,980	0,048	0,055	0,049	0,063
	Error estándar	0,056	0,045	0,085	0,008	0,023	0,015	0,009
	r ²	0,966	0,974	0,978	0,922	0,668	0,779	0,943
SV Q ₁ C _{0,4}	k_t (d ⁻¹)	0,226	0,218	0,392	0,097	0,175	0,105	0,078
	Error estándar	0,012	0,012	0,053	0,010	0,011	0,047	0,054
	r ²	0,992	0,991	0,947	0,967	0,987	0,629	0,410
PT Q ₁ C _{0,4}	k_t (d ⁻¹)	0,239	0,223	0,403	0,112	0,168	0,090	0,069
	Error estándar	0,011	0,011	0,081	0,014	0,019	0,009	0,019
	r ²	0,994	0,993	0,891	0,956	0,963	0,972	0,820
EC Q ₁ C _{0,4}	k_t (d ⁻¹)	0,301	0,276	0,364	0,137	0,193	0,090	0,127
	Error estándar	0,035	0,033	0,050	0,022	0,023	0,021	0,035
	r ²	0,960	0,958	0,947	0,929	0,958	0,864	0,816

CF: Control Flotantes, TF: *T. angustifolia*, CE: Control emergente; SV: *S. auriculata*, PT: *P. stratiotes*, EC: *E. crassipes*; Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 3.20. Valores del coeficiente cinético de eliminación obtenido por regresión lineal, en lagunas operando con afluentes diluidos al 40%, en el estado estable.

Laguna	Estadística	k_{DBO}	k_{DOO}	k_{SST}	k_{NT}	k_{PT}	k_{K+}	k_S
CF Q ₁ C _{0,1}	k_t (d ⁻¹)	0,143	0,147	0,201	0,061	0,026	0,028	0,023
	Error estándar	0,018	0,010	0,028	0,004	0,011	0,004	0,024
	r ²	0,957	0,988	0,946	0,989	0,647	0,953	0,233
TF Q ₁ C _{0,1}	k_t (d ⁻¹)	0,762	0,759	1,197	0,148	0,189	0,141	0,371
	Error estándar	0,034	0,031	0,081	0,028	0,090	0,011	0,042
	r ²	0,994	0,995	0,986	0,900	0,597	0,982	0,962
CE Q ₁ C _{0,1}	k_t (d ⁻¹)	0,945	0,883	0,811	0,054	0,036	0,041	0,057
	Error estándar	0,088	0,087	0,102	0,024	0,025	0,009	0,031
	r ²	0,975	0,972	0,955	0,630	0,400	0,877	0,527
SV Q ₁ C _{0,1}	k_t (d ⁻¹)	0,390	0,365	0,251	0,131	0,211	0,094	
	Error estándar	0,010	0,004	0,033	0,042	0,016	0,017	
	r ²	0,998	1,000	0,951	0,768	0,982	0,905	
PT Q ₁ C _{0,14}	k_t (d ⁻¹)	0,331	0,335	0,252	0,156	0,210	0,104	
	Error estándar	0,016	0,009	0,027	0,039	0,009	0,014	
	r ²	0,993	0,998	0,967	0,844	0,994	0,948	
EC Q ₁ C _{0,1}	k_t (d ⁻¹)	0,343	0,324	0,274	0,167	0,212	0,112	
	Error estándar	0,005	0,006	0,013	0,029	0,012	0,016	
	r ²	0,999	0,999	0,993	0,917	0,991	0,945	

CF: Control Flotantes, TF: *T. angustifolia*, CE: Control emergente; SV: *S. auriculata*, PT: *P. stratiotes*, EC: *E. crassipes*; Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 3.21. Valores del coeficiente cinético de eliminación obtenido por regresión lineal, en lagunas operando con afluentes diluidos al 10%, en el estado estable.

Considerando la discusión realizada en el ítem 3.4.2.3 relacionada con la temperatura de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales y su baja variación, los rangos de temperaturas máximas y mínimas del aire en la zona de estudio y los cambios de temperatura en el perfil del suelo, donde estaban construidas las lagunas, podemos despreocupar, para la zona de estudio y la naturaleza del tratamiento biológico, el efecto de la temperatura sobre el valor obtenido de los coeficientes cinéticos de eliminación.

3.4.4. Análisis estadístico de las variables respuesta.

Considerando los objetivos del presente trabajo de investigación, se seleccionaron las variables DBO_5 , SST, N_T , P_T y K para realizar el análisis de varianza y determinar la mejor especie para el postratamiento de las aguas mieles.

La selección de las variables obedeció a que la legislación ambiental colombiana realiza el cobro de tasas retributivas a los productores de café con base en las concentraciones de DBO_5 y SST presentes en los efluentes que se disponen finalmente y a la necesidad de eliminar N y P para evitar problemas de eutrofización en las fuentes de agua, por la disposición de los vertidos, aunado a la eliminación del K, cuyo contenido en las aguas mieles del café es alto y la disposición en el suelo de este tipo de aguas puede generar desbalance de bases (K, Ca, Mg), perjudicando la productividad de los cultivos.

En el análisis estadístico se consideraron los porcentajes de remoción de estos parámetros y sus coeficientes de eliminación que incorporan el tiempo de detención hidráulico que fue diferente para la especie emergente respecto a las especies flotantes.

3.4.4.1. Análisis de varianza.

En las Tablas 3.22 a 3.28 se presentan el promedio, la desviación estándar, los valores mínimos y máximos de las variables respuesta y la tendencia de las mismas cuando el análisis de varianza, a un $\alpha = 0,05$, determinó que se presentó efecto de la concentración. En las Tablas 12-4 a 12-9 del capítulo de los anexos se presentan los componentes del análisis de varianza para las variables respuesta.

En la laguna Control Flotantes (Tabla 3.22), el análisis de varianza no mostró efecto de la concentración en las variables porcentaje de remoción de: DBO_5 , fósforo total y potasio y en los coeficientes de eliminación de: DBO_5 , sólidos suspendidos totales, fósforo total y potasio. Mientras que para las variables porcentaje de remoción de: sólidos suspendidos totales, nitrógeno total y para el coeficiente de eliminación del nitrógeno total la ANOVA mostró efecto de la concentración, de tal manera que cada una de las variables tuvo un comportamiento lineal negativo a través de las concentraciones, es decir, que a medida que aumentó la concentración del afluente disminuyó el valor de la variable respuesta.

Variable	Concentración Afluyente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	53,99	No hay efecto	2,80	50,65	57,10
	0,4	60,05		9,44	48,34	70,00
	0,1	53,76		9,33	42,65	65,15
Remoción SST (%)	1,0	38,41	Lineal	8,79	29,71	46,91
	0,4	69,16		18,62	42,86	84,00
	0,1	65,39		11,59	50,00	75,00
Remoción N _{Total} (%)	1,0	10,53	Lineal	4,93	6,35	16,19
	0,4	24,29		9,41	12,98	34,20
	0,1	28,49		2,14	26,33	30,39
Remoción P _{Total} (%)	1,0	12,34	No hay efecto	4,32	7,39	17,69
	0,4	9,65		2,83	6,90	13,38
	0,1	13,27		10,09	4,53	25,36
Remoción Potasio (%)	1,0	10,83	No hay efecto	4,16	5,44	15,53
	0,4	10,37		3,62	7,04	15,51
	0,1	14,14		3,39	10,61	18,63
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,1585	No hay efecto	0,0203	0,1332	0,1780
	0,4	0,1786		0,0421	0,1219	0,2203
	0,1	0,1425		0,0342	0,1001	0,1822
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,1011	No hay efecto	0,0335	0,0665	0,1322
	0,4	0,2504		0,1125	0,1024	0,3381
	0,1	0,1994		0,0559	0,1298	0,2494
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,0228	Lineal	0,0109	0,0132	0,0333
	0,4	0,0539		0,0223	0,0257	0,0766
	0,1	0,0612		0,0075	0,0543	0,0678
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,0272	No hay efecto	0,0116	0,0156	0,0431
	0,4	0,0193		0,0057	0,0148	0,0271
	0,1	0,0274		0,0225	0,0080	0,0547
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,0235	No hay efecto	0,0096	0,0113	0,0339
	0,4	0,0208		0,0069	0,0151	0,0308
	0,1	0,0278		0,0071	0,0210	0,0371

Tabla 3.22. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para el Control Flotantes.

Para la especie emergente *T. angustifolia* (Tabla 3.23), el análisis de varianza no mostró efecto de la concentración en las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación del fósforo total y del potasio. Se presentó efecto de la concentración en la variable porcentaje de remoción de la DBO₅, la cual mostró una tendencia cuadrática y en su coeficiente de eliminación, el cual mostró una tendencia lineal negativa. Para el caso de los sólidos suspendidos totales, tanto el porcentaje de remoción como el coeficiente de eliminación mostraron una tendencia cuadrática ante el efecto de la concentración. Finalmente, en la eliminación del nitrógeno total, las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación mostraron una tendencia lineal negativa por efecto de la concentración del afluente.

Variable	Concentración Afluente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	75,58	Cuadrática	3,86	72,26	81,13
	0,4	73,44		5,45	68,63	80,00
	0,1	82,56		1,76	80,88	85,00
Remoción SST (%)	1,0	80,24	Cuadrática	0,96	79,15	81,07
	0,4	80,34		7,08	71,29	87,60
	0,1	93,16		2,54	90,63	96,30
Remoción N _{Total} (%)	1,0	17,19	Lineal	1,06	15,70	17,96
	0,4	17,96		1,51	16,56	20,08
	0,1	28,38		9,40	15,61	37,35
Remoción P _{Total} (%)	1,0	31,31	No hay efecto	10,79	19,44	43,72
	0,4	27,65		11,83	10,92	37,35
	0,1	31,81		26,30	-1,21	60,78
Remoción Potasio (%)	1,0	17,65	No hay efecto	6,86	8,69	24,52
	0,4	23,90		8,96	14,87	35,59
	0,1	27,53		4,33	22,75	32,97
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,6137	Lineal	0,0907	0,5540	0,7486
	0,4	0,5849		0,0934	0,4997	0,6887
	0,1	0,7646		0,0690	0,7150	0,8637
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,6994	Cuadrática	0,0213	0,6775	0,7191
	0,4	0,7305		0,1609	0,5417	0,8997
	0,1	1,1939		0,1624	1,0777	1,4243
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,0813	Lineal	0,0053	0,0738	0,0855
	0,4	0,0862		0,0072	0,0786	0,0959
	0,1	0,1486		0,0569	0,0739	0,2021
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,1673	No hay efecto	0,0739	0,0934	0,2581
	0,4	0,1442		0,0668	0,0520	0,2030
	0,1	0,1959		0,1829	-0,0052	0,4261
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,0845	No hay efecto	0,0347	0,0393	0,1215
	0,4	0,1209		0,0518	0,0724	0,1910
	0,1	0,1405		0,0223	0,1175	0,1689

Tabla 3.23. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *T. angustifolia*.

Para el Control Emergente (Tabla 3.24), sólo se presentó efecto de la concentración en las variables porcentaje de remoción de la DBO₅ y en su coeficiente de eliminación y para ambos casos la tendencia de las variables, ante dicho efecto, fue cuadrática.

Variable	Concentración Afluyente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	80,67	Cuadrática	3,11	77,62	85,00
	0,4	65,19		7,96	54,61	73,75
	0,1	88,44		3,28	86,36	93,33
Remoción SST (%)	1,0	82,81	No hay efecto	2,73	80,30	86,41
	0,4	86,48		4,72	80,20	90,80
	0,1	83,06		9,66	68,75	88,89
Remoción N _{Total} (%)	1,0	8,12	No hay efecto	3,17	4,23	11,61
	0,4	9,52		3,02	7,08	13,94
	0,1	11,56		9,17	3,27	24,63
Remoción P _{Total} (%)	1,0	7,63	No hay efecto	2,29	4,77	10,33
	0,4	10,53		8,55	2,39	18,54
	0,1	7,66		10,34	-4,01	21,08
Remoción Potasio (%)	1,0	7,11	No hay efecto	3,62	2,67	10,92
	0,4	9,57		5,80	3,79	17,02
	0,1	8,89		3,88	5,07	13,69
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,6690	Cuadrática	0,0863	0,6034	0,7939
	0,4	0,5164		0,1133	0,3792	0,6557
	0,1	0,9532		0,1781	0,8067	1,2114
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,7157	No hay efecto	0,0774	0,6198	0,8044
	0,4	0,9823		0,1680	0,7608	1,1453
	0,1	0,8095		0,2103	0,5203	0,9757
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,0346	No hay efecto	0,0143	0,0165	0,0497
	0,4	0,0482		0,0162	0,0360	0,0720
	0,1	0,0557		0,0490	0,0144	0,1265
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,0320	No hay efecto	0,0097	0,0202	0,0439
	0,4	0,0546		0,0452	0,0119	0,0963
	0,1	0,0374		0,0492	-0,0159	0,1028
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,0302	No hay efecto	0,0165	0,0109	0,0477
	0,4	0,0487		0,0302	0,0190	0,0877
	0,1	0,0403		0,0180	0,0233	0,0639

Tabla 3.24. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para el Control Emergente.

Para la especie flotante *S. auriculata* (Tabla 3.25) no se presentó efecto de la concentración, según el análisis de varianza a un nivel de significancia del 5%, en las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación tanto del nitrógeno total como del potasio. Para las variables porcentaje de remoción de la DBO_5 y de los sólidos suspendidos totales y sus respectivos coeficientes de eliminación, se presentó efecto de la concentración y la tendencia de estas variables fue cuadrática. Para el fósforo total se presentó efecto de la concentración y una tendencia lineal negativa en las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación.

Variable	Concentración Afluente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO_5 (%)	1,0	80,06	Cuadrática	7,70	68,72	85,77
	0,4	70,01		3,43	66,79	73,75
	0,1	87,20		1,34	85,29	88,33
Remoción SST (%)	1,0	56,59	Cuadrática	7,05	46,12	60,97
	0,4	86,63		7,63	75,25	91,60
	0,1	72,27		9,21	62,50	82,14
Remoción N_{Total} (%)	1,0	27,11	No hay efecto	7,31	20,85	35,80
	0,4	40,31		6,71	32,08	48,45
	0,1	46,77		18,90	32,36	73,54
Remoción P_{Total} (%)	1,0	53,23	Lineal	3,73	50,01	56,94
	0,4	60,43		5,50	53,55	65,63
	0,1	66,96		5,61	59,74	71,68
Remoción Potasio (%)	1,0	25,25	No hay efecto	10,42	14,75	38,77
	0,4	38,11		23,60	23,08	73,17
	0,1	38,26		12,26	19,96	45,79
Coeficiente eliminación (K_{DBO}) (d^{-1})	1,0	0,3009	Cuadrática	0,0617	0,2136	0,3555
	0,4	0,2285		0,0253	0,2080	0,2652
	0,1	0,3899		0,0202	0,3608	0,4074
Coeficiente eliminación (K_{SST}) (d^{-1})	1,0	0,1527	Cuadrática	0,0263	0,1136	0,1698
	0,4	0,4019		0,1105	0,2590	0,5044
	0,1	0,2511		0,0655	0,1860	0,3243
Coeficiente eliminación (K_{NT}) (d^{-1})	1,0	0,0579	No hay efecto	0,0182	0,0430	0,0808
	0,4	0,0982		0,0207	0,0804	0,1229
	0,1	0,1314		0,0831	0,0736	0,2522
Coeficiente eliminación (K_{PT}) (d^{-1})	1,0	0,1383	Lineal	0,0161	0,1226	0,1537
	0,4	0,1761		0,0251	0,1561	0,2124
	0,1	0,2118		0,0327	0,1713	0,2393
Coeficiente eliminación (K_K) (d^{-1})	1,0	0,0541	No hay efecto	0,0262	0,0293	0,0895
	0,4	0,1044		0,0931	0,0545	0,2441
	0,1	0,0939		0,0349	0,0419	0,1153

Tabla 3.25. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *S. auriculata*.

Para la especie flotante *P. stratiotes* (Tabla 3.26) no se presentó efecto de la concentración del afluente en las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación del potasio y en el coeficiente de eliminación del nitrógeno total.

Se presentó efecto de la concentración sobre las variables porcentaje de remoción y coeficientes de eliminación de la DBO_5 y de los sólidos suspendidos totales, las cuales mostraron una tendencia cuadrática ante este efecto. Las variables porcentaje de remoción del nitrógeno total y del fósforo total y el coeficiente de eliminación de este último mostraron una tendencia lineal negativa ante el efecto de la concentración del afluente.

Variable	Concentración Afluente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO_5 (%)	1,0	82,36	Cuadrática	3,11	79,49	85,16
	0,4	74,89		3,35	72,32	79,58
	0,1	84,91		2,71	80,88	86,67
Remoción SST (%)	1,0	55,16	Cuadrática	5,41	47,57	59,42
	0,4	87,33		10,08	73,27	97,14
	0,1	76,13		5,94	68,75	81,94
Remoción N_{Total} (%)	1,0	32,00	Lineal	5,62	27,13	37,90
	0,4	47,41		8,47	35,11	54,21
	0,1	55,77		16,48	42,94	79,13
Remoción P_{Total} (%)	1,0	52,45	Lineal	11,94	37,52	63,09
	0,4	61,77		7,81	52,82	71,23
	0,1	69,96		2,03	67,63	72,20
Remoción Potasio (%)	1,0	29,31	No hay efecto	11,08	20,38	45,40
	0,4	40,55		6,51	31,19	45,46
	0,1	44,23		9,68	31,14	51,59
Coeficiente eliminación (K_{DBO}) (d^{-1})	1,0	0,3138	Cuadrática	0,0394	0,2853	0,3721
	0,4	0,2392		0,0213	0,2218	0,2677
	0,1	0,3323		0,0318	0,2881	0,3630
Coeficiente eliminación (K_{SST}) (d^{-1})	1,0	0,1441	Cuadrática	0,0143	0,1269	0,1607
	0,4	0,4052		0,1642	0,2278	0,6238
	0,1	0,2558		0,0543	0,1929	0,3193
Coeficiente eliminación (K_{NT}) (d^{-1})	1,0	0,0692	No hay efecto	0,0118	0,0567	0,0825
	0,4	0,1126		0,0275	0,0729	0,1349
	0,1	0,1533		0,0748	0,0977	0,2598
Coeficiente eliminación (K_{PT}) (d^{-1})	1,0	0,1370	Lineal	0,0431	0,0878	0,1852
	0,4	0,1688		0,0377	0,1266	0,2151
	0,1	0,2107		0,0191	0,1964	0,2388
Coeficiente eliminación (K_K) (d^{-1})	1,0	0,0623	No hay efecto	0,0229	0,0448	0,0958
	0,4	0,0903		0,0178	0,0646	0,1047
	0,1	0,1036		0,0278	0,0644	0,1261

Tabla 3.26. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *P. stratiotes*.

Para la especie flotante *E. crassipes* (Tabla 3.27) sólo se presentó efecto de la concentración sobre las variables porcentaje de remoción de la DBO₅ y porcentaje de remoción del nitrógeno total y la tendencia de estas variables ante el efecto de la concentración fue lineal negativa.

Variable	Concentración Afluente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	77,82	Lineal	3,00	75,42	81,94
	0,4	79,70		5,28	74,91	86,67
	0,1	85,20		0,92	84,13	86,36
Remoción SST (%)	1,0	73,61	No hay efecto	2,89	70,87	77,52
	0,4	84,26		9,35	70,30	90,00
	0,1	78,17		2,95	75,00	82,14
Remoción N _{Total} (%)	1,0	33,88	Lineal	4,95	29,66	41,01
	0,4	51,14		11,01	36,01	62,23
	0,1	59,02		12,86	43,10	74,60
Remoción P _{Total} (%)	1,0	59,79	No hay efecto	7,71	52,09	66,67
	0,4	63,91		7,37	56,48	73,36
	0,1	69,35		3,25	65,58	72,56
Remoción Potasio (%)	1,0	30,46	No hay efecto	11,28	17,16	41,54
	0,4	37,02		12,67	27,87	54,90
	0,1	45,88		9,14	36,26	54,64
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,2946	No hay efecto	0,0449	0,2384	0,3479
	0,4	0,3071		0,0738	0,2438	0,4115
	0,1	0,3428		0,0092	0,3321	0,3545
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,2602	No hay efecto	0,0373	0,2075	0,2951
	0,4	0,3678		0,1020	0,2265	0,4703
	0,1	0,2744		0,0266	0,2427	0,3065
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,0809	No hay efecto	0,0174	0,0646	0,1043
	0,4	0,1383		0,0434	0,0820	0,1817
	0,1	0,1667		0,0572	0,1003	0,2399
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,1805	No hay efecto	0,0453	0,1315	0,2234
	0,4	0,1952		0,0458	0,1467	0,2468
	0,1	0,2131		0,0235	0,1898	0,2413
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,0740	No hay efecto	0,0349	0,0317	0,1061
	0,4	0,0898		0,0409	0,0576	0,1486
	0,1	0,1122		0,0312	0,0801	0,1396

Tabla 3.27. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *E. crassipes*.

3.4.4.2. Comparación de promedios mediante Prueba Tukey e Intervalos de Confianza.

En las Tablas 3.28 y 3.29 se presentan los resultados de la comparación de promedios de las variables respuesta mediante la prueba de Tukey para un $\alpha = 0,05$.

Laguna	Valores promedio de Remoción (%)				
	DBO ₅	SST	N _T	P _T	K
Lagunas operando con afluentes sin diluir.					
Control flotantes Q ₁ C ₁	53,99 B	38,41 C	10,53 C	12,34 C	10,83 BC
<i>Typha</i> Q ₁ C ₁	75,58 A	80,24 A	17,19 BC	31,31 B	17,65 ABC
Control emergente Q ₁ C ₁	80,67 A	82,81 A	8,12 C	7,63 C	7,11 C
<i>Salvinia</i> Q ₁ C ₁	80,06 A	56,59 B	27,11 AB	53,23 A	25,25 ABC
<i>Pistia</i> Q ₁ C ₁	82,36 A	55,16 B	32,00 A	52,45 A	29,31 AB
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C ₁	77,82 A	73,61 A	33,88 A	59,79 A	30,46 A
Lagunas operando con afluentes diluidos al 40%.					
Control flotantes Q ₁ C _{0,4}	60,05 C	69,16 A	24,29 BC	9,65 C	10,37 BC
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,4}	73,44 ABC	80,34 A	17,96 C	27,65 B	23,90 ABC
Control emergente Q ₁ C _{0,4}	65,19 BC	86,48 A	9,52 C	10,53 BC	9,57 C
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,4}	70,01 ABC	86,63 A	40,31 AB	60,43 A	38,11 A
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,4}	74,89 AB	87,33 A	47,41 A	61,77 A	40,55 A
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,4}	79,70 A	84,26 A	51,14 A	63,91 A	37,02 AB
Lagunas operando con afluentes diluidos al 10%.					
Control flotantes Q ₁ C _{0,1}	53,76 B	65,39 C	28,49 BC	13,27 B	14,14 CD
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,1}	82,56 A	93,16 A	28,38 BC	31,81 B	27,53 BC
Control emergente Q ₁ C _{0,1}	88,44 A	83,06 AB	11,56 C	7,66 B	8,89 D
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,1}	87,20 A	72,27 BC	46,77 AB	66,96 A	38,26 AB
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,1}	84,91 A	76,13 ABC	55,77 AB	69,96 A	44,23 AB
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,1}	85,20 A	78,17 ABC	59,02 A	69,35 A	45,88 A

Nota: La comparación es válida sólo para cada variable y en cada rango de concentración. Promedios acompañados de la misma letra no presentaron diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5%.

Tabla 3.28. Comparación de promedios en las variables porcentaje de remoción.

En la Figura 3.27 se presentan los intervalos de confianza a un nivel de significancia del 5%, calculados para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de la DBO₅ para las especies acuáticas evaluadas y para los controles (flotante y emergente) a las 3 concentraciones de afluente estudiadas.

Con los afluentes sin diluir (C₁) no se presentaron diferencias estadísticas según prueba de Tukey al 5% en los valores medios de la variable porcentaje de remoción de la DBO₅ entre las 4 especies de plantas acuáticas y el control emergente, pero todas ellas fueron estadísticamente diferentes del control flotante.

Laguna	Coeficientes de eliminación (d ⁻¹)				
	K _{DBO5}	K _{SST}	K _{NT}	K _{PT}	K _K
Lagunas operando con afluentes sin diluir.					
Control flotantes Q ₁ C ₁	0,1585 C	0,1011 C	0,0228 C	0,0272 B	0,0235 B
<i>Typha</i> Q ₁ C ₁	0,6137 A	0,6994 A	0,0813 A	0,1673 A	0,0845 A
Control emergente Q ₁ C ₁	0,6690 A	0,7157 A	0,0346 BC	0,0320 B	0,0302 AB
<i>Salvinia</i> Q ₁ C ₁	0,3009 B	0,1527 C	0,0579 AB	0,1383 A	0,0541 AB
<i>Pistia</i> Q ₁ C ₁	0,3138 B	0,1441 C	0,0692 A	0,1370 A	0,0623 AB
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C ₁	0,2946 BC	0,2602 B	0,0809 A	0,1805 A	0,0740 AB
Lagunas operando con afluentes diluidos al 40%.					
Control flotantes Q ₁ C _{0,4}	0,1786 B	0,2504 B	0,0539 B	0,0193 C	0,0208 A
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,4}	0,5849 A	0,7305 A	0,0862 AB	0,1442 AB	0,1209 A
Control emergente Q ₁ C _{0,4}	0,5164 A	0,9823 A	0,0482 B	0,0546 BC	0,0487 A
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,4}	0,2285 B	0,4019 B	0,0982 AB	0,1761 A	0,1044 A
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,4}	0,2392 B	0,4052 B	0,1126 A	0,1688 A	0,0903 A
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,4}	0,3071 B	0,3678 B	0,1383 A	0,1952 A	0,0898 A
Lagunas operando con afluentes diluidos al 10%.					
Control flotantes Q ₁ C _{0,1}	0,1425 D	0,1994 C	0,0612 A	0,0274 B	0,0278 C
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,1}	0,7646 B	1,1939 A	0,1486 A	0,1959 AB	0,1405 A
Control emergente Q ₁ C _{0,1}	0,9532 A	0,8095 B	0,0557 A	0,0374 AB	0,0403 BC
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,1}	0,3899 C	0,2511 C	0,1314 A	0,2118 A	0,0939 AB
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,1}	0,3323 C	0,2558 C	0,1533 A	0,2107 A	0,1036 A
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,1}	0,3428 C	0,2744 C	0,1667 A	0,2131 A	0,1122 A

Nota: La comparación es válida sólo para cada variable y en cada rango de concentración. Promedios acompañados de la misma letra no presentaron diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5%.

Tabla 3.29. Comparación de promedios en las variables Coeficiente de eliminación.

La amplitud de los intervalos de confianza, entre las plantas flotantes, para esta variable, fue menor para *E. crassipes* y *P. stratiotes*, comparados con *S. auriculata* y el incremento del porcentaje de remoción respecto a su control fue del 44,14% para *E. crassipes*, del 55,55% para *P. stratiotes* y del 48,29% para *S. auriculata*. *T. angustifolia* presentó un decremento del 6,31% en el porcentaje de remoción de la DBO₅ respecto a su control y este, a su vez, presentó un intervalo con una amplitud similar al de *E. crassipes* y *P. stratiotes* y un incremento en el porcentaje de remoción respecto al control flotante del 49,42%.

Para el caso del coeficiente de eliminación de la DBO₅, con los afluentes sin diluir (C₁) no se presentaron diferencias estadísticas según prueba Tukey al 5% entre la planta emergente y su control, los cuales fueron diferentes estadísticamente de los obtenidos con las plantas flotantes, entre los que no se presentó diferencia y que a su vez fueron estadísticamente diferente, excepto *E. crassipes*, del coeficiente de eliminación obtenido en el control flotante.

La menor amplitud de los intervalos de confianza se presentó para el coeficiente del control flotante y los incrementos en los valores de los coeficientes de eliminación para las plantas flotantes, respecto a su control, fueron del 85,87% para *E. crassipes*, del 97,98% para *P. stratiotes* y del 89,84% para *S. auriculata*. El control emergente presentó un incremento en el valor del coeficiente de eliminación del 322,08% respecto al valor del control flotante y la

planta emergente *T. angustifolia* presentó un decremento del 8,27 respecto al valor obtenido por su control.

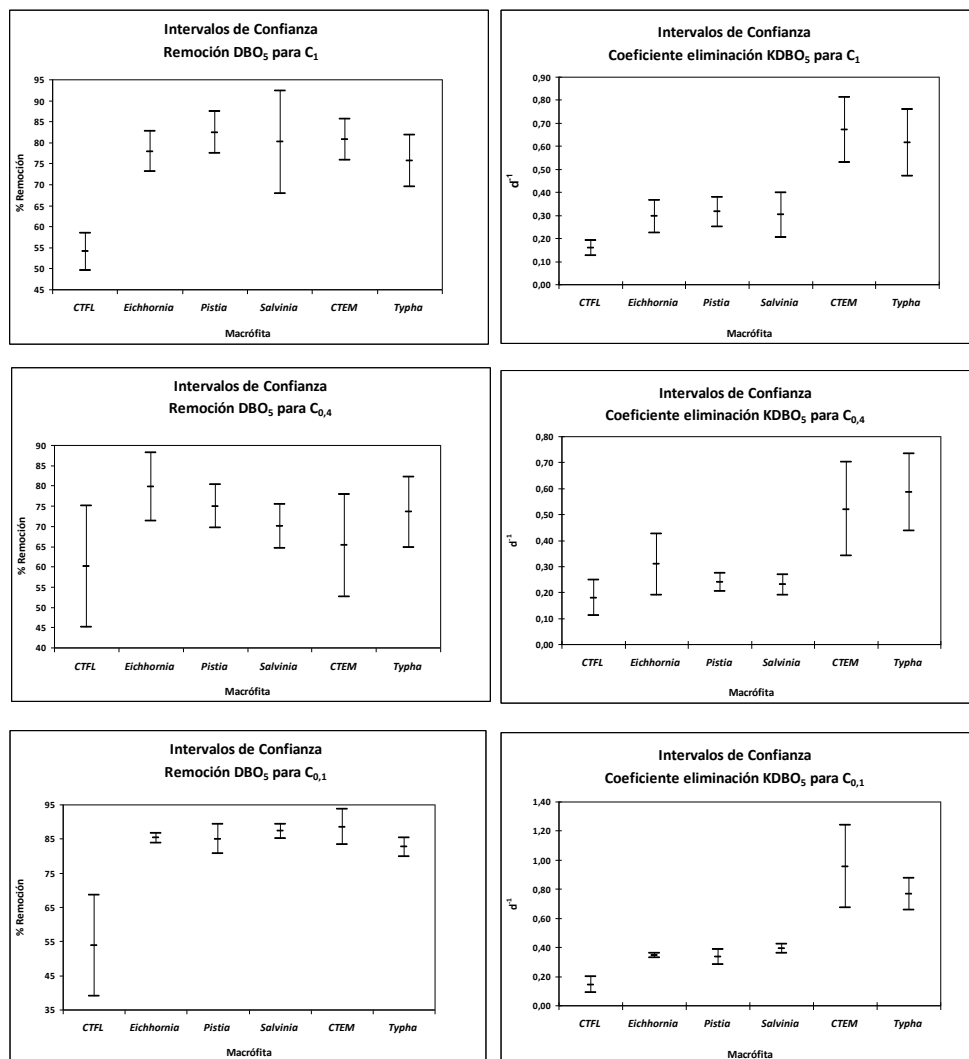


Figura 3.27. Intervalos de confianza para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de la DBO₅ para las especies acuáticas evaluadas con afluentes sin diluir (C₁) y diluidos al 40% (C_{0,4}) y al 10% (C_{0,1}).

De lo anterior se puede inferir para los afluentes sin diluir y basados en los porcentajes de remoción de la DBO₅ alcanzados, el coeficiente de eliminación de la DBO₅, la amplitud de los intervalos de confianza y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en

orden de preferencia, la especie acuática *P. stratiotes*, seguida de *E. crassipes*, *S. auriculata* y *T. angustifolia*.

Con los afluentes diluidos al 40% ($C_{0,4}$) no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba Tukey al 5%, en la variable porcentaje de remoción de la DBO_5 entre las 4 especies de plantas acuáticas evaluadas y sólo *E. crassipes* fue estadísticamente diferente de los 2 controles, mientras que *P. stratiotes* fue diferente estadísticamente de su control. En lo que respecta al coeficiente de eliminación de la DBO_5 , no se presentaron diferencias entre la planta emergente y su control, los cuales fueron diferentes estadísticamente de los obtenidos con las especies flotantes, entre los que no se presentó diferencias y que no mostraron diferencia estadística respecto a su control.

La amplitud de los intervalos de confianza fue menor para las especies flotantes *P. stratiotes* y *S. auriculata*, tanto en el porcentaje de remoción como en el coeficiente de eliminación. Los mayores incrementos del porcentaje de remoción de la DBO_5 de las especies flotantes, respecto a su control, se alcanzaron con *E. crassipes* y fue del 32,72%, seguido de *P. stratiotes* (24,71%) y *S. auriculata* (16,59%), mientras que la especie emergente mostró un incremento del 12,66% respecto a su control. Para el caso del coeficiente de eliminación de la DBO_5 , los mayores incrementos se obtuvieron para *E. crassipes* y fueron del 71,95%, seguido de *P. stratiotes* (33,93%) y *S. auriculata* (27,94%), mientras que la especie emergente mostró un incremento del 13,26% respecto a su control.

Se puede inferir para los afluentes diluidos al 40% y basados en los porcentajes de remoción y el coeficiente de eliminación de la DBO_5 y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, la especie acuática *E. crassipes*, seguida de *P. stratiotes*, *S. auriculata* y *T. angustifolia*.

Con los afluentes diluidos al 10% ($C_{0,1}$) no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba Tukey al 5%, en la variable porcentaje de remoción de la DBO_5 entre las 4 especies de plantas acuáticas evaluadas y el control emergente y todos ellos fueron diferentes estadísticamente del control flotante. En lo que respecta al coeficiente de eliminación de la DBO_5 , se presentaron diferencias estadísticas entre la planta emergente y su control, los cuales fueron también diferentes estadísticamente de los obtenidos con las plantas flotantes, entre los que no se presentó diferencias y que a su vez fueron estadísticamente diferentes a su control.

La menor amplitud de los intervalos de confianza se presentó para las especies flotantes *E. crassipes* y *S. auriculata* tanto para los porcentajes de remoción de la DBO_5 como para su coeficiente de eliminación y los mayores incrementos entre las especies evaluadas y su control se presentaron para la especie flotante *S. auriculata* siendo del 62,20% para el porcentaje de remoción y del 173,61% para el coeficiente de eliminación.

Se puede inferir para los afluentes diluidos al 10% y basados en los porcentajes de remoción y coeficiente de eliminación de la DBO_5 y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, la especie acuática *S. auriculata*, seguida de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *T. angustifolia*.

En la Figura 3.28 se presentan los intervalos de confianza a un nivel de significancia del 5%, calculados para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de los Sólidos Suspendedos Totales para las especies acuáticas evaluadas y para los controles (flotante y emergente) a las 3 concentraciones de afluente estudiadas.

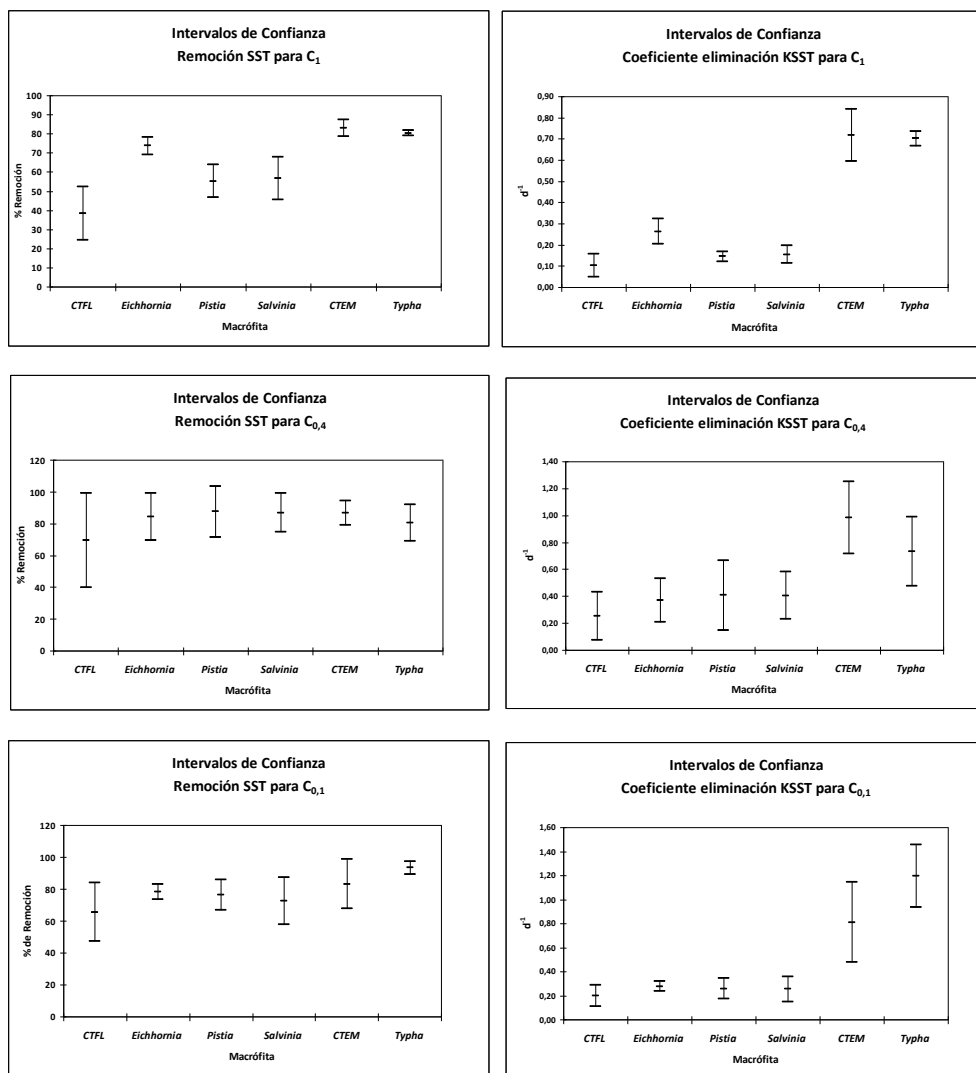


Figura 3.28. Intervalos de confianza para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de los sólidos suspendidos totales para las especies acuáticas evaluadas con afluentes sin diluir (C_1) y diluidos al 40% ($C_{0,4}$) y al 10% ($C_{0,1}$).

Con los afluentes sin diluir (C_1) no se presentaron diferencias estadísticas según prueba de Tukey al 5% en los valores medios de la variable porcentaje de remoción de SST entre la especie emergente, su control y la especie flotante *E. crassipes*, los cuales fueron estadísticamente diferentes de las 2 especies flotantes restantes (*P. stratiotes* y *S. auriculata*) y del control flotante, el cual a su vez fue estadísticamente diferente de las 2 especies flotantes.

La amplitud de los intervalos de confianza, entre las plantas flotantes, para esta variable, fue menor para *E. crassipes* y el incremento del porcentaje de remoción respecto al control flotantes fue del 91,64% para *E. crassipes*, del 43,61% para *P. stratiotes* y del 47,33% para *S. auriculata*. *T. angustifolia* presentó un decremento del 3,10% en el porcentaje de remoción de la DBO_5 respecto a su control y este, a su vez, presentó un intervalo con una amplitud similar al de *E. crassipes* y un incremento en el porcentaje de remoción respecto al control flotante del 115,59%.

Para el caso del coeficiente de eliminación de los SST, con los afluentes sin diluir (C_1) no se presentaron diferencias estadísticas según prueba Tukey al 5% entre la planta emergente y su control, los cuales fueron diferentes estadísticamente de los obtenidos con las plantas flotantes, entre las que *E. crassipes* fue estadísticamente diferente de *P. stratiotes* y *S. auriculata* y entre éstas y su control no se presentó diferencia estadística. La menor amplitud de los intervalos de confianza se presentó para *P. stratiotes* y los incrementos en los valores de los coeficientes de eliminación para las plantas flotantes, respecto a su control, fueron del 157,37% para *E. crassipes*, del 42,53% para *P. stratiotes* y del 51,04% para *S. auriculata*. El control emergente presentó un incremento en el valor del coeficiente de eliminación del 607,91% respecto al valor del control flotante y la planta emergente *T. angustifolia* presentó un decremento del 2,28 respecto al valor obtenido por su control.

De lo anterior se puede inferir, para los afluentes sin diluir y basados en los porcentajes de remoción y coeficientes de eliminación de los SST, la amplitud de los intervalos de confianza y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, la especie acuática *E. crassipes*, seguida de *S. auriculata* y *P. stratiotes* en la eliminación de sólidos suspendidos totales.

Con los afluentes diluidos al 40% ($C_{0,4}$) no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba Tukey al 5%, en la variable porcentaje de remoción de SST entre las 4 especies de plantas acuáticas evaluadas y sus controles. En lo que respecta al coeficiente de eliminación de SST no se presentaron diferencias entre la planta emergente y su control, los cuales fueron diferentes estadísticamente de los obtenidos con las especies flotantes y el control flotantes, entre los que no se presentó diferencias. Los mayores incrementos del porcentaje de remoción de los SST de las especies flotantes, respecto a su control, se alcanzaron con *P. stratiotes* y fue del 26,27%, seguido de *S. auriculata* (25,26%) y de *E. crassipes* (21,83%), mientras que la especie emergente mostró un decremento de 7,10% respecto a su control.

Para el caso del coeficiente de eliminación de los SST los mayores incrementos se obtuvieron para *P. stratiotes* (61,82%), seguido de *S. auriculata* (60,50%) y de *E. crassipes* (46,88%).

Se puede inferir para los afluentes diluidos al 40% y basados en los porcentajes de remoción y el coeficiente de eliminación de SST y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, la especie acuática *P. stratiotes*, seguida de *S. auriculata* y *E. crassipes* para la eliminación de SST.

Con los afluentes diluidos al 10% ($C_{0,1}$) no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba Tukey al 5%, en la variable porcentaje de remoción de SST entre la especie emergente y su control y las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes*. La especie emergente fue estadísticamente diferente de *S. auriculata* y del control flotante, mientras que entre las 3 especies de plantas flotantes evaluadas y su control no se presentaron diferencias.

En lo que respecta al coeficiente de eliminación de SST, se presentaron diferencias estadísticas entre la planta emergente y su control, los cuales fueron también diferentes estadísticamente de los obtenidos con las plantas flotantes y su control, entre los que no se presentó diferencias.

Los mayores incrementos entre las especies evaluadas y su control se presentaron para la especie flotante *E. crassipes*, para el porcentaje de remoción, siendo del 19,54% y para la especie emergente *T. angustifolia*, para el coeficiente de eliminación, siendo del 47,49%.

Se puede inferir para los afluentes diluidos al 10% y basados en los porcentajes de remoción y coeficiente de eliminación y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, la especie acuática *T. angustifolia*, seguida de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata* para la eliminación de SST.

En la Figura 3.29 se presentan los intervalos de confianza a un nivel de significancia del 5%, calculados para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación del nitrógeno total para las especies acuáticas evaluadas y para los controles (flotante y emergente) a las 3 concentraciones de afluente estudiadas.

Con los afluentes sin diluir no se presentaron diferencias estadísticas según prueba Tukey al 5%, en los valores medios de la variable porcentaje de remoción del N_T entre las 3 especies flotantes, de las cuales *E. crassipes* y *P. stratiotes* fueron diferentes estadísticamente de la especie emergente y de los controles. El mayor incremento en el porcentaje de remoción de las especies flotantes respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (221,75%), seguido de *P. stratiotes* (203,89%) y *S. auriculata* (157,45%), mientras que *T. angustifolia* mostró un incremento del 111,70% respecto a su control.

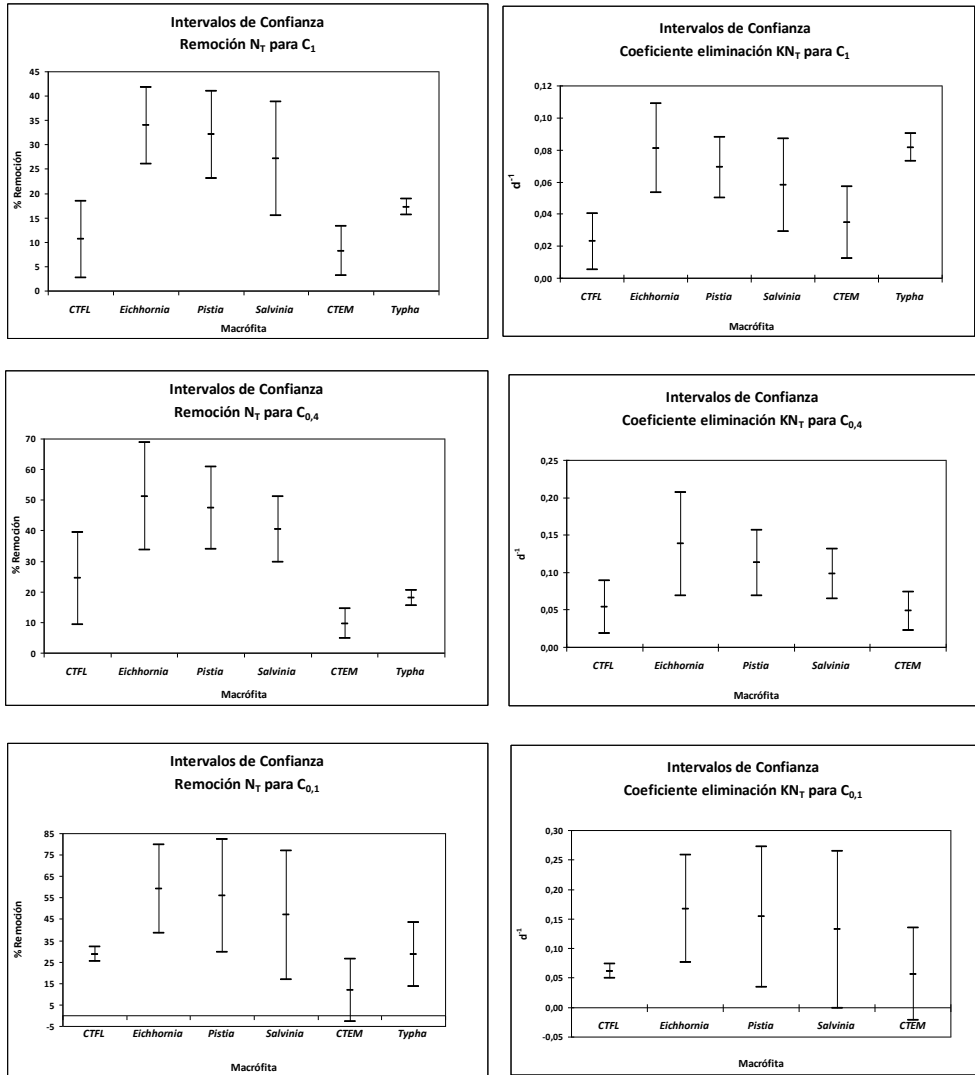


Figura 3.29. Intervalos de confianza para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación del nitrógeno total para las especies acuáticas evaluadas con afluentes sin diluir (C₁) y diluidos al 40% (C_{0,4}) y al 10% (C_{0,1}).

Para el coeficiente de eliminación del nitrógeno total no se presentaron diferencias estadísticas entre las 4 especies evaluadas, las cuales fueron estadísticamente diferentes de sus controles. El mayor incremento en el coeficiente de eliminación de las especies acuáticas respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (254,82%).

De lo anterior se puede inferir para los afluentes sin diluir y basados en los porcentajes de remoción alcanzados, el coeficiente de eliminación y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, para eliminar el nitrógeno total, la especie acuática *E. crassipes* seguida de *P. stratiotes*, *S. auriculata* y *T. angustifolia*.

Con los afluentes diluidos al 40% no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba Tukey al 5%, en la variable porcentaje de remoción del N_T entre las 3 especies flotantes, de las cuales *E. crassipes* y *P. stratiotes* fueron diferentes estadísticamente de la especie emergente y de los controles. El mayor incremento en el porcentaje de remoción de las especies flotantes respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (110,54%), seguido de *P. stratiotes* (95,18%) y *S. auriculata* (65,95%), mientras que *T. angustifolia* mostró un incremento del 88,66% respecto a su control.

Para el coeficiente de eliminación del nitrógeno total no se presentaron diferencias estadísticas entre las 4 especies evaluadas, de las cuales sólo *E. crassipes* y *P. stratiotes* fueron estadísticamente diferentes de los controles. El mayor incremento en el coeficiente de eliminación de las especies acuáticas respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (156,59%).

De lo anterior se puede inferir, para los afluentes diluidos al 40%, basados en los porcentajes de remoción alcanzados, el coeficiente de eliminación y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, para eliminar el nitrógeno total, la especie acuática *E. crassipes* seguida de *P. stratiotes*, *S. auriculata* y *T. angustifolia*.

Con los afluentes diluidos al 10% no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba Tukey al 5%, en la variable porcentaje de remoción del N_T entre las 3 especies flotantes, de las cuales sólo *E. crassipes* fue diferente estadísticamente de la especie emergente y de los controles. El mayor incremento en el porcentaje de remoción de las especies flotantes respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (107,16%), seguido de *P. stratiotes* (95,75%).

Para el coeficiente de eliminación del N_T no se presentaron diferencias estadísticas entre las 4 especies evaluadas, las cuales no presentaron diferencias estadísticas respecto a sus controles. El mayor incremento en el coeficiente de eliminación de las especies acuáticas respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (172,39%).

De lo anterior se puede inferir, para los afluentes diluidos al 10%, basados en los porcentajes de remoción alcanzados, el coeficiente de eliminación y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, para eliminar el nitrógeno total, la especie acuática *E. crassipes* seguida de *P. stratiotes*, *S. auriculata* y *T. angustifolia*.

En la Figura 3.30 se presentan los intervalos de confianza a un nivel de significancia del 5%, calculados para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación del fósforo total para las especies acuáticas evaluadas y para los controles (flotante y emergente) a las 3 concentraciones de afluente estudiadas.

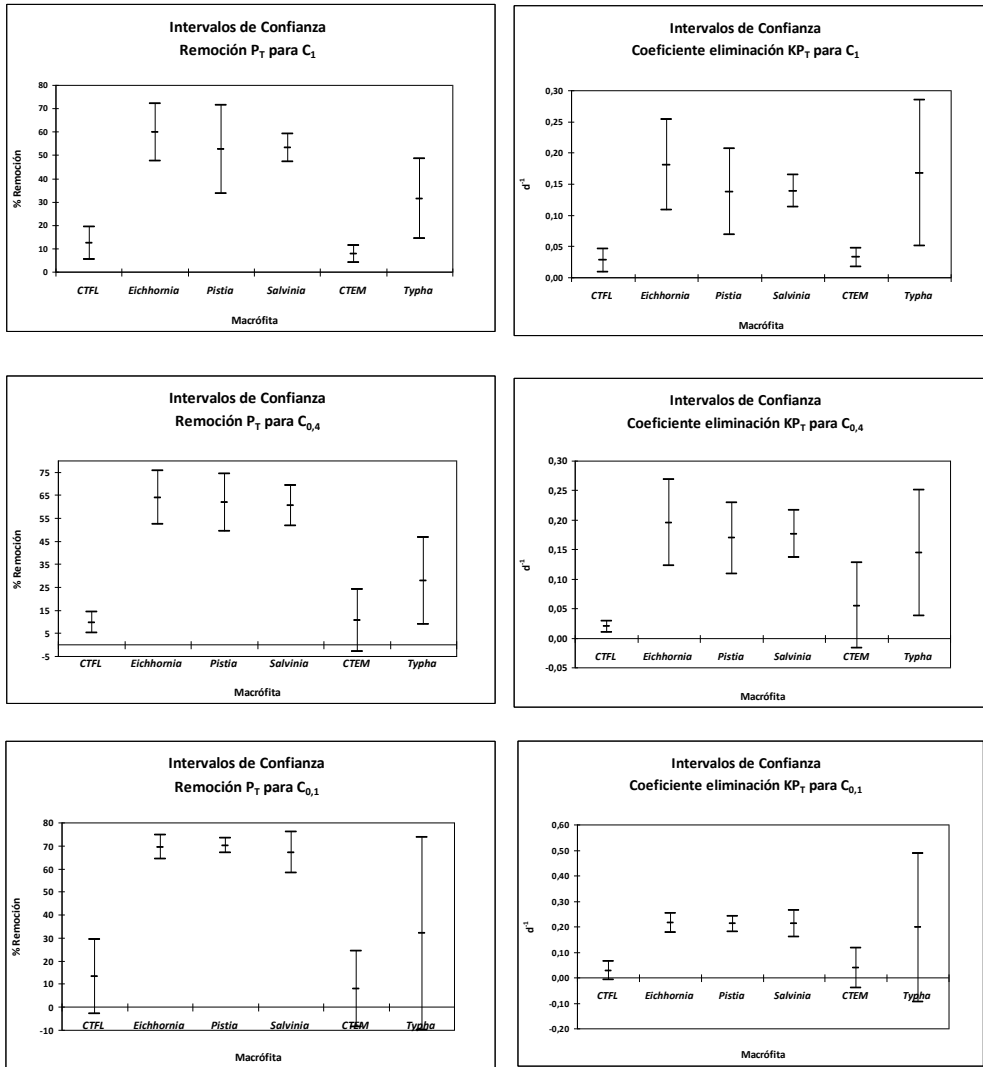


Figura 3.30. Intervalos de confianza para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación del fósforo total para las especies acuáticas evaluadas con afluentes sin diluir (C_1) y diluidos al 40% ($C_{0,4}$) y al 10% ($C_{0,1}$).

Con los afluentes sin diluir no se presentaron diferencias estadísticas según prueba Tukey al 5% en los valores medios de la variable porcentaje de remoción del P_T entre las 3 especies flotantes, las cuales fueron diferentes estadísticamente de la especie emergente y de los controles. El mayor incremento en el porcentaje de remoción de las especies flotantes respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (384,52%), seguido de *S. auriculata*

(331,36%) y *P. stratiotes* (325,04%), mientras que *T. angustifolia* mostró un incremento del 310,35% respecto a su control.

Para el coeficiente de eliminación del P_T no se presentaron diferencias estadísticas entre las 4 especies evaluadas y todas ellas fueron estadísticamente diferentes de los controles. El mayor incremento en el coeficiente de eliminación de las especies acuáticas respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (563,60%).

De lo anterior se puede inferir, para los afluentes sin diluir basados en los porcentajes de remoción alcanzados, el coeficiente de eliminación y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, para eliminar el fósforo total, la especie acuática *E. crassipes*, seguida de *S. auriculata*, *P. stratiotes* y *T. angustifolia*.

Con los afluentes diluidos al 40% no se presentaron diferencias estadísticas según prueba Tukey al 5% en los valores medios de la variable porcentaje de remoción del P_T entre las 3 especies flotantes, las cuales fueron estadísticamente diferentes de la especie emergente y de los controles. El mayor incremento en el porcentaje de remoción de las especies flotantes respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (562,28%), seguido de *P. stratiotes* (540,10%), *S. auriculata* (526,22%) mientras que *T. angustifolia* mostró un incremento del 162,58% respecto a su control.

Para el coeficiente de eliminación del P_T no se presentaron diferencias estadísticas entre las 4 especies evaluadas y de ellas, todas las flotantes fueron estadísticamente diferentes de los controles. El mayor incremento en el coeficiente de eliminación de las especies acuáticas respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (911,40%).

De lo anterior se puede inferir, para los afluentes diluidos al 40% y basados en los porcentajes de remoción alcanzados, el coeficiente de eliminación y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, para eliminar el fósforo total, la especie acuática *E. crassipes*, seguida de *S. auriculata*, *P. stratiotes* y *T. angustifolia*.

Con los afluentes diluidos al 10% no se presentaron diferencias estadísticas según prueba Tukey al 5% en los valores medios de la variable porcentaje de remoción del P_T entre las 3 especies flotantes, las cuales fueron estadísticamente diferentes de la especie emergente y de los controles. El mayor incremento en el porcentaje de remoción de las especies flotantes respecto a su control se obtuvo para *P. stratiotes* (427,20%), seguido de *E. crassipes* (422,61%) y *S. auriculata* (404,60%) mientras que *T. angustifolia* mostró un incremento del 315,27% respecto a su control. Para el coeficiente de eliminación del fósforo total no se presentaron diferencias estadísticas entre las 4 especies evaluadas y todas las flotantes fueron estadísticamente diferentes de su control. El mayor incremento en el coeficiente de eliminación de las especies acuáticas respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (677,74%).

De lo anterior se puede inferir, para los afluentes diluidos al 10% y basados en los porcentajes de remoción alcanzados, el coeficiente de eliminación y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, para eliminar el fósforo total, la especie acuática *E. crassipes*, seguida de *P. stratiotes*, *S. auriculata* y *T. angustifolia*.

En la Figura 3.31 se presentan los intervalos de confianza a un nivel de significancia del 5%, calculados para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de potasio para las especies acuáticas evaluadas y para los controles (flotante y emergente) a las 3 concentraciones de afluente estudiadas.

Con los afluentes sin diluir no se presentaron diferencias estadísticas según prueba Tukey al 5% en los valores medios de la variable porcentaje de remoción de potasio entre las 4 especies acuáticas, de las cuales sólo *E. crassipes* fue diferente estadísticamente de los 2 controles. El mayor incremento en el porcentaje de remoción de las especies flotantes, respecto a su control, se obtuvo para *E. crassipes* (181,26%), seguido de *P. stratiotes* (170,64%), *S. auriculata* (133,15%), mientras que *T. angustifolia* mostró un incremento del 148,24% respecto a su control.

Para el coeficiente de eliminación de potasio no se presentaron diferencias estadísticas entre las 4 especies evaluadas y sólo *T. angustifolia* fue estadísticamente diferente del control flotante. El mayor incremento en el coeficiente de eliminación de las especies acuáticas respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (214,89%), seguido de *T. angustifolia* (179,80%).

De lo anterior se puede inferir, para los afluentes sin diluir, basados en los porcentajes de remoción alcanzados, el coeficiente de eliminación y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, para eliminar potasio, la especie acuática *E. crassipes*, seguida de *T. angustifolia*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*.

Con los afluentes diluidos al 40% no se presentaron diferencias estadísticas según prueba Tukey al 5% en los valores medios de la variable porcentaje de remoción de potasio entre las 4 especies acuáticas, de las cuales *P. stratiotes* y *S. auriculata* fueron diferentes estadísticamente de los 2 controles. El mayor incremento en el porcentaje de remoción de las especies flotantes respecto a su control se obtuvo para *P. stratiotes* (291,03%), seguida de *S. auriculata* (267,50%) y *E. crassipes* (256,99%), mientras que *T. angustifolia* mostró un incremento del 149,74% respecto a su control.

Para el coeficiente de eliminación de potasio no se presentaron diferencias estadísticas entre las 4 especies evaluadas y entre ellas y los controles. El mayor incremento en el coeficiente de eliminación de las especies acuáticas respecto a su control se obtuvo para *S. auriculata* (401,92%).

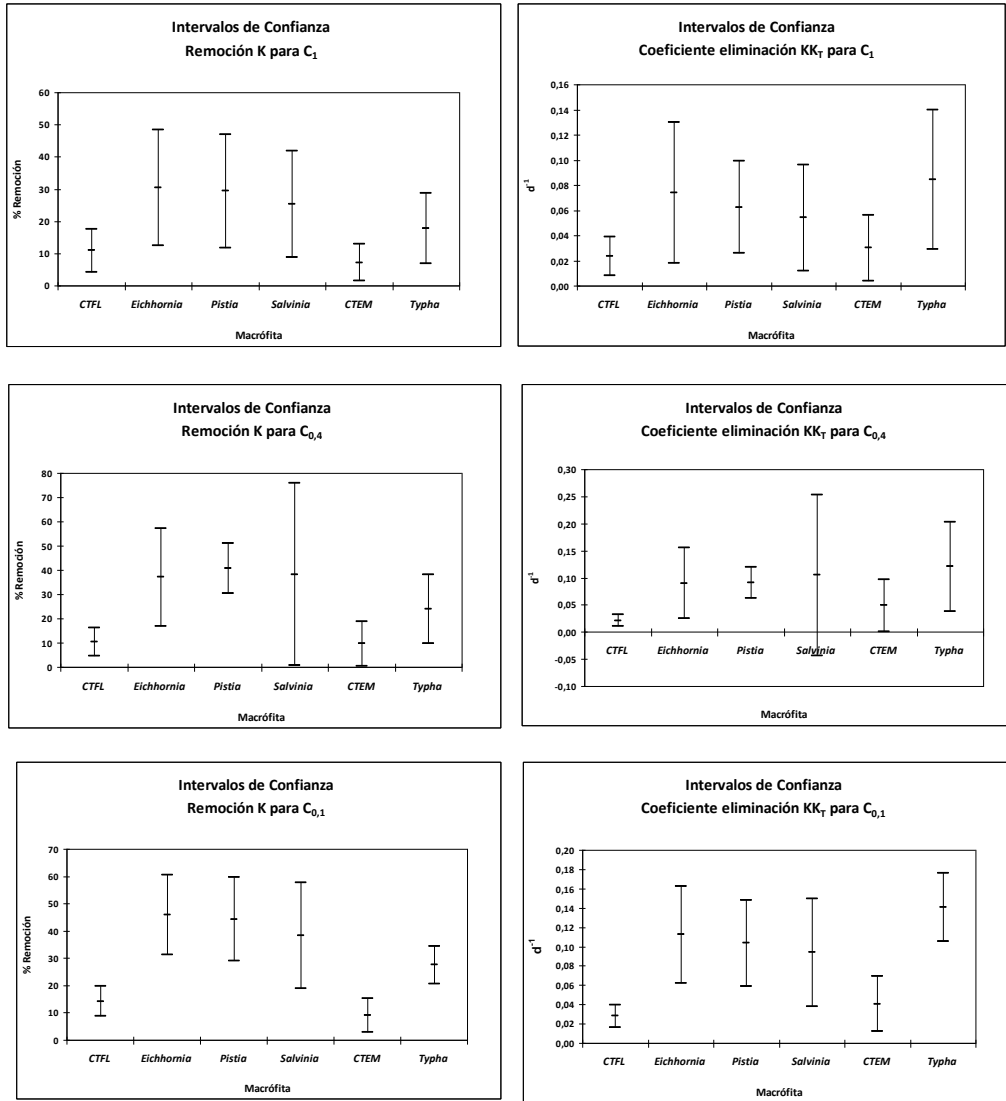


Figura 3.31. Intervalos de confianza para las variables porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación del potasio para las especies acuáticas evaluadas con afluentes sin diluir (C_1) y diluidos al 40% ($C_{0,4}$) y al 10% ($C_{0,1}$).

De lo anterior se puede inferir, para los afluentes diluidos al 40%, basados en los porcentajes de remoción alcanzados, el coeficiente de eliminación y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, para eliminar potasio, la especie acuática *S. auriculata*, seguida de *P. stratiotes*, *E. crassipes* y *T. angustifolia*.

Con los afluentes diluidos al 10% no se presentaron diferencias estadísticas según prueba Tukey al 5% en los valores medios de la variable porcentaje de remoción de potasio entre las 3 especies flotantes, de las cuales sólo *E. crassipes* fue diferente estadísticamente de la planta emergente y de los 2 controles. El mayor incremento en el porcentaje de remoción de las especies flotantes respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (224,47%), seguido de *P. stratiotes* (212,80%), y *S. auriculata* (170,58%), mientras que *T. angustifolia* mostró un incremento del 209,67% respecto a su control.

Para el coeficiente de eliminación de potasio no se presentaron diferencias estadísticas entre las 4 especies evaluadas y de ellas *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *T. angustifolia* fueron diferentes estadísticamente de los controles. El mayor incremento en el coeficiente de eliminación de las especies acuáticas respecto a su control se obtuvo para *E. crassipes* (303,60%).

De lo anterior se puede inferir, para los afluentes diluidos al 10%, basados en los porcentajes de remoción alcanzados, el coeficiente de eliminación y el incremento respecto a los controles, que se puede utilizar, en orden de preferencia, para eliminar potasio, la especie acuática *E. crassipes*, seguida de *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*.

3.4.5. Efecto de las lagunas experimentales en la remoción de los parámetros de interés.

En la Tabla 3.30 se presenta la remoción promedia alcanzada en el estado estable y expresada en $\text{mg/m}^2\text{-d}$, de la DBO_5 , SST, N_T , P_T , K y S, para las lagunas experimentales que contenían las plantas acuáticas y en las cuales se considera el efecto de la especie, de la columna de agua, del material de empaque y de los sedimentos.

Para la DBO_5 , las lagunas que contenían las especies flotantes, mostraron remociones entre 56382 y 58405 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 18152 y 20812 $\text{mg/m}^2\text{-d}$ con afluentes diluidos al 40% y entre 5261 y 5688 $\text{mg/m}^2\text{-d}$ con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de 48948, 18638 y 5175 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Para los SST, las lagunas que contenían las especies flotantes, mostraron remociones entre 15127 y 20746 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 14060 y 14672 $\text{mg/m}^2\text{-d}$ con afluentes diluidos al 40% y entre 4439 y 4577 $\text{mg/m}^2\text{-d}$ con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de 20095, 13319 y 5499 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Para N_T , las lagunas que contenían las especies flotantes, mostraron remociones entre 2517 y 3255 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 2113 y 2700 $\text{mg/m}^2\text{-d}$ con afluentes diluidos al 40% y entre 920 y 1099 $\text{mg/m}^2\text{-d}$ con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de 1468, 922 y 536 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Laguna	mg/m ² - día					
	DBO ₅	SST	N _T	P _T	K	S
Control flotantes Q ₁ C ₁	35762	9838	920	198	4562	30
<i>Typha</i> Q ₁ C ₁	48948	20095	1468	492	7269	210
Control emergente Q ₁ C ₁	57410	22789	762	132	3217	-28
<i>Salvinia</i> Q ₁ C ₁	56382	15411	2517	909	11312	205
<i>Pistia</i> Q ₁ C ₁	58405	15127	2992	902	13223	268
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C ₁	56720	20746	3255	1057	14122	368
Control flotantes Q ₁ C _{0,4}	15681	11796	1282	82	1762	59
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,4}	18638	13319	922	229	3946	126
Control emergente Q ₁ C _{0,4}	16307	14130	481	86	1558	40
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,4}	18152	14672	2113	512	6427	85
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,4}	18458	14060	2362	497	6500	102
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,4}	20812	14372	2700	545	6287	162
Control flotantes Q ₁ C _{0,1}	3307	3789	528	44	443	12
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,1}	5175	5499	536	107	880	74
Control emergente Q ₁ C _{0,1}	5625	4975	222	26	288	15
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,1}	5688	4439	920	235	1272	93
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,1}	5420	4577	1073	240	1439	93
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,1}	5261	4546	1099	230	1444	107

Tabla 3.30. Remoción promedio de contaminantes de cada laguna experimental (efecto del empaque, columna de agua, sedimentos y plantas).

Para P_T, las lagunas que contenían las especies flotantes, mostraron remociones entre 902 y 1057 mg/m²-d, cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 497 y 545 mg/m²-d con afluentes diluidos al 40% y entre 230 y 240 mg/m²-d con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de 492, 229 y 107 mg/m²-d, en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Para K, las lagunas que contenían las especies flotantes, mostraron remociones entre 11312 y 14122 mg/m²-d, cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 6287 y 6500 mg/m²-d con afluentes diluidos al 40% y entre 1272 y 1444 mg/m²-d con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de 7269, 3946 y 880 mg/m²-d, en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Para S, las lagunas que contenían las especies flotantes, mostraron remociones entre 205 y 368 mg/m²-d, cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 85 y 162 mg/m²-d con afluentes diluidos al 40% y entre 93 y 107 mg/m²-d con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de 210, 126 y 74 mg/m²-d, en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

En la Tabla 3.31 se presenta la remoción promedio alcanzada en el estado estable y expresada en mg/m²-d, de la DBO₅, SST, N_T, P_T, K y S, para las lagunas experimentales, considerando únicamente el efecto de la especie.

Especie	mg/m ² - día					
	DBO ₅	SST	N _T	P _T	K	S
<i>Typha</i> Q ₁ C ₁	-8461	-2694	706	360	4052	210
<i>Salvinia</i> Q ₁ C ₁	20620	5573	1597	711	6750	175
<i>Pistia</i> Q ₁ C ₁	22644	5289	2072	704	8661	238
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C ₁	20959	10908	2335	859	9560	338
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,4}	2331	-811	441	143	2388	86
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,4}	2471	2876	831	430	4665	26
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,4}	2776	2264	1080	415	4738	43
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,4}	5131	2576	1418	463	4525	103
<i>Typha</i> Q ₁ C _{0,1}	-450	524	314	81	592	59
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,1}	2381	650	392	191	829	81
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,1}	2113	788	545	196	996	81
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,1}	1954	757	571	186	1001	95

Tabla 3.31. Remoción promedio de contaminantes de cada laguna experimental (efecto solamente de las plantas).

Para la DBO₅, las especies flotantes contribuyeron con remociones entre 20620 y 22644 mg/m²-d (el 36,57 y 38,77% del presentado por la laguna), cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 2471 y 5131 mg/m²-d (el 13,61 y 24,65% de la remoción presentada por la laguna) con afluentes diluidos al 40% y entre 1954 y 2381 mg/m²-d (el 37,14 y 41,85% de la remoción de la laguna) con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de -8461, 2331 (el 12,51% presentado por la laguna) y -450 mg/m²-d, en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Para los SST, las especies flotantes contribuyeron con remociones entre 5289 y 10908 mg/m²-d (el 34,96 y 52,58% del presentado por la laguna), cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 2264 y 2876 mg/m²-d (el 16,10 y 19,60% de la remoción presentada por la laguna) con afluentes diluidos al 40% y entre 650 y 788 mg/m²-d (el 14,64 y 17,21% de la remoción de la laguna) con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de -2694, -811 y 524 mg/m²-d (el 9,52% presentado por la laguna), en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Para N_T, las especies flotantes contribuyeron con remociones entre 1597 y 2335 mg/m²-d (el 63,45 y 71,74% del presentado por la laguna), cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 831 y 1418 mg/m²-d (el 39,33 y 52,52% de la remoción presentada por la laguna) con afluentes diluidos al 40% y entre 392 y 571 mg/m²-d (el 42,58 y 51,94% de la remoción de la laguna) con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de 706 (el 48,08%), 441 (el 47,80) y 314 mg/m²-d (el 58,60% presentado por la laguna), en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Para P_T, las especies flotantes contribuyeron con remociones entre 704 y 859 mg/m²-d (el 78,06 y 81,27% del presentado por la laguna), cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 415 y 463 mg/m²-d (el 83,52 y 84,96% de la remoción presentada por la laguna) con afluentes diluidos al 40% y entre 186 y 196 mg/m²-d (el 80,87 y 81,66% de la remoción de la laguna) con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó

remociones de 360 (el 73,17%), 143 (el 62,50%) y 81 mg/m²-d (el 75,72% presentado por la laguna), en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Para K, las especies flotantes contribuyeron con remociones entre 6750 y 9560 mg/m²-d (el 59,67 y 67,70% del presentado por la laguna), cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 4525 y 4738 mg/m²-d (el 71,97 y 72,89% de la remoción presentada por la laguna) con afluentes diluidos al 40% y entre 829 y 1001 mg/m²-d (el 65,17 y 69,32% de la remoción de la laguna) con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de 4052 (el 55,74%), 2388 (el 60,52%) y 592 mg/m²-d (el 67,26% presentado por la laguna), en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Para S, las especies flotantes contribuyeron con remociones entre 175 y 338 mg/m²-d (el 85,37 y 91,85% del presentado por la laguna), cuando operaron con afluentes sin diluir, entre 26 y 103 mg/m²-d (el 30,77 y 63,54% de la remoción presentada por la laguna) con afluentes diluidos al 40% y entre 81 y 95 mg/m²-d (el 87,06 y 88,82% de la remoción de la laguna) con afluentes diluidos al 10%. La laguna con la especie emergente presentó remociones de 210 (el 100%), 86 (el 68,26%) y 59 mg/m²-d (el 79,65% de la remoción presentada por la laguna), en afluentes sin diluir y diluidos al 40 y 10% respectivamente.

Entre las especies evaluadas, la tendencia en la remoción de NPK fue *E. crassipes* > *P. stratiotes* > *S. auriculata* > *T. angustifolia* a las diferentes concentraciones evaluadas.

Reddy y DeBusk (1985), evaluaron la remoción de N y P, por parte de 8 especies acuáticas en aguas enriquecidas con estos nutrimentos a escala de microcosmos y para un TRH de 7 días, encontrando que la remoción de nitrógeno fue mayor con *E. crassipes*, (3300 mg/m²-d), seguido de *P. stratiotes*, *Hydrocotyle umbellata*, *Lemna minor*, *Salvinia rotundifolia*, *Spirodela polyrhiza* y la especie sumergida *Egeria densa*, durante la estación de verano. Las mayores remociones de P se alcanzaron con *E. crassipes* y *Hydrocotyle umbellata*. Estableciendo que la toma de N por parte de las plantas representó entre el 16 y el 75% del total removido y la toma de fósforo entre el 12 y el 73% del total removido, indicando con ello que la remoción de estos nutrimentos se da por otros mecanismos además de la asimilación por parte de las plantas.

En las Figuras 3.32 a 3.36 se grafican los valores medios de carga aplicada y de remoción, de las variables DBO₅, SST, N_T, P_T y K, en g/m²-día, para las diferentes especies acuáticas y sus controles, a las 3 concentraciones evaluadas. Mediante regresiones lineales y no lineales se obtuvieron las ecuaciones que se presentan en los gráficos y que correspondieron en su mayoría a líneas rectas (con coeficientes de determinación muy altos), que permitieron relacionar las remociones obtenidas con la carga aplicada en las lagunas experimentales.

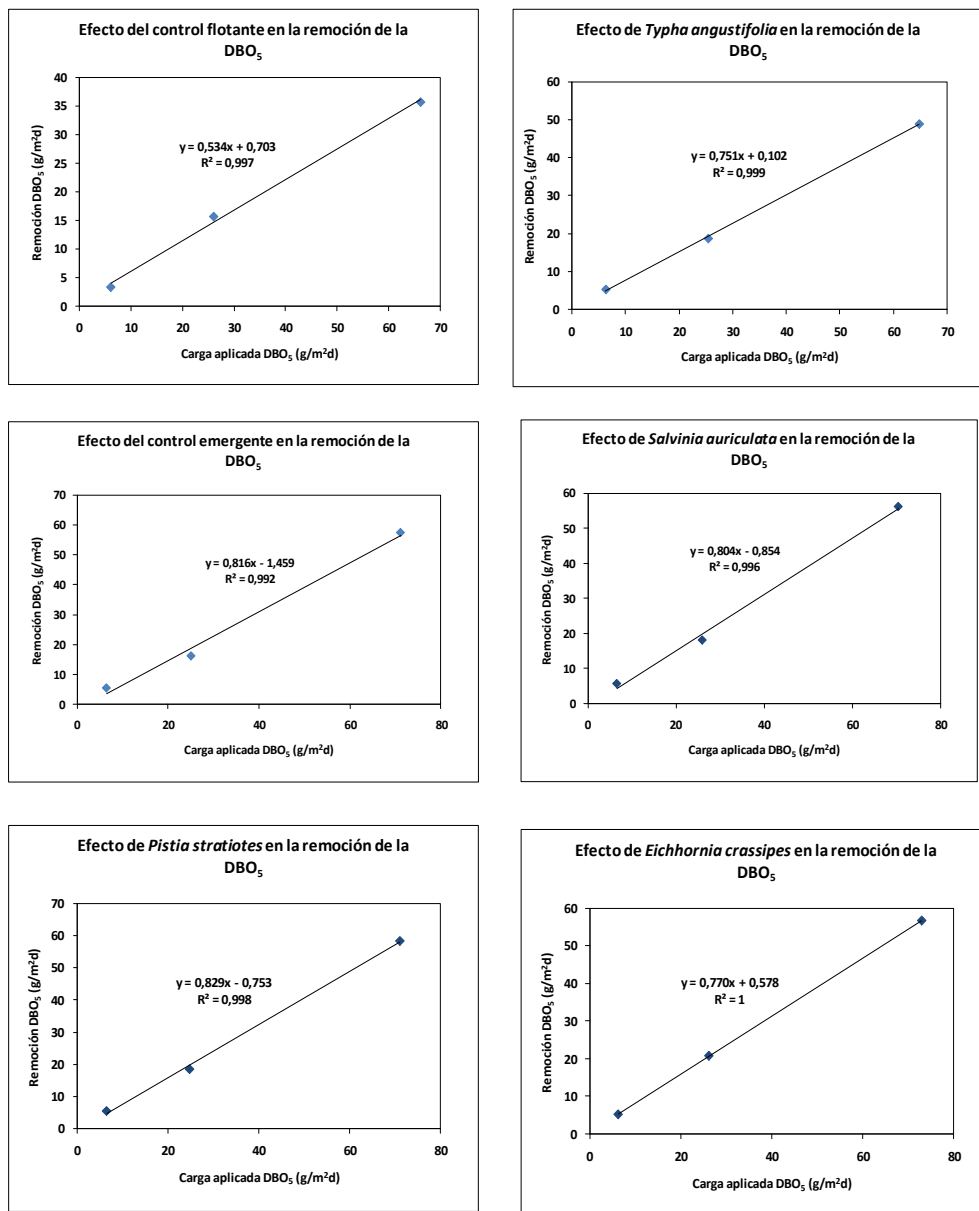


Figura 3.32. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de la DBO₅ en los tratamientos evaluados.

En la Figura 3.33 se observa que el coeficiente de determinación para la ecuación de regresión lineal obtenida para relacionar carga y remoción de los SST en la laguna control flotante fue bajo y para este caso se encontró una ecuación de regresión logarítmica como más acertada para modelar el proceso de eliminación. Igual sucedió para las ecuaciones de regresión de las 3 especies flotantes.

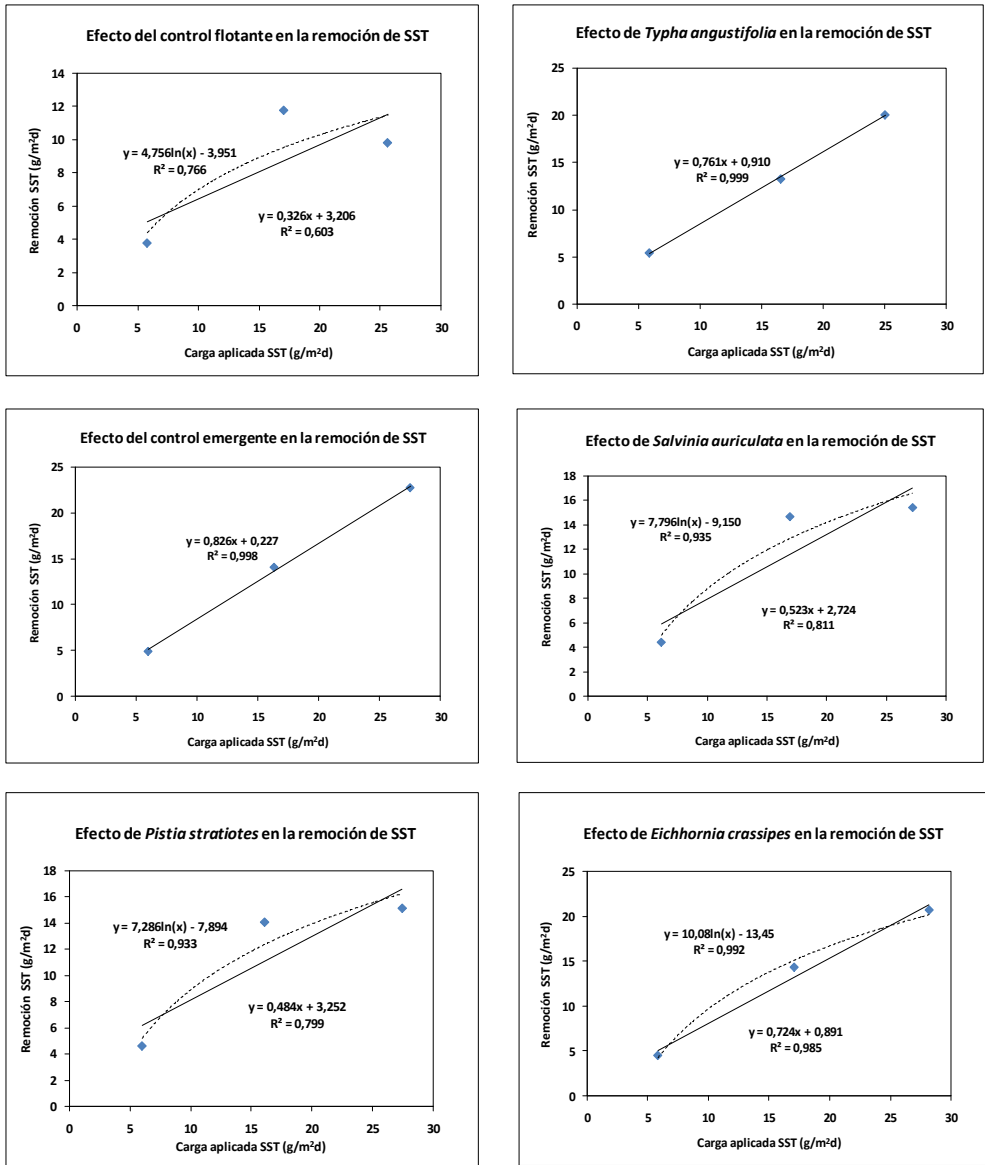


Figura 3.33. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de los SST en los tratamientos evaluados.

En la Figura 3.34, donde se presenta la relación entre la carga y la remoción del N_T , para las lagunas experimentales, para el control flotantes se obtuvo un mejor ajuste en la ecuación obtenida a partir de una regresión potencial. Igual sucedió para las lagunas que contenían las especies flotantes, en las cuales las ecuaciones provenientes de una regresión logarítmica mostraron un mejor ajuste de los datos.

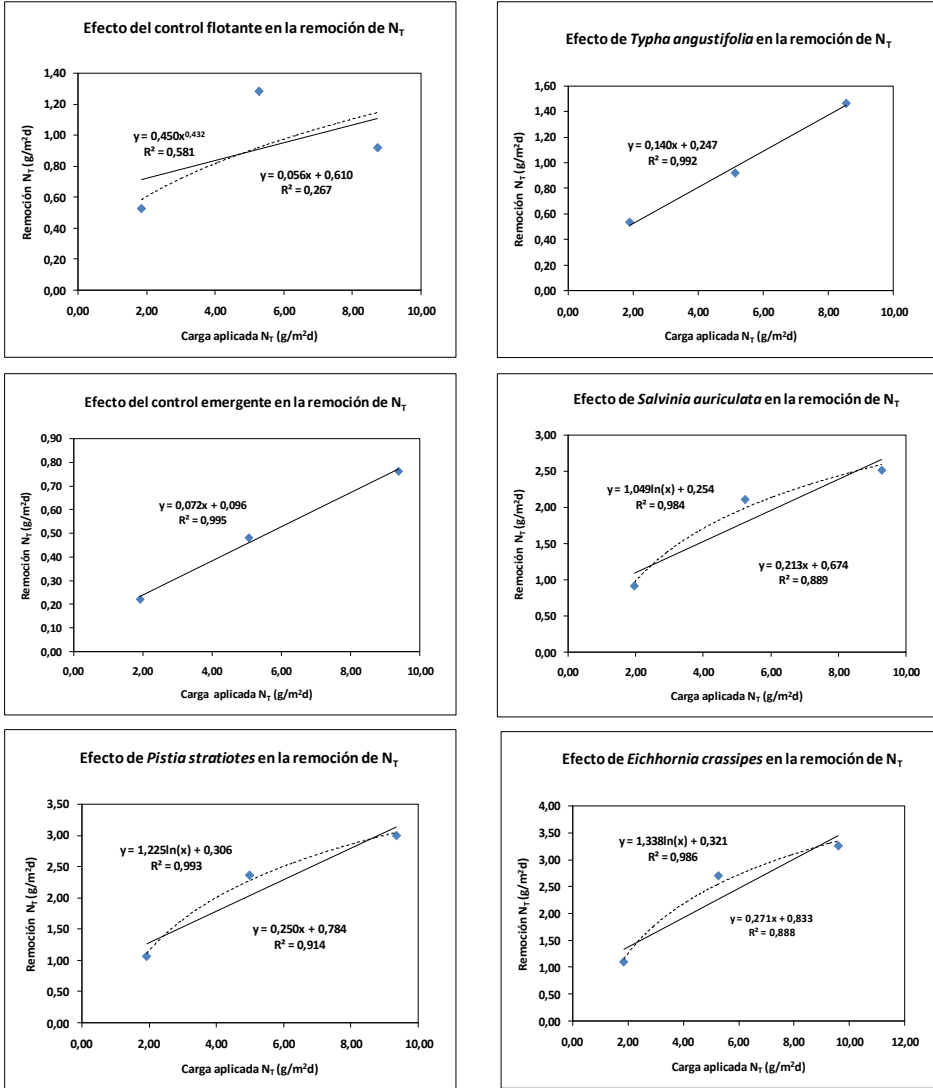


Figura 3.34. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del N_T en los tratamientos evaluados.

En la Figura 3.35, que relaciona la carga y la remoción del P_T , para la laguna control emergente, la ecuación proveniente de una regresión logarítmica presentó un mejor ajuste que la obtenida mediante el modelo de regresión lineal.

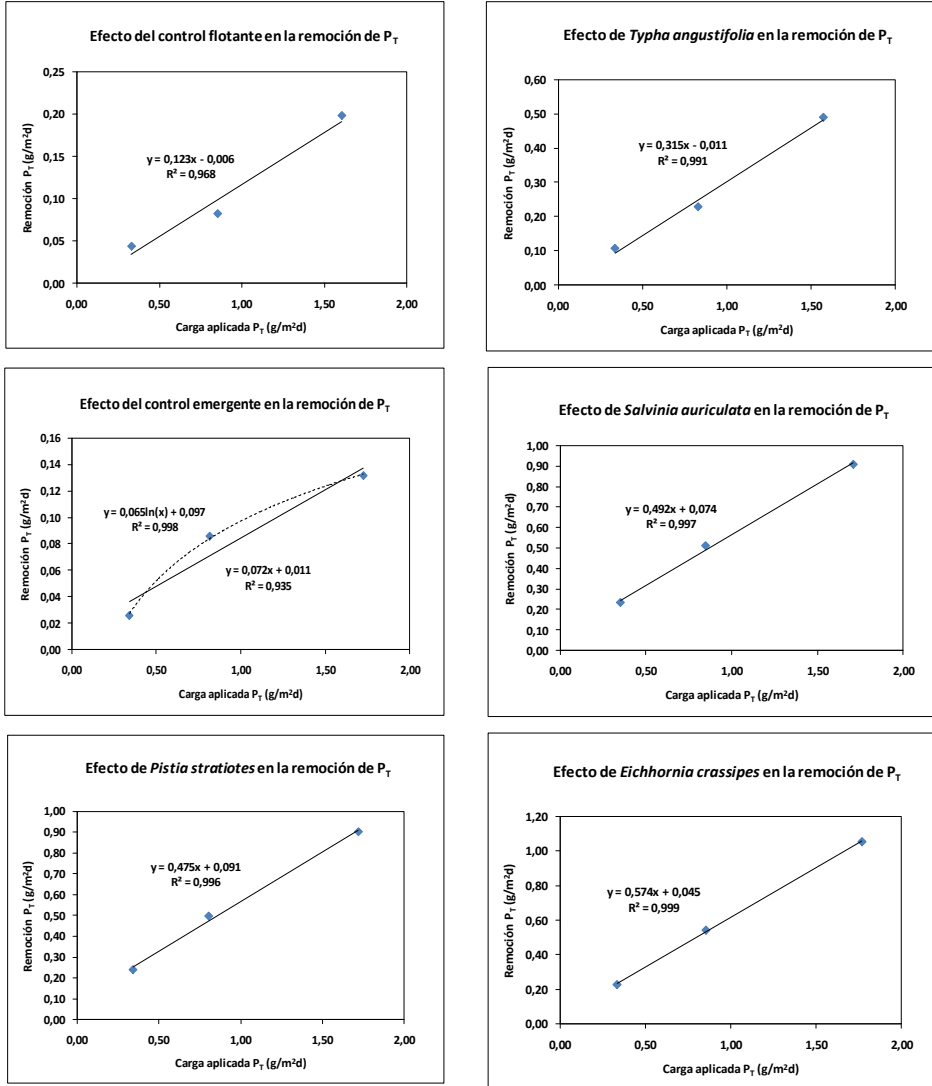


Figura 3.35. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del P_T en los tratamientos evaluados.

En la Figura 3.36, en la cual se relaciona la carga y la remoción de K, si bien los coeficientes de determinación de las ecuaciones obtenidas por regresión lineal fueron altos, se logró un mejor ajuste de los datos mediante regresiones potenciales para las lagunas con *T. angustifolia*, control emergente, *S. auriculata* y *P. stratiotes*.

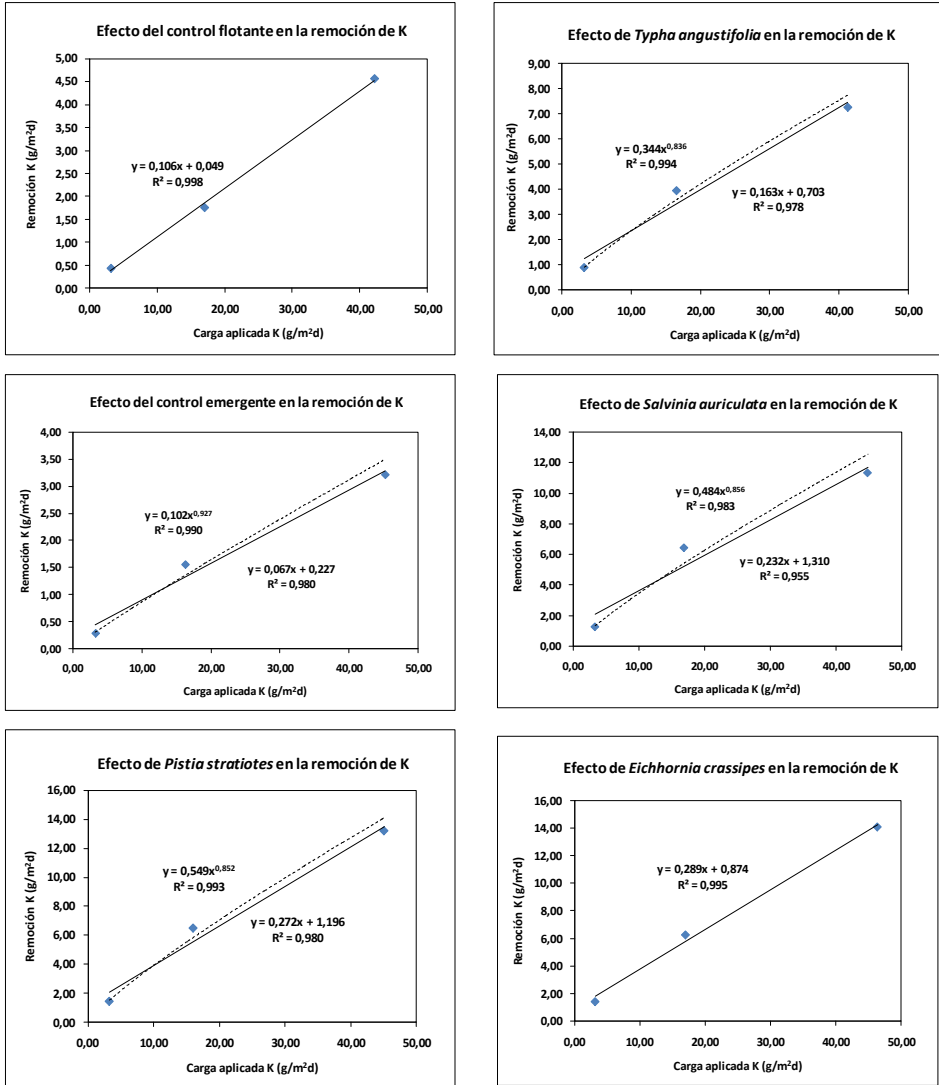


Figura 3.36. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de K en los tratamientos evaluados.

3.4.6. Caracterización de la biomasa.

Durante todo el desarrollo del ensayo se determinó la producción de la biomasa de las diferentes especies, mediante la cosecha de las plantas cada 15 días. Adicionalmente, para *T. angustifolia* se determinó el crecimiento de los tallos y de las hojas en el tiempo. La biomasa cosechada se secó y se caracterizó en lo relacionado con su contenido de minerales.

3.4.6.1. Tasas de crecimiento.

Todas las tasas de crecimiento obtenidas en la presente investigación para las diferentes especies flotantes y para la especie emergente están expresadas en peso húmedo (biomasa fresca) en gramos/m²-día ó toneladas frescas/ha-año. Cuando se realizan comparaciones con otros trabajos de investigación y éstos expresan las tasas de crecimiento en base seca, se hace la respectiva aclaración expresando los datos como gramos secos/m²-día o toneladas secas/ha-año.

3.4.6.1.1. Tasas de crecimiento de las especies flotantes.

En la Tabla 12.10 del capítulo de los anexos y en la Figura 3.37, se presentan las tasas medias de crecimiento de las 3 especies acuáticas flotantes, durante todo el tiempo que duró el ensayo.

Cuando las plantas operaron con afluentes sin diluir, la tasa de crecimiento fue de 77,34 g/m²-d para *E. crassipes*, de 63,13 g/m²-d para *P. stratiotes* y de -7,77 g/m²-d para *S. auriculata*.

Con afluentes diluidos al 40%, la tasa de crecimiento de *E. crassipes* se incrementó a 179,03 g/m²-d, la de *P. stratiotes* a 103,95 g/m²-d y la de *S. auriculata* a 38,29 g/m²-d. Con afluentes diluidos al 10%, la tasa de crecimiento de *E. crassipes* fue 168,57 g/m²-d, la de *P. stratiotes* fue 181,74 g/m²-d, y la de *S. auriculata* fue 89,07 g/m²-d.

En la Tabla 3.32, se presentan las tasas medias de crecimiento de las 3 especies acuáticas flotantes, durante el estado estable. Para afluentes sin diluir la tasa de crecimiento fue de -32,86 g/m²-d para *E. crassipes*, de -17,86 g/m²-d para *P. stratiotes* y de -42,86 g/m²-d para *S. auriculata*. Para afluentes diluidos al 40%, la tasa de crecimiento fue de 233,93 g/m²-d para *E. crassipes*, de 127,14 g/m²-d para *P. stratiotes* y de 35,71 g/m²-d para *S. auriculata* y finalmente para afluentes diluidos al 10%, la tasa de crecimiento fue de 171,43 g/m²-d para *E. crassipes*, de 165,00 g/m²-d para *P. stratiotes* y de 91,43 g/m²-d para *S. auriculata*.

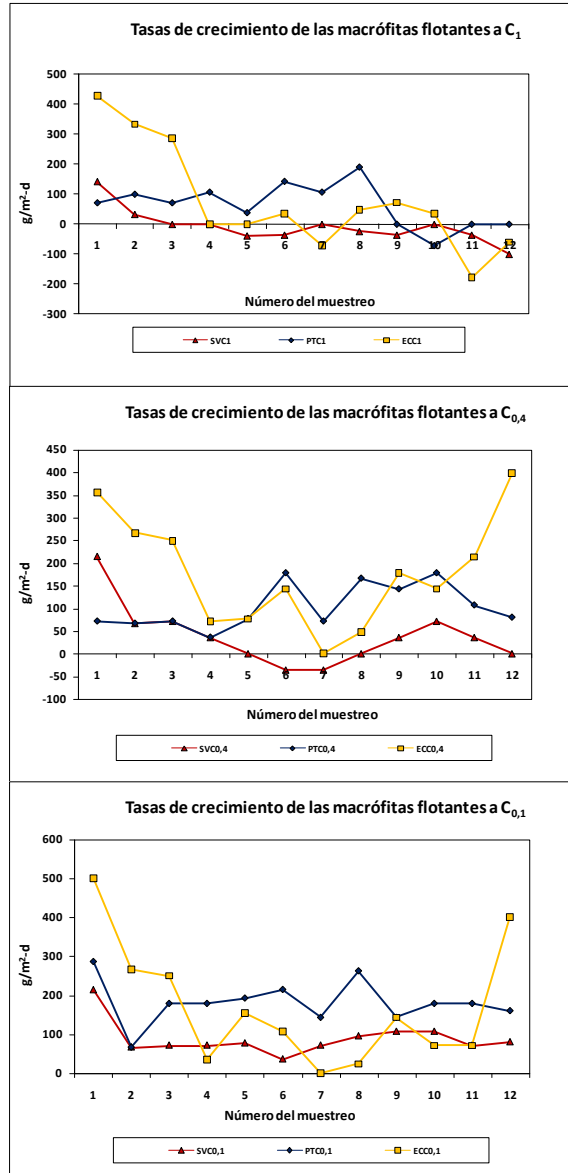


Figura 3.37. Tasa de crecimiento, en $\text{g/m}^2\text{-d}$, de las especies acuáticas flotantes evaluadas durante todo el tiempo de duración del ensayo. **SV:** *Salvinia auriculata*. **PT:** *Pistia stratiotes*. **EC:** *Eichhornia crassipes*.

Especie - Tratamiento	Promedio \pm Desviación Estándar (4)*	
	g/m ² -día	Ton/ha-año
<i>Salvinia</i> Q ₁ C ₁	-42,86 \pm 41,65	-156 \pm 152
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,4}	35,71 \pm 29,16	130 \pm 106
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,1}	91,43 \pm 18,48	334 \pm 67
<i>Pistia</i> Q ₁ C ₁	-17,86 \pm 35,71	-65 \pm 130
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,4}	127,14 \pm 42,87	464 \pm 156
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,1}	165,00 \pm 17,16	602 \pm 63
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C ₁	-32,86 \pm 111,87	-120 \pm 408
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,4}	233,93 \pm 114,49	854 \pm 418
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,1}	171,43 \pm 156,06	626 \pm 570

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 3.32. Tasa de crecimiento de las macrófitas, en g/m²-día, en el estado estable.

En aguas residuales de café, Rodríguez (1998), reporta tasas de crecimiento de 44 g/m²-día para *P. stratiotes* y de 53 g/m²-día para *S. auriculata*, en los pasos 2 y 4, de un sistema en serie de plantas acuáticas operando, a escala de laboratorio, con aguas mieles del café tratadas anaerobiamente y con concentraciones de DQO entre 708 y 2156 ppm y tiempos de detención hidráulica de 11 días. Olgún y Col. (2003), reportan en efluentes anaerobios de aguas residuales de café con concentraciones de DBO entre 122 y 252 ppm tasas de crecimiento de *Salvinia minima* de 1,032 \pm 0,013 gsecos/m²-día a pH 5,0; 0,770 \pm 0,028 gsecos/m²-día a pH 6,0 e inhibido el crecimiento a pH 8,0, para TRH de 12 días.

En otras aguas residuales biodegradables, Reddy y Tucker (1983), reportan para trabajos de microcosmos y un agua sintética, que bajo las condiciones más favorables, el máximo rendimiento de biomasa de *E. crassipes* fue de 53g secos/m²-d con N y P removidos de 2161 mg N/m²-d y 542 mg P/m²-d, indicando el potencial del jacinto para producir grandes cantidades de biomasa que pueden ser aprovechadas con diferentes fines.

Reddy y DeBusk (1984), reportan rendimientos de 106 y 72 toneladas secas/ha-año para *E. crassipes* y *P. stratiotes*, respectivamente, cuando fueron cultivadas en condiciones de no limitación de nutrientes y bajo las condiciones climáticas de La Florida (USA). Reddy y DeBusk (1985), reportan rendimientos de 32,1 ton secas/ha-año para *Salvinia rotundifolia*.

Pedraza (1994), reporta en el tratamiento de efluentes procedentes de un biodigestor operando con excretas de bovino, crecimientos, en base húmeda, de *E. crassipes* del orden de 33,8 \pm 17,5 g/m²-día y de *P. stratiotes* del orden de 59,6 \pm 30,8 g/m²-día.

Rodríguez y Col. (1996), en aguas residuales domésticas con concentraciones de DBO entre 120 y 141 ppm y bajo las condiciones climáticas de la isla de Cuba, reportan tasas de crecimiento medias, en peso húmedo, de 487 g/m²-día para el Jacinto de agua; 290 g/m²-día para la Lechuga de agua y 181 g/m²-día para la *Salvinia* y porcentajes de humedad del 95% para el Jacinto y la Lechuga y del 96% para la *Salvinia*.

En la presente investigación y con los afluentes sin diluir, los cuales presentaron, durante el estado estable, concentraciones medias de DQO de 1299 ppm y de DBO₅ de 684 ppm, se presentó inhibición de crecimiento y mortalidad para todas las especies flotantes evaluadas.

E. crassipes que recibió una carga orgánica media de 727,15 kg DBO₅/ha-d, presentó una tasa de mortalidad de -32,86 g/m²-d, superior a la exhibida por *P. stratiotes* que fue de -17,86 g/m²-d y recibió una carga orgánica menor (704,01 kg DBO₅/ha-d). *S. auriculata* recibiendo una carga orgánica de 702,71 kg DBO₅/ha-d presentó la mayor tasa de mortalidad (-42,86 g/m²-d).

Graetz y Reddy (1988), reportan que efluentes de digestores anaerobios con concentraciones de DBO₅ por encima de 2000 ppm, ocasionaron inhibición e incluso la muerte de *E. crassipes*. Los mismos autores reportan que en datos sin publicar de Reddy y Debusk (1986), se encontró, que a diluciones efluente anaerobio: agua del orden 1:1 y 1:2 (equivalentes a concentraciones de DBO₅ de 1101 y 694 ppm), el crecimiento de los jacintos cesaba a los 30 días y que los mayores crecimientos de la biomasa se alcanzaron a diluciones 1:4 y 1:32 (concentraciones de DBO₅ de 352 y 76 ppm, respectivamente).

Sooknah y Wilkie (2004), reportan que afluentes provenientes de la digestión anaerobia de excretas de vacuno, con concentraciones de DQO de 2010 ppm inhibieron el crecimiento de *E. crassipes* y ocasionaron la muerte de *P. stratiotes*, en tanto que a diluciones 1:1, las 2 especies crecieron satisfactoriamente.

3.4.6.1.2. Tasa de crecimiento de la especie emergente.

En la Tabla 12.11 del capítulo de los anexos, se presentan las tasas medias netas de crecimiento para *T. angustifolia*. Las tasas negativas de crecimiento hacen alusión a hojas secas o caídas que eran periódicamente retiradas de las lagunas y las tasas positivas (corte) se refieren a la biomasa cosechada, generalmente en 3 meses, por efecto de la poda de las plantas.

Los valores obtenidos durante todo el ensayo, mostraron tasas netas de crecimiento de 25,09 g/m²-d, con afluentes sin diluir y de 55,84 y 33,55 g/m²-d, para afluentes diluidos al 40 y al 10%, respectivamente y una producción de biomasa total de 41,43 g/m²-d, con afluentes sin diluir y de 81,11 y 53,38 g/m²-d, para afluentes diluidos al 40 y al 10%.

En la Tabla 3.33 se presentan los valores medios netos de crecimiento para *T. angustifolia*, durante el estado estable, en donde se alcanzaron valores de 16,85 g/m²-d con afluentes sin diluir y de 50,56 y 39,33 g/m²-d con afluentes diluidos al 40 y al 10%, respectivamente.

Tratamiento.	Crecimiento Promedio ± Desviación Estándar (4)*		Número de plantas/m ²	
	g/m ² -día	Ton/ha-año	Inicial	Final
Q ₁ C ₁ (hojas muertas)	-15,59±7,33	-57±27	30	20
Q ₁ C _{0,4} (hojas muertas)	-27,50±12,10	-100±44	30	38
Q ₁ C _{0,1} (hojas muertas)	-17,14±7,02	-63±26	30	28
Q ₁ C ₁ (Crecimiento neto)	16,85	62		
Q ₁ C _{0,4} (Crecimiento neto)	50,56	185		
Q ₁ C _{0,1} (Crecimiento neto)	39,33	144		
Q ₁ C ₁ (Biomasa Total)	32,44	119		
Q ₁ C _{0,4} (Biomasa Total)	78,06	285		
Q ₁ C _{0,1} (Biomasa Total)	56,47	207		

Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 3.33. Tasa de crecimiento de *T. angustifolia*, en g/m²-día, en el estado estable.

Durante el período de estado estable, la producción total de biomasa fue de 32,44 g/m²-d, con afluentes sin diluir y de 78,06 y 56,47 g/m²-d, para afluentes diluidos al 40 y al 10%.

En los afluentes sin diluir, *T. angustifolia*, recibiendo una carga orgánica de 0,9 veces la recibida por *E. crassipes* (647,52 kg DBO₅/ha-d), mostró un crecimiento neto del orden de 16,85 g/m²-d. Si bien, este crecimiento fue el único positivo que se presentó entre las especies acuáticas evaluadas sobre este tipo de afluente en el estado estable, no permite concluir sobre la bondad de esta especie en el tratamiento de afluentes concentrados, dada la forma en que se midió la tasa de crecimiento. Mientras que las tasas de crecimiento para las especies flotantes se evaluaban cada 14 días, para la especie emergente se evaluó cada 3 meses. Como el período de evaluación del estado estable fue de sólo 27 días, la especie emergente ya venía con un crecimiento acumulado de 2 meses y por lo tanto no permitió medir el impacto real de los afluentes en el estado estable.

Un parámetro de medición que sí permitió evaluar el efecto de la concentración sobre la especie emergente fue la tasa de mortalidad de las plantas. De acuerdo con los datos condensados en la Tabla 3.33, se deduce que las tasas de mortalidad de la especie emergente fueron mayores cuando ésta estuvo operando con afluentes sin diluir y representaron la tercera parte del total de plantas sembradas, mientras que con afluentes diluidos al 40% se alcanzó un incremento neto del 21% y con afluentes diluidos al 10%, el número de plantas/m² permaneció casi constante.

Ennabili y Col (1998), evaluaron y compararon la producción de biomasa y las tasas de retención de NPK de varias especies emergentes utilizadas en humedales para la depuración de aguas residuales, encontrando que *T. angustifolia* presentó la mayor producción de biomasa con valores acumulados de 56,5 toneladas secas/ha – año.

En la Tabla 3.34 se condensan los datos de crecimiento medio de los tallos y las hojas de *T. angustifolia* a las diferentes concentraciones de afluente y durante todo el tiempo que duró el ensayo y para el período de estado estable.

Variable	Tiempo	Promedio	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Tallos Q ₁ C ₁ (cm/día)	Todo el ensayo.	0,28 ^{(72)*}	0,43	0,00	1,86
	Estado estable.	0,13 ⁽¹²⁾	0,12	0,00	0,29
Hojas Q ₁ C ₁ (cm/día)	Todo el ensayo.	0,58 ⁽⁷²⁾	0,79	0,00	4,38
	Estado estable.	0,28 ⁽¹²⁾	0,14	0,10	0,57
Tallos Q ₁ C _{0,4} (cm/día)	Todo el ensayo.	0,42 ⁽⁷²⁾	0,84	0,00	5,57
	Estado estable.	0,32 ⁽¹²⁾	0,37	0,00	1,29
Hojas Q ₁ C _{0,4} (cm/día)	Todo el ensayo.	0,53 ⁽⁷²⁾	0,69	0,00	3,57
	Estado estable.	0,33 ⁽¹²⁾	0,24	0,05	0,95
Tallos Q ₁ C _{0,1} (cm/día)	Todo el ensayo.	0,36 ⁽⁷²⁾	0,60	0,00	2,71
	Estado estable.	0,20 ⁽¹²⁾	0,13	0,00	0,43
Hojas Q ₁ C _{0,1} (cm/día)	Todo el ensayo.	0,63 ⁽⁷²⁾	0,86	0,00	4,19
	Estado estable.	0,39 ⁽¹²⁾	0,24	0,10	1,05

* Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 3.34. Tasas de crecimiento de *T. angustifolia*, en cm/d.

De los datos condensados en la tabla, se observa que el crecimiento medio de las hojas y de los tallos de *T. angustifolia*, fue siempre menor en el período de estado estable que durante todo el tiempo que duró el ensayo, a las 3 concentraciones de afluente ensayadas. De igual manera, se deduce que las menores tasas medias de crecimiento de las hojas y de los tallos se encontraron cuando la planta operó con afluentes sin diluir y fueron de 0,13 cm/d para los tallos y de 0,28 cm/d para las hojas, lo cual concuerda con las menores tasas de crecimiento encontradas para esta especie y expresadas en g/m²-d, en este tipo de afluentes y reafirma el efecto tóxico que tuvieron las aguas mieles del café provenientes del proceso de digestión anaeróbica, cuando su concentración estuvo por encima de las 1000 ppm.

En la Figura 3.38, se grafican las tasas de crecimiento de los tallos (T) y de las hojas (H), durante el período de estado estable para 3 plantas por concentración de afluente.

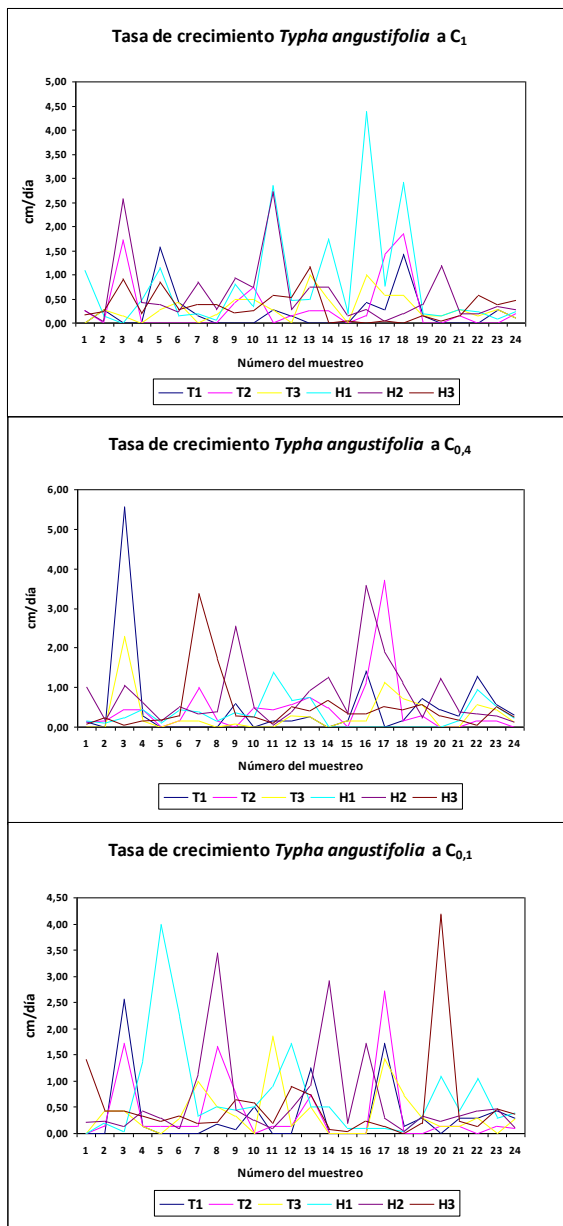


Figura 3.38. Tasa de crecimiento en cm/d para *T. angustifolia*.

3.4.6.1.3. Efecto de la concentración del afluente sobre la tasa de crecimiento de las especies evaluadas.

En la figura 3.39 se grafican los valores medios de la DQO de los afluentes vs la tasa media de crecimiento, para las especies flotantes y el incremento en el número de plantas para la especie emergente. No se elaboraron las gráficas con los datos individuales, dado que el muestreo del agua y de la biomasa se realizaba en días diferentes.

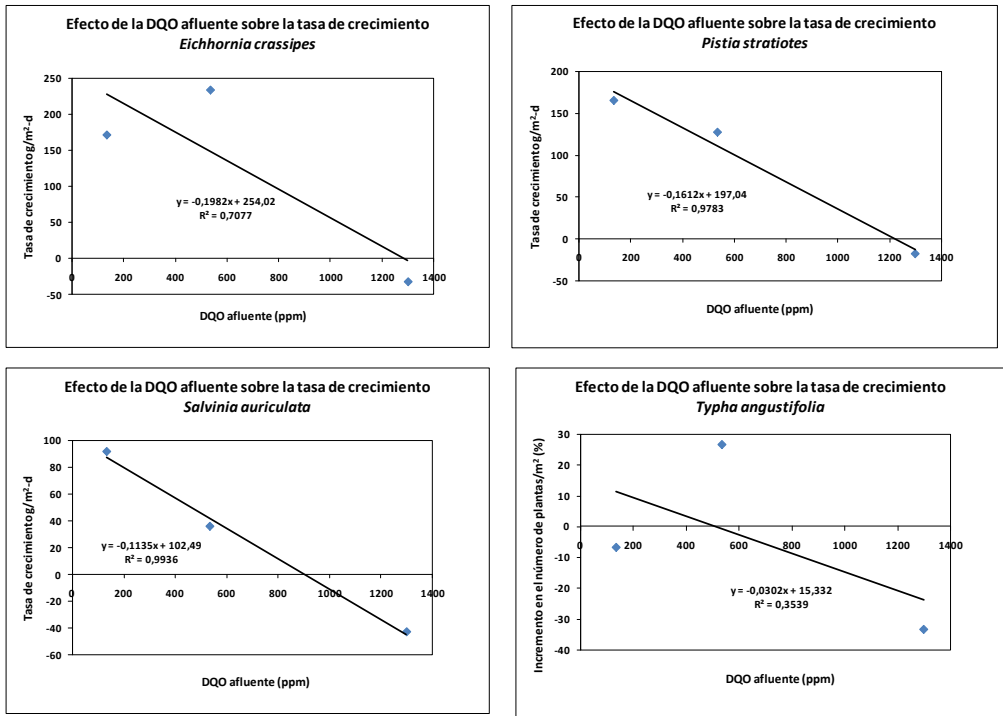


Figura 3.39. Efecto de la concentración de DQO en el afluente sobre la tasa de crecimiento de las especies acuáticas ensayadas.

Mediante regresiones lineales se obtuvieron las ecuaciones que permiten modelar el efecto de la DQO del afluente sobre la tasa de crecimiento de las especies acuáticas evaluadas.

Para *E. crassipes* y un coeficiente de determinación de 0,71, la ecuación permite predecir que se presenta inhibición del crecimiento de la planta a concentraciones de DQO de 1281 ppm. Para *P. stratiotes*, la ecuación de regresión presentó un buen ajuste ($R^2 = 0,98$) y permite predecir que se presenta inhibición del crecimiento de la planta a una concentración de DQO de 1222 ppm. *S. auriculata* fue la especie con la que se obtuvo el coeficiente de determinación más alto ($R^2 = 0,99$) y la ecuación permite predecir que a concentraciones de DQO de 903 ppm se presenta inhibición del crecimiento. Finalmente, *T. angustifolia* presentó el coeficiente de determinación más bajo ($R^2 = 0,35$) y la ecuación de regresión

permite predecir que se presenta inhibición en el incremento del número de plantas a una concentración de DQO de 508 ppm.

En las Figuras 3.40 y 3.41 se presenta el aspecto final de las 18 lagunas experimentales evaluadas durante el ensayo.





Figura 3.41. II. Aspecto de las lagunas al final del ensayo. 10. *S. auriculata* a $C_{0,4}$. 11. *P. stratiotes* a $C_{0,4}$. 12. *E. crassipes* a $C_{0,4}$. 13. Control Flotantes a $C_{0,1}$. 14. *T. angustifolia* a $C_{0,1}$. 15. Control Emergente a $C_{0,1}$. 16. *S. auriculata* a $C_{0,1}$. 17. *P. stratiotes* a $C_{0,1}$. 18. *E. crassipes* a $C_{0,1}$.

3.4.6.2. Contenido de minerales.

En la Tabla 3.35 se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a *E. crassipes* al inicio y al final del ensayo para las diferentes concentraciones de afluente y para la parte aérea (Hoja-Tallo) y para la parte sumergida (Raíces) de las plantas.

Parte de la planta y tratamiento.		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cenizas (%)
Aérea	I(1) [*]	1,33	0,40	2,68	0,91	0,40	29,15
Q ₁ C ₁	F(2) [*]	2,33±0,05	0,70±0,09	3,32±2,24	4,00±0,99	0,26±0,01	19,32±2,15
Raíces	I(1) [*]	2,29	0,44	3,70	1,88	0,60	17,95
Q ₁ C ₁	F(2) [*]	3,04±0,57	0,94±0,21	3,73±1,52	5,05±0,78	0,25±0,05	20,41±1,84
Aérea	I(1) [*]	1,60	0,40	2,90	1,00	0,38	27,89
Q ₁ C _{0,4}	F(4) [*]	2,64±0,24	0,95±0,00	10,08±1,79	2,35±0,53	0,35±0,07	28,74±6,69
Raíces	I(1) [*]	2,37	0,95	5,50	2,00	0,37	24,28
Q ₁ C _{0,4}	F(3) [*]	2,55±0,23	0,95±0,00	8,00±1,61	2,23±0,48	0,32±0,09	28,26±5,74
Aérea	I(1) [*]	2,54	0,69	2,76	1,31	0,41	27,29
Q ₁ C _{0,1}	F(4) [*]	2,70±0,29	0,91±0,16	10,98±2,14	2,40±0,18	0,50±0,09	28,89±4,38
Raíces	I(1) [*]	1,50	0,27	7,20	1,69	0,61	24,51
Q ₁ C _{0,1}	F(4) [*]	2,17±0,42	0,70±0,13	8,85±1,74	1,25±0,41	0,34±0,07	26,04±4,42
		Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)	
Aérea	I(1) [*]	8227	157	101	22	18	
Q ₁ C ₁	F(2) [*]	2256±906	242±42	38±9	5±0,71	39±11	
Raíces	I(1) [*]	858	163	68	22±	14	
Q ₁ C ₁	F(2) [*]	9630±3510	325±77	41±31	8±4	38±3	
Aérea	I(1) [*]	9529	128	112	31	24	
Q ₁ C _{0,4}	F(4) [*]	1490±218	453±83	351±394	7±3	27±8	
Raíces	I(1) [*]	20093	1645	87	10	27	
Q ₁ C _{0,4}	F(3) [*]	13677±3192	1169±596	182±130	13±3	28±3	
Aérea	I(1) [*]	19973	319	177	34	30	
Q ₁ C _{0,1}	F(4) [*]	1178±1117	322±163	321±123	7±2	28±9	
Raíces	I(1) [*]	488	162	145	11	19	
Q ₁ C _{0,1}	F(4) [*]	8587±2278	2399±509	390±219	10±2	23±4	

*Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. I: Inicio del ensayo, F: Final del ensayo.

Tabla 3.35. Valores promedio del contenido de minerales de *E. crassipes*.

Para las plantas operando en los afluentes sin diluir, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mn y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Mg, Cenizas, Fe, Zn y Cu. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 75,19%, 75,00% y 23,88%, respectivamente. Para el caso de las raíces, los contenidos de K se mantuvieron relativamente constantes y el incremento en sus contenidos de N y P fue de 32,75% y 113,64% respectivamente.

Para las plantas que se desarrollaron en los afluentes diluidos al 40%, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Cenizas Mn, Zn y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Mg, Fe y Cu. Siendo los incrementos en el

contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 65,00%, 137,50% y 247,59%, respectivamente. Para el caso de las raíces, los contenidos de P se mantuvieron constantes y el incremento en sus contenidos de N y K fueron de 7,59% y 45,45% respectivamente.

Para las plantas que se desarrollaron en los afluentes diluidos al 10%, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca Mg, Cenizas Mn y Zn de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Fe y Cu. Los contenidos de B se mantuvieron relativamente constantes. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 6,30%, 31,88% y 297,83%, respectivamente. Para el caso de las raíces, los incrementos en sus contenidos de N, P y K fueron de 44,67%, 159,26% y 22,92% respectivamente.

Reddy y Tucker (1983), reportan que la parte aérea de *E. crassipes* contiene alrededor de 2 veces más nitrógeno que las raíces, cuando las plantas fueron cultivadas en sistemas conteniendo N disponible (amonio, nitratos o urea) y que cuando las plantas crecieron en efluentes anaerobios, la concentración de N fue muy similar en estas 2 partes de la planta. Igualmente reportan que la concentración del nitrógeno en los tejidos de las plantas no fue influenciado por la temperatura ambiente media (15,7 a 28,2°C).

Para el presente estudio, la relación entre los contenidos de N de la parte aérea de *E. crassipes* y sus raíces estuvieron del orden de 0,77 para las plantas que operaron con afluentes sin diluir, 1,04 para las plantas que crecieron en afluentes diluidos al 40% y 1,24 para las plantas que crecieron en afluentes diluidos al 10%

Reddy y Tucker (1983), reportan que la concentración de fósforo en los tejidos de *E. crassipes* no estuvo significativamente influenciado por la fuente adicionada de N y que generalmente hojas y tallos contuvieron menos P (entre 0,62 y 0,99%) que las raíces (entre 0,66 y 1,39%) y que la concentración de P en los tejidos de la planta no estuvo influenciada por la temperatura ambiente media (entre 15,7 y 28,2°C).

Para el presente estudio, en plantas que operaron sobre afluentes sin diluir, el contenido de P fue mayor en las raíces que en las hojas y tallos (0,94 y 0,70%, respectivamente), en las plantas que crecieron sobre afluentes diluidos al 40%, los contenidos de P fueron similares (0,95%) y para las plantas desarrolladas en afluentes diluidos al 10% el contenido de P en las raíces fue menor (0,7 y 0,91%, respectivamente).

En lo relacionado con el contenido de K, en las plantas provenientes de afluentes sin diluir, el contenido de K fue mayor en las raíces que en la parte aérea (3,73 y 3,32%, respectivamente), mientras que en los afluentes diluidos al 40 y al 10%, los tejidos de la parte aérea mostraron un mayor contenido de K que las raíces (10,08 y 10,98% vs 8,00 y 8,85%).

Wolverton y McDonald (1978), en un análisis de nutrimentos de los tejidos de *E. crassipes* cultivado en aguas residuales domésticas, reportan contenidos de K en las raíces entre 28 y 30,3 ppm, en los tallos entre 27,3 y 33 ppm y en las hojas de 36 ppm.

Reddy (1988), reporta que el K pocas veces limita el crecimiento de *E. crassipes* y que se encontraron crecimientos máximos de la planta a concentraciones de K de 12 ppm. Igualmente, que incrementos de K no mejoraron significativamente los rendimientos de biomasa.

Reddy y DeBusk (1985), reportan contenidos de N entre $3,05 \pm 0,34\%$ y $3,53 \pm 0,29\%$ y de P entre $0,58 \pm 0,09$ y $0,68 \pm 0,11$ para los tejidos de *E. crassipes* creciendo en diferentes épocas del año.

Estos mismos autores reportan que las tasas potenciales de N y P que pueden removerse por parte de las plantas (calculados como la tasa de crecimiento media multiplicada por los contenidos de estos nutrimentos en los tejidos de la planta) y calculadas a partir de un agua residual sintética conteniendo entre 26 y 29 ppm de N y entre 3,1 a 3,4 ppm de P, fueron para las estaciones de verano y de invierno de 1278 y 254 mg N/m²-d y 243 y 49 mg P/m²-d, para *E. crassipes*; 985 y 258 mg N/m²-d y 218 y 72 mg P/m²-d para *P. stratiotes* y 406 y 96 mg N/m²-d y 105 y 32 mg P/m²-d para *S. rotundifolia*.

En la Tabla 3.36 se presentan datos sobre el contenido de humedad, los porcentajes, en peso seco, entre la parte aérea y sumergida de *E. crassipes* a las 3 concentraciones evaluadas en el estado estable y los resultados de los mg de N, P, K/m²-día, tomados por las plantas. Para su cálculo se multiplicó la tasa de crecimiento, en mg/m²-d, por su fracción de peso seco y por el valor medio de cada uno de los nutrimentos en la planta (calculado como el contenido de N, P, K en la parte aérea * fracción másica de la parte aérea + contenido de N, P, K en las raíces * fracción másica de las raíces).

Variable.	C ₁ Q ₁	C _{0,4} Q ₁	C _{0,1} Q ₁
Humedad de la planta (%)	89,99	94,60	95,63
Tasa crecimiento mg secos/m ² -d	-3290	12635	7489
% en peso seco parte aérea	50,39	38,20	28,51
% en peso seco raíces	49,61	61,80	71,49
mg N/m ² -d incorporado por la planta	-	327	174
mg P/m ² -d incorporado por la planta	-	120	57
mg K/m ² -d incorporado por la planta	-	1111	708
mg N/m ² -d removidos en la laguna	3255	2700	1099
mg P/m ² -d removidos en la laguna	1057	545	230
mg K/m ² -d removidos en la laguna	14122	6287	1444
% N removido en los tejidos de la planta	-	12,11	15,83
% P removido en los tejidos de la planta	-	22,02	24,78
% K removido en los tejidos de la planta	-	17,67	49,03

Tabla 3.36. N, P, K, tomados por *E. crassipes* durante el estado estable.

Para las plantas operando con afluentes sin diluir no se realizó el balance de nutrimentos dado que la tasa neta de crecimiento fue negativa. Los valores condensados en la Tabla 3.36 son preliminares y tienen un carácter informativo, ya que el número de muestras analizadas para la determinación de la distribución de las partes de la planta y para el análisis de los minerales fue limitado y aunque se trató de muestras compuestas, su número osciló entre 1 y 5.

Los valores de N y P incorporados por *E. crassipes* y condensados en la Tabla 3.36 están dentro del rango reportado en la literatura.

Tanner y Col. (1995), reportan que las plantas acuáticas incorporan en sus tejidos entre el 3 y el 20% del N_T removido y entre el 3 y el 60% del P_T removido en los sistemas de humedales.

Crites y Tchobanoglous (2000), reportan que la asimilación del nitrógeno por parte de las plantas sólo explica cerca del 10% de la remoción

En la Tabla 3.37 se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a *P. stratiotes* al inicio y al final del ensayo para las diferentes concentraciones de afluente y para la parte aérea (Hoja) y para la parte sumergida (Raíces) de las plantas.

Parte de la planta y tratamiento.		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cenizas (%)
Hoja Q ₁ C ₁	I(1) [*]	2,21	0,79	12,90	3,30	0,62	37,07
	F(1) [*]	2,48	1,17	11,50	3,70	0,50	39,40
Raíces Q ₁ C ₁	I(1) [*]	1,42	0,85	6,30	3,60	0,41	26,72
	F(1) [*]	1,85	0,61	6,90	3,10	0,85	28,37
Hoja Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	2,13	0,57	5,55	2,70	0,83	27,26
	F(3) [*]	2,73±0,28	0,79±0,04	11,50±1,15	3,60±1,15	0,48±0,02	32,37±2,62
Raíces Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	1,57	0,81	6,40	3,05	0,55	29,38
	F(3) [*]	2,82±0,15	0,88±0,07	9,98±0,38	3,01±0,18	0,58±0,05	38,79±5,00
Hoja Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	2,50	0,54	4,00	2,50	0,79	25,74
	F(3) [*]	2,55±0,30	0,93±0,22	12,90±0,72	4,43±0,68	0,59±0,19	38,24±5,46
Raíces Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	1,82	0,75	6,70	2,70	0,71	31,84
	F(1) [*]	2,79	0,57	15,80	2,30	0,66	38,70
		Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)	
Hoja Q ₁ C ₁	I(1) [*]	2069	374	488	10	47	
	F(1) [*]	4967	652	1075	53	53	
Raíces Q ₁ C ₁	I(1) [*]	1131	393	154	9	31	
	F(1) [*]	2824	187	115	8	53	
Hoja Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	3150	370	152	9	40	
	F(3) [*]	886±280	291±186	799±1085	4±1	63±11	
Raíces Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	1748	302	156	10	33	
	F(3) [*]	13198±7598	1375±609	316±183	14±2	75±51	
Hoja Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	3488	562	185	10	28	
	F(3) [*]	1782±1732	418±342	504±380	10±6	85±11	
Raíces Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	2344	201	147	11	36	
	F(1) [*]	3838	1569	395	9	47	

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. I: Inicio del ensayo, F: Final del ensayo.

Tabla 3.37. Valores promedio del contenido de minerales de *P. stratiotes*.

Para las plantas que operaron en los afluentes sin diluir, se observó un incremento en el contenido de N, P, Ca, Cenizas, Fe, Mn, Zn, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de K y Mg. Siendo los incrementos en el contenido de N, P en la parte aérea del orden del 10,89% y 32,34%, respectivamente y el decremento en el contenido de K de 12,17%. Para el caso de las raíces, los contenidos de N y K se incrementaron (23,24% y 8,70%, respectivamente) y los contenidos de P disminuyeron (-39,34%).

Para las plantas que se desarrollaron en los afluentes diluidos al 40%, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Cenizas, Zn y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Mg, Fe, Mn y Cu. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 21,98%, 27,85% y 51,74%, respectivamente. Para el caso de las raíces, los incrementos en sus contenidos de N, P y K fueron de 44,33%, 7,95% y 35,87% respectivamente.

Para las plantas que se desarrollaron en los afluentes diluidos al 10%, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Cenizas, Zn y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Mg, Fe y Mn. Los contenidos de Cu se mantuvieron relativamente constantes. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 1,96%, 41,94% y 68,99%, respectivamente. Para el caso de las raíces, los incrementos en sus contenidos de N y K fueron de 34,77% y 57,59% respectivamente y se presentó un decremento en los contenidos de P de 31,58%.

Reddy y DeBusk (1985), reportan contenidos de N entre $3,62 \pm 0,52\%$ y $4,03 \pm 0,34\%$ y de P entre $0,80 \pm 0,11$ y $1,12 \pm 0,15$ para los tejidos de *P. stratiotes* creciendo en diferentes épocas del año.

Aoi y Hayashi (1996), reportan que los contenidos de N y P, de la biomasa de *E. crassipes* fueron 1,5 veces mayores respecto a los contenidos en la biomasa de *P. stratiotes* (2,15% y 1,65% para el N y 1,67% y 1,03%, para el P, respectivamente), cuando ambas especies se colocaron a crecer en el mismo tipo de agua.

Henry-Silva y Monteiro-Camargo (2002), en estudios sobre el valor nutritivo de plantas flotantes, reportan que la biomasa total de *P. stratiotes* y la parte aérea de *E. crassipes* y *S. molesta* tienen valores nutritivos con potencial para utilizarlas en la alimentación de rumiantes o como ingredientes en su ración alimenticia.

En la Tabla 3.38 se presentan el contenido de humedad, los porcentajes, en peso seco, entre la parte aérea y sumergida de *P. stratiotes* a las 3 concentraciones evaluadas en el estado estable y los resultados de los mg de N, P, K/m²-día, tomados por las plantas.

Variable.	C_1Q_1	$C_{0,4}Q_1$	$C_{0,1}Q_1$
Humedad de la planta (%)	75,07	88,04	92,18
Tasa crecimiento mg secos/m ² -d	-4453	15205	12905
% en peso seco parte aérea	51,95	75,36	82,09
% en peso seco raíces	48,05	24,64	17,91
mg N/m ² -d incorporado por la planta	-	418	335
mg P/m ² -d incorporado por la planta	-	123	112
mg K/m ² -d incorporado por la planta	-	1692	1732
mg N/m ² -d removidos en la laguna	2992	2362	1073
mg P/m ² -d removidos en la laguna	902	497	240
mg K/m ² -d removidos en la laguna	13223	6500	1439
% N removido en los tejidos de la planta	-	17,70	31,22
% P removido en los tejidos de la planta	-	24,75	46,67
% K removido en los tejidos de la planta	-	26,03	120,36

Tabla 3.38. N, P, K, tomados por *P. stratiotes* durante el estado estable.

Al igual que ocurrió para *E. crassipes*, a las plantas operando con afluentes sin diluir no se les realizó el balance de nutrimentos dado que la tasa neta de crecimiento fue negativa. Los valores condensados en la Tabla 3.38 son preliminares y tienen un carácter informativo, ya que el número de muestras analizadas para la determinación de la distribución de las partes de la planta y para el análisis de los minerales fue limitado y aunque se trató de muestras compuestas, su número osciló entre 1 y 5.

Al analizar, de forma preliminar, los datos condensados en las Tablas 3.36 y 3.38, relacionados con la incorporación de N, P y K a los tejidos de la planta, se puede observar que lo toma de estos nutrimentos por parte de *P. stratiotes* siempre fue mayor que por parte de *E. crassipes*.

En la Tabla 3.39 se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a *S. auriculata* al inicio y al final del ensayo para las diferentes concentraciones de afluente y para toda la planta (parte aérea y parte sumergida).

Para las plantas que operaron con los afluentes sin diluir, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Mg, Cenizas, Fe, Mn y Zn y un decremento en sus contenidos de Ca, Cu y B. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K del orden de 17,81%, 12,70% y 70,63% respectivamente.

Para las plantas que se desarrollaron en los afluentes diluidos al 40%, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mg y Zn y un decremento en sus contenidos de Fe, Mn, Cu y B, mientras que las cenizas permanecieron constantes. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K del orden de 12,70%, 65,45% y 48,64% respectivamente.

Para las plantas que se desarrollaron en los afluentes diluidos al 10%, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Zn y B, y un decremento en sus contenidos de Ca y Cu. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K del orden de 4,35%, 8,70% y 30,70% respectivamente.

Tratamiento		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cenizas (%)
Q ₁ C ₁	I(1) [*]	2,63	0,55	1,41	4,80	0,37	23,98
	F(1) [*]	3,20	0,63	4,80	2,80	0,38	26,71
Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	2,68	0,19	3,20	0,92	0,37	20,53
	F(3) [*]	3,07±0,38	0,55±0,16	6,23±3,34	2,97±0,46	0,40±0,02	20,53±2,52
Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	2,64	0,42	3,86	1,55	0,36	19,22
	F(3) [*]	2,76±0,10	0,46±0,04	5,57±0,40	1,03±0,44	0,41±0,05	20,64±2,94
		Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)	
Q ₁ C ₁	I(1) [*]	9007	536	28	13	60	
	F(1) [*]	9199	1699	664	12	53	
Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	7343	1530	106	29	31	
	F(3) [*]	4949±2528	1122±370	329±190	9±0	20±3	
Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	2260	644	108	14	8	
	F(3) [*]	2957±1422	704±266	199±33	11±1	16±2	

Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. I: Inicio del ensayo, F: Final del ensayo.

Tabla 3.39. Valores promedio del contenido de minerales de *S. auriculata*.

Reddy y DeBusk (1985), reportan contenidos de materia seca de 3,7% y N entre 3,47±0,89% y 3,21±0,77% y de P entre 0,90±0,22 y 1,07±0,11 para los tejidos de *S. rotundifolia* creciendo en diferentes épocas del año.

En la Tabla 3.40 se presentan el contenido de humedad de *S. auriculata* a las 3 concentraciones evaluadas en el estado estable y los resultados de los mg de N, P, K/m²-día, tomados por las plantas.

Variable.	C ₁ Q ₁	C _{0,4} Q ₁	C _{0,1} Q ₁
Humedad de la planta (%)	88,84	90,32	94,91
Tasa crecimiento mg secos/m ² -d	-4783	3456	4654
mg N/m ² -d incorporado por la planta	-	106	128
mg P/m ² -d incorporado por la planta	-	19	21
mg K/m ² -d incorporado por la planta	-	215	259
mg N/m ² -d removidos en la laguna	2517	2113	920
mg P/m ² -d removidos en la laguna	909	512	235
mg K/m ² -d removidos en la laguna	11312	6427	1272
% N removido en los tejidos de la planta	-	5,02	13,96
% P removido en los tejidos de la planta	-	3,71	9,11
% K removido en los tejidos de la planta	-	3,35	20,38

Tabla 3.40. N, P, K, tomados por *S. auriculata* durante el estado estable.

En las Tablas 3.41 se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a *T. angustifolia* al inicio y al final del ensayo para las diferentes concentraciones de afluente y para las hojas.

Parte de la planta y tratamiento.		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cenizas (%)
Hoja Q ₁ C ₁	I(1) [*]	1,12	0,35	3,09	3,20	0,16	14,77
	F(4) [*]	1,73±0,39	0,36±0,02	3,78±0,78	2,08±0,89	0,27±0,16	14,16±0,76
Hoja Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	1,35	0,35	3,37	2,50	0,22	14,28
	F(4) [*]	1,49±0,31	0,32±0,07	4,22±1,36	1,76±0,69	0,26±0,14	13,86±2,63
Hoja Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	1,02	0,25	4,80	3,10	0,35	17,54
	F(4) [*]	1,65±0,34	0,31±0,07	4,25±1,36	1,81±0,65	0,33±0,13	14,75±2,82
		Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)	
Hoja Q ₁ C ₁	I(1) [*]	205	531	32	4	20	
	F(4) [*]	417±302	309±56	56±63	6±4	21±16	
Hoja Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	358	590	50	5	16	
	F(4) [*]	525±479	318±35	32±6	7±3	16±7	
Hoja Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	557	866	30	6	7	
	F(4) [*]	407±94	603±501	116±97	6±2	16±4	

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. I: Inicio del ensayo, F: Final del ensayo.

Tabla 3.41. Valores promedio del contenido de minerales de *T. angustifolia*.

Para las plantas que operaron con los afluentes sin diluir, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Mg, Fe, Zn, Cu y B y un decremento en sus contenidos de Ca, Cenizas y Mn. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K del orden de 35,26%, 2,78% y 18,25% respectivamente.

Para las plantas que se desarrollaron en los afluentes diluidos al 40%, se observó un incremento en el contenido de N, K, Mg, Fe y Cu y un decremento en sus contenidos de P, Ca, Cenizas, Mn y Zn, mientras el contenido de Boro permaneció constante. Siendo los incrementos en el contenido de N y K del orden de 9,40% y 20,14%, respectivamente y el decremento en el contenido de P de 9,38%.

Para las plantas que se desarrollaron en los afluentes diluidos al 10%, se observó un incremento en el contenido de N, P, Zn y B y un decremento en sus contenidos de K, Ca, Mg, Cenizas, Fe y Mn, mientras que el contenido de Cu permaneció constante. Siendo los incrementos en el contenido de N y P del orden de 38,18% y 19,35% y el decremento en el contenido de K de 12,94% respectivamente.

Brasil y Col. (2003), reportan en humedales sembrados con *Typha* spp y alimentados con aguas residuales del café, valores medios de nutrientes en el tejido vegetal, durante el período de monitoreo, de 1,50%, 0,07% y 0,82% para N-total, P y K respectivamente.

En la Tabla 3.42 se presentan el contenido de humedad de las hojas de *T. angustifolia* a las 3 concentraciones evaluadas en el estado estable y los resultados de los mg de N, P, K/m²-día, tomados por las mismas.

Variable.	C ₁ Q ₁	C _{0,4} Q ₁	C _{0,1} Q ₁
Humedad de la planta (%)	78,84	79,51	80,18
Tasa crecimiento mg secos/m ² -d	3565	10360	7795
mg N/m ² -d incorporado por la planta	62	154	129
mg P/m ² -d incorporado por la planta	13	33	24
mg K/m ² -d incorporado por la planta	135	437	331
mg N/m ² -d removidos en la laguna	1468	922	536
mg P/m ² -d removidos en la laguna	492	229	107
mg K/m ² -d removidos en la laguna	7269	3946	880
% N removido en los tejidos de la planta	4,20	16,74	24,00
% P removido en los tejidos de la planta	2,61	14,48	22,58
% K removido en los tejidos de la planta	1,85	11,08	37,65

Tabla 3.42. N, P, K, tomados por *T. angustifolia* durante el estado estable.

Ennabili y Col (1998), reportan para los tejidos de *T. angustifolia*, operando con aguas residuales, valores de nitrógeno y fósforo de 922 kg N/ha-año y 114 kg P/ha-año, (equivalentes a 252 mg N/m²-d y 31mg P/m²-d).

3.4.7. Obtención de ecuaciones de regresión múltiple.

Con todos los datos de DQO total, DQO filtrada, DBO₅, Alcalinidad y Sólidos Totales de los afluentes a las lagunas experimentales, se ensayaron varias combinaciones con el fin de encontrar una ecuación que permitiera relacionar los valores de DQO y DBO₅ en función de la Alcalinidad y los ST, por ser estos últimos parámetros de medición rutinaria, en la caracterización de los efluentes anaerobios y más rápidos, menos costosos y menos impactantes desde el punto de vista ambiental que la DQO y la DBO₅. Para ello se realizaron análisis de regresión múltiple y se obtuvieron las siguientes ecuaciones, cuyos parámetros estadísticos del análisis de varianza se condensan en la Tabla 12-12 del capítulo de los anexos.

$$DQO_{af} = -106,26 + 1,168(ALK_{af}) + 0,00193(ST_{af})^2 - 0,00605(ST_{af})(ALK_{af}) + 0,00447(ALK_{af})^2 - 1,901 \cdot 10^{-6}(ST_{af})^2(ALK_{af}) + 7,518 \cdot 10^{-6}(ST_{af})(ALK_{af})^2 - 6,667 \cdot 10^{-6}(ALK_{af})^3.$$

$$DBO_{af} = -75,58 + 0,845(ALK_{af}) + 0,00114(ST_{af})^2 - 0,00414(ST_{af})(ALK_{af}) + 0,00276(ALK_{af})^2 - 1,102 \cdot 10^{-6}(ST_{af})^2(ALK_{af}) + 5,131 \cdot 10^{-6}(ST_{af})(ALK_{af})^2 - 4,516 \cdot 10^{-6}(ALK_{af})^3.$$

$$\ln DQO_{af} = 1,155 + 0,00386(ST_{af}) + 0,01082(ALK_{af}) + 3,907 \cdot 10^{-6}(ST_{af})^2 - 1,922 \cdot 10^{-5}(ST_{af})(ALK_{af}) - 1,269 \cdot 10^{-9}(ST_{af})^3 + 1,493 \cdot 10^{-8}(ST_{af})(ALK_{af})^2 - 9,188 \cdot 10^{-9}(ALK_{af})^3.$$

El error medio, al promediar los valores generados por la ecuación de predicción y compararlos con los datos experimentales, fue del 18,88% para la DQO total (CV = 104,37%), 21,28% para la DBO₅ (CV = 104,86%) y 18,56% para la DQO filtrada (CV = 134,99%). Tanto para la DQO total, la DBO₅ y la DQO filtrada, el 80% de los datos presentaron errores de predicción menores al 30%.

3.5. Conclusiones.

Se presentó efecto de la concentración de los efluentes del SMTA sobre la variable porcentaje de remoción de la DBO_5 en las 4 especies acuáticas evaluadas, mostrando una tendencia cuadrática en la planta emergente (*T. angustifolia*) y en las especies flotantes (*S. auriculata* y *P. stratiotes*) mientras que *E. crassipes* presentó una tendencia lineal negativa. En el control emergente se presentó efecto de la concentración con una tendencia cuadrática, mientras que para el control flotante no se presentó efecto. Para la variable coeficiente de eliminación de la DBO_5 se presentó una tendencia cuadrática, ante el efecto de la concentración, en las especies flotantes *S. auriculata* y *P. stratiotes* y en el control emergente. *T. angustifolia* mostró una tendencia lineal negativa, mientras que *E. crassipes* y el control flotantes no mostraron efecto de concentración.

Para la variable porcentaje de remoción de SST se presentó efecto de la concentración y una tendencia cuadrática para la especie emergente y para las especies flotantes *S. auriculata* y *P. stratiotes*; mientras que el control flotantes mostró una tendencia lineal negativa. Para el control emergente y la especie flotante *E. crassipes* no se presentó efecto de la concentración. El coeficiente de eliminación de los SST mostró tendencia cuadrática, para la especie emergente y para las especies flotantes *S. auriculata* y *P. stratiotes*. Los controles y *E. crassipes* no mostraron efecto de la concentración en esta variable.

En la remoción del N_T se presentó efecto de la concentración y una tendencia lineal negativa para el control flotantes, la especie emergente y las especies flotantes *P. stratiotes* y *E. crassipes*. No mostraron efecto de concentración la especie flotante *S. auriculata* y el control emergente. Mientras que para el coeficiente de eliminación se presentó una tendencia lineal negativa para el control flotante y para la planta emergente, las demás especies no mostraron efecto de la concentración en esta variable.

En lo que respecta a la remoción de P_T , sólo se presentó efecto de la concentración en las especies flotantes *S. auriculata* y *P. stratiotes* y ambas mostraron una tendencia lineal negativa. Igual comportamiento se presentó para el coeficiente de eliminación.

En la remoción de Potasio y su coeficiente de eliminación no se presentó efecto de la concentración en ninguna de las especies evaluadas.

En términos generales y a las 3 concentraciones de afluente evaluadas, no se presentaron diferencias estadísticas a un nivel del 5%, en los porcentajes de remoción de la DBO_5 entre las 4 especies acuáticas ensayadas. Las especies flotantes siempre presentaron remociones mayores que su control y diferencias estadísticas con éste y entre la planta emergente y su control no se presentaron diferencias estadísticas.

En la eliminación de N, P, K no se presentaron diferencias estadísticas al 5%, a las 3 concentraciones evaluadas, entre las 3 especies flotantes, las cuales siempre presentaron remociones mayores y estadísticamente diferentes a su control y a la especie emergente, excepto en la variable K con la especie emergente.

En general, la disminución de coliformes totales y fecales en las diferentes lagunas experimentales, estuvo entre 0 y 3 escalas logarítmicas. Las especies flotantes mostraron porcentajes de remoción mayores que su control y en contraste la especie emergente mostró porcentajes de remoción ligeramente inferiores a las presentadas por su control.

Entre las especies flotantes, *E. crassipes* presentó las mayores tasas de evapotranspiración, las cuales fueron 2,1 veces mayores que las tasas de evaporación presentadas por el control. *T. angustifolia* presentó una tasa de evapotranspiración 9,7 veces mayor que la tasa de evaporación presentada por su testigo, siendo 3,7 veces mayor que la presentada por *E. crassipes*.

Los máximos valores de pH alcanzados en la presente investigación fueron de 8,12 en afluentes y de 8,01 en efluentes por lo que es poco probable que se haya presentado toxicidad de las especies evaluadas por efecto del amoníaco.

Los valores cercanos a la unidad obtenidos para el coeficiente de determinación, aunado al significado estadístico encontrado (según prueba t al 5%) para los coeficientes de regresión del modelo, permiten inferir que la eliminación de la DQO, DBO₅, SST, N_T, P_T, K de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente, sigue un modelo cinético de primer orden.

Considerando la baja variación en la temperatura de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales, los rangos de temperaturas máximas y mínimas del aire en la zona de estudio y los cambios de temperatura en el perfil del suelo, donde estaban construidas las lagunas, se infiere que es posible despreciar, para la zona de estudio y la naturaleza del tratamiento biológico, el efecto de la temperatura sobre el valor obtenido de los coeficientes cinéticos de eliminación.

La planta emergente *T. angustifolia* siempre presentó unos coeficientes de eliminación de la DBO₅ y SST mayores y estadísticamente diferentes que los exhibidos por las especies flotantes, entre las que no se presentaron diferencias, pero que obedecieron más al efecto de la grava que al de la especie, ya que en la mayoría de los casos el testigo con grava superó el valor del coeficiente de eliminación de la especie emergente. Para los coeficientes de eliminación de N_T, P_T y K no se presentaron diferencias estadísticas al 5% entre las 4 especies acuáticas.

Con los afluentes sin diluir, los cuales presentaron durante el estado estable concentraciones medias de DQO de 1299 ppm y de DBO₅ de 684 ppm, se presentó inhibición de crecimiento y mortalidad para todas las especies acuáticas evaluadas.

Las ecuaciones de regresión obtenidas permiten predecir que se presenta inhibición del crecimiento de *E. crassipes* a concentraciones de DQO de 1281 ppm; para *P. stratiotes* a una concentración de DQO de 1222 ppm; para *S. auriculata* a concentraciones de DQO de 903 ppm y para *T. angustifolia* se presenta inhibición en el incremento del número de plantas a una concentración de DQO de 508 ppm.

Las tasas de crecimiento en el estado estable mostraron que la especie *E. crassipes* > *P. stratiotes* > *S. auriculata* > *T. angustifolia*.

Se encontró, de forma preliminar, que *E. crassipes* remueve en sus tejidos el 12,11 y 15,83% del N_T , el 22,02 y 24,78% del P_T y el 17,67 y 49,03% del K, del total removido en el tratamiento, cuando operó con afluentes diluidos al 40 y al 10% respectivamente. Mientras que *P. stratiotes* removió, en sus tejidos, el 17,70 y 31,22% del N_T , el 24,75 y 46,67% del P_T y el 26,03 y 120,36% del K, del total removido en el tratamiento, cuando operó con afluentes diluidos al 40 y al 10% respectivamente.

Para *S. auriculata* se encontró que remueve en sus tejidos el 5,02 y 13,96% del N_T , el 3,71 y 9,11% del P_T y el 3,35 y 20,38% del K, del total removido en el tratamiento, cuando operó con afluentes diluidos al 40 y al 10% respectivamente. Mientras que *T. angustifolia* removió, en sus hojas, el 16,74 y 24,00% del N_T , el 14,48 y 22,58% del P_T y el 11,08 y 37,65% del K, del total removido en el tratamiento, cuando operó con afluentes diluidos al 40 y al 10% respectivamente.

Los valores de eliminación de DBO_5 , SST, N_T , P_T y K, obtenidos en el presente ensayo y expresados como mg/m^2 -día, permiten seleccionar, tanto para afluentes sin diluir, como diluidos al 40%, la especie *E. crassipes* > *P. stratiotes* > *S. auriculata* > *T. angustifolia*. Para afluentes diluidos al 10%, la especie *P. stratiotes* > *E. crassipes* > *S. auriculata* > *T. angustifolia*.

***EFFECTO DE LA CARGA ORGÁNICA DE LOS EFLUENTES DEL
SMTA EN SISTEMAS ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO.***

4. EFECTO DE LA CARGA ORGÁNICA DE LOS EFLUENTES DEL SMTA EN SISTEMAS ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO (Ensayo 2).

4.1. Introducción.

La carga orgánica aplicada juega un papel importante en la parte del diseño de los sistemas acuáticos de tratamiento, sobre todo cuando se deben alcanzar unos objetivos de calidad en los efluentes obtenidos.

U.S.EPA (1999) reporta que los humedales de flujo superficial no deben cargarse por encima de 40 kg DBO/ha-d. Crites y Tchobanoglous (2000) reportan que si se deben mantener las condiciones aerobias cerca de la superficie del agua y los olores deben reducirse, la carga orgánica aplicada no debe exceder de 110 kg DBO/ha-d. Igualmente reportan que en sistemas acuáticos que utilizan *E. crassipes*, dependiendo de la configuración del sistema y del empleo de aireación suplementaria, la carga orgánica aplicada ha variado entre 66 y 495 kg DBO/ha-d.

Los mismos autores reportan problemas significativos de olor y de mosquitos en sistemas acuáticos que utilizaron *E. crassipes* con cargas orgánicas aplicadas por encima de 220 kg DBO/ha-d.

Matos y Col. (2000), en Brasil, reportan cargas orgánicas aplicadas, en humedales sembrados con *Typha* spp y alimentados con aguas residuales del café, de 70 y 276 kg DBO₅/ha-d y eficiencias de remoción superiores al 80% en los parámetros DQO, DBO, amonio y potasio.

Cossu y Col. (2001), trabajando con lixiviados de rellenos sanitarios tratados anaerobiamente y sin tratar y tiempos de detención hidráulica entre 9 y 90 días, reportan que las mejores remociones de DQO, DBO₅ y amonio se alcanzaron con el lixiviado sin tratar con una carga orgánica, en términos de DQO, de 20 kg/ha-d en un humedal de flujo superficial con las especies *E. crassipes*, *Lemna minor* y *Myriophyllum verticellatum* y de 20 a 50 kg/ha-d en un humedal de flujo subsuperficial con la especie *Stenotaphrum secundatum* y que todas las cargas por encima de 50 kg DQO/ha-d causaron baja remoción, stress y desaparición de las partes verdes de las plantas evaluadas.

Fia (2008) reporta fitotoxicidad y senescencia de *Typha* spp cuando estuvo operando en humedales de flujo subsuperficial alimentados con aguas residuales de café sin tratar y con cargas orgánicas aplicadas en el rango entre 400 y 850 kg DBO/ha-d. El mismo autor reporta un buen desempeño agronómico de *Typha* spp y *Alternanthera philoxeroides*, operando a escala de mesocosmos con aguas residuales de café tratadas anaerobiamente y cargas orgánicas aplicadas de 1500 kg DQO/ha-d. Para TRH de 4,7 días reporta remociones de DQO y DBO del orden del 85 y 63% respectivamente.

4.2. Objetivos.

El objetivo general del presente ensayo es evaluar el efecto de la carga orgánica aplicada, medida como kg DBO₅/ha-d, proveniente de los efluentes del tratamiento anaerobio de las aguas mieles del café sobre sistemas acuáticos de tratamiento que utilicen las especies flotantes *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata* y la especie emergente *T. angustifolia*, bajo las condiciones climáticas de la zona cafetera colombiana.

Como objetivos específicos se tienen:

- ✓ Determinar en el estado estable, los porcentajes de eliminación de la carga orgánica, en términos de DQO total, DQO filtrada, DBO₅, ST y SST por parte de las 4 especies acuáticas, operando a 3 concentraciones de afluente, sin diluir (C_1), diluido al 40% ($C_{0,4}$) y diluido al 10% ($C_{0,1}$) y a 2 regímenes caudal: 105 ml/min ($1,5Q_1$) y 140 ml/min ($2Q_1$).
- ✓ Determinar en el estado estable, los porcentajes de eliminación de las diferentes formas de nitrógeno (total, nítrico y amoniacal), del fósforo total, los sulfatos y el potasio por parte de las 4 especies acuáticas, operando a las 3 concentraciones de afluente y los 2 regímenes de caudal.
- ✓ Determinar en el estado estable, los porcentajes de eliminación de los coliformes totales y fecales por parte de las 4 especies acuáticas, operando a las 3 concentraciones de afluente y a los 2 regímenes de caudal.
- ✓ Determinar en el estado estable, los coeficientes de eliminación de la DBO₅, SST, N_T , P_T y K por parte de las 4 especies acuáticas, operando a las 3 concentraciones de afluente y a los 2 regímenes de caudal.
- ✓ Determinar en el estado estable, las tasas de crecimiento y el contenido de minerales de las 4 especies acuáticas, operando a las 3 concentraciones de afluente y a los 2 regímenes de caudal.
- ✓ Determinar, para cada especie acuática evaluada, la carga orgánica a la cual se presenta inhibición del crecimiento.
- ✓ Determinar cual especie acuática es la más apropiada para el postratamiento de las aguas mieles del café considerando aspectos tales como eliminación de contaminantes, tasas de crecimiento, resistencia a enfermedades y plagas.
- ✓ Obtener los resultados de las variables climáticas bajo las cuales se desarrolló el ensayo.
- ✓ Obtener ecuaciones de regresión que permitan modelar el efecto de las especies sobre la eliminación de los contaminantes evaluados.

4.3. Materiales y métodos.

4.3.1. Lugar donde se realizó la investigación.

La presente investigación se realizó en el Centro Nacional de Investigaciones de Café, Cenicafé, La granja, Chinchiná.

4.3.2. Fecha de realización.

Este ensayo tuvo una duración de 146 días (comprendidos entre el 18 de abril del 2005 y el 11 de septiembre del 2005).

A partir del 4 de mayo del 2005 se inicia el monitoreo de las variables básicas (Caudal, pH, Temperatura, DQO total, DQO filtrada, DBO₅, Sólidos Totales y Sólidos Suspendedos, Alcalinidad y Relación de Alcalinidad), para un total de 7 caracterizaciones.

El estado estable del sistema se alcanzó el día 6 de julio del 2005 y se realizaron 4 muestreos consecutivos, terminando las evaluaciones el día 11 de septiembre del 2005 (para un total de 67 días). Bajo estas condiciones se evaluaron además de los parámetros mencionados en el párrafo anterior, el oxígeno disuelto, el color verdadero, la turbiedad, el nitrógeno Kjeldahl total y filtrado, el nitrógeno amoniacal, los nitratos, el fósforo total y filtrado, los sulfatos, el potasio y los coliformes totales y fecales.

4.3.3. Materiales.

Como afluentes del sistema de postratamiento se utilizaron las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente en el Sistema Modular de Tratamiento Anaerobio (SMTA) instalado en Cenicafé.

Por problemas de resistencia mecánica en la plastilona, la cual funcionaba como reactor hidrolítico – acidogénico y que presentó una gran cantidad de perforaciones, fue necesario reemplazarla por 3 tanques de polietileno de 2 m³ de capacidad, cada uno y conectados en serie, cambio que se realizó el día 15 de junio del 2005.

Las necesidades diarias de agua residual, tratada anaerobiamente, fueron de 1820 litros para este ensayo, los cuales provenían del beneficio de dos toneladas de frutos. Las aguas mieles se obtuvieron de la misma forma que se describió para el ensayo anterior.

Los efluentes provenientes del beneficiadero experimental presentaron concentraciones que variaron entre un valor mínimo de 6903 ppm y máximo de 13143 ppm, con un promedio de 9214 ppm.

En promedio, durante este segundo ensayo, las aguas mieles que ingresaron al sistema de tratamiento anaerobio durante el tiempo que duró el mismo presentaron una DQO afluente media de $10217^{(51)} \pm 1778$ ppm y durante el estado estable el valor medio de la DQO afluente fue de $10431^{(28)} \pm 1946$ ppm.

En promedio, los efluentes del SMTA presentaron, para este ensayo, una DQO media de $917^{(7)} \pm 329$ ppm durante todo el tiempo que duró el ensayo y para el estado estable el valor de la DQO del efluente fue de $671^{(4)} \pm 167$ ppm, para una remoción de DQO del 93,57% en estado estable y del 91,03% durante todo el ensayo.

Los porcentajes de remoción alcanzados para el total del ensayo (91,03%) fueron muy similares a los obtenidos durante el total del primer ensayo (91,75%), sin embargo en el estado estable se alcanzaron porcentajes de remoción mayores a los obtenidos en el estado estable del ensayo 1 (93,57% vs 89,71%), lo cual coincidió con la aparición de un líquen (Figura 4.1) en el interior de los reactores hidrolíticos en polietileno, el cual por sus características macroscópicas se puede inferir que pertenece a la familia *Parmeliaceae* y muy posiblemente al género *Cornicularia*.



Figura 4.1. Líquen presente en los reactores hidrolíticos – acidogénicos.

En observaciones preliminares se encontró, en la etapa de hidrólisis de las aguas mieles, en tanques de 250 litros de capacidad y para un tiempo de retención de 3 días un 10% más de remoción de la DQO cuando se utilizó el líquen. Este incrementó en las eficiencias de remoción se reflejó en el desempeño del sistema anaerobio en el estado estable del presente ensayo.

La disposición, en serie, de los reactores hidrolíticos, aunado al papel del líquen, permitió disminuir la carga orgánica del agua residual de entrada a los reactores metanogénicos y por lo tanto incrementar su porcentaje de remoción a valores por encima del 90%. Un efecto similar, en el incremento de los porcentajes de remoción del sistema, ya se había registrado en el SMTA que se tiene instalado, desde 1993, en la Fundación Heraclio Uribe Uribe, Sevilla, Valle, Colombia, en los cuales la etapa de hidrólisis se realizó en 3 reactores

esféricos de asbesto-cemento, dispuestos en serie y en los cuales se observó la presencia del liquen, mostrando eficiencias de remoción del sistema del 92,3% en comparación con los sistemas instalados en la zona de Chinchiná, que mostraron eficiencias de remoción del 85% (Zambrano, 1997).

Se utilizaron las mismas lagunas y el mismo material biológico descrito en el ensayo anterior.

4.3.4. Métodos.

En este ensayo se evaluaron, simultáneamente, 21 tratamientos a saber: 3 plantas flotantes (Jacinto de agua, Lechuga de agua, Oreja de agua) a 3 concentraciones de afluente: efluentes del SMTA sin diluir (C_1), efluentes del SMTA diluidos al 40% ($C_{0,4}$) y efluentes del SMTA diluidos al 10% ($C_{0,1}$), en términos de DQO y a 2 regímenes de caudal (1,5 veces el caudal inicial y 2 veces el caudal inicial). La planta emergente se evaluó a las 3 concentraciones de afluente y al caudal de 1,5 veces el inicial.

En una segunda etapa se evaluó el desempeño de la planta emergente a las 3 concentraciones de afluente y al caudal de 2,0 veces el inicial, para un total de 24 tratamientos. Estos 3 últimos tratamientos no se evaluaron simultáneamente con los 21 restantes por limitaciones en la disponibilidad de lagunas, en el suministro de la cantidad de aguas residuales necesarias y porque se esperaba que el tiempo de la planta emergente para alcanzar el estado estable fuera mayor que el de las plantas flotantes.

En la Tabla 4.1 se condensan los tratamientos evaluados, en forma simultánea, en el segundo ensayo y en la Figura 4.2 su distribución en campo.

4.3.4.1. Densidad de arranque de las plantas evaluadas.

Se utilizó la misma densidad de arranque del ensayo anterior: 9,0 kg frescos/m² para *E. crassipes*; 2,0 kg frescos/m² para *P. stratiotes*, 1,5 kg frescos/m² para *S. auriculata* y 30 plantas/m² para *T. angustifolia*.

4.3.4.2. Evaluación de la depuración alcanzada con las macrófitas.

Cada 20 días y hasta que se tuvieron 4 datos en estado estable (cuando el valor de la remoción de la DBO₅ en las lagunas experimentales tuvo una variación menor al 10%), se evaluó la eliminación de carga orgánica determinando la DQO, Sólidos Totales, Sólidos Suspendidos y la DBO₅ en el afluente y en el efluente de las lagunas.

Bajo condiciones de estado estable se evaluaron además de los parámetros mencionados en el párrafo anterior, el nitrógeno Kjeldahl total y filtrado, el nitrógeno amoniacal, los nitratos, el fósforo total y filtrado, los sulfatos, el potasio y los coliformes totales y fecales.

Tipo de laguna	Concentración Original	Concentración 0,4 original	Concentración 0,1 original
Jacinto de agua.	150 l efluente SMTA (Tratamiento 1)	60 l efluente SMTA 90 l de agua (Tratamiento 2)	15 l efluente SMTA 135 l de agua (Tratamiento 3)
	200 l efluente SMTA (Tratamiento 4)	80 l efluente SMTA 120 l de agua (Tratamiento 5)	20 l efluente SMTA 180 l de agua (Tratamiento 6)
Lechuga de agua.	150 l efluente SMTA (Tratamiento 7)	60 l efluente SMTA 90 l de agua (Tratamiento 8)	15 l efluente SMTA 135 l de agua (Tratamiento 9)
	200 l efluente SMTA (Tratamiento 10)	80 l efluente SMTA 120 l de agua (Tratamiento 11)	20 l efluente SMTA 180 l de agua (Tratamiento 12)
Oreja de agua.	150 l efluente SMTA (Tratamiento 13)	60 l efluente SMTA 90 l de agua (Tratamiento 14)	15 l efluente SMTA 135 l de agua (Tratamiento 15)
	200 l efluente SMTA (Tratamiento 16)	80 l efluente SMTA 120 l de agua (Tratamiento 17)	20 l efluente SMTA 180 l de agua (Tratamiento 18)
Enea.	150 l efluente SMTA (Tratamiento 19)	60 l efluente SMTA 90 l de agua (Tratamiento 20)	15 l efluente SMTA 135 l de agua (Tratamiento 21)

Tabla 4.1. Descripción de los tratamientos evaluados en el ensayo.

4.3.4.3. Muestreos y análisis del agua.

Se realizaron muestreos compuestos cada 20 días. En cada muestreo se tuvo en cuenta el tiempo de detención hidráulica calculado para cada laguna, para tomar las muestras de los efluentes. La toma de los afluentes se realizó los días miércoles y de los efluentes, dependiendo del tiempo de detención hidráulica, se realizó los días viernes y lunes siguiente.

Se utilizó la misma metodología de muestreo y los mismos métodos analíticos descritos en el ensayo anterior.

4.3.4.4. Variables climáticas.

Se tuvieron como apoyo las mediciones de temperatura y humedad relativa del aire, junto con la precipitación y el brillo solar, tomadas en la estación meteorológica de Cenicafé – La granja (ubicada a menos de 500 metros del sitio de experimentación), cuyo equipo de medición se describió en el ensayo anterior.

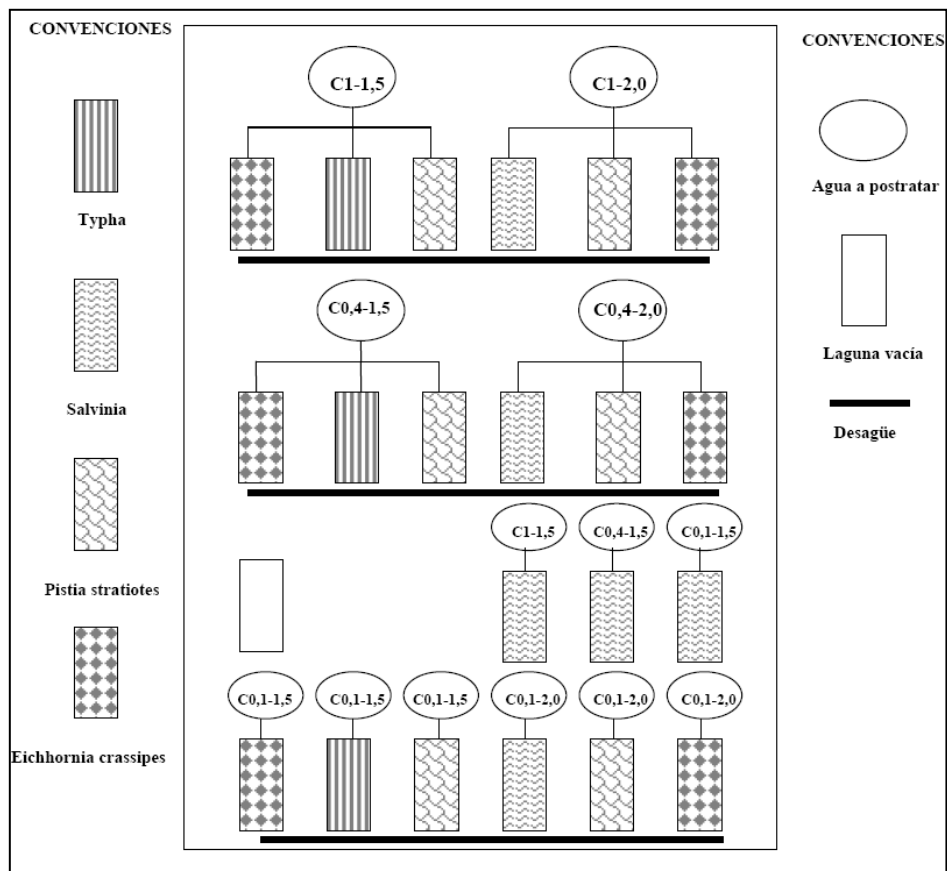


Figura 4.2. Diagrama de planta de la distribución de los tratamientos del ensayo.

4.3.4.5. Muestreo y caracterización de la biomasa.

Cada 20 días y durante el tiempo que duró la experimentación, se determinó la tasa de crecimiento de las macrófitas utilizadas en el proceso de depuración y se determinó su contenido de cenizas, siguiendo la misma metodología descrita en el ensayo anterior.

4.3.5. Análisis de la información.

Se realizó el mismo análisis de la información que se describió para el ensayo 1, incorporando los caudales de experimentación.

4.4. Resultados y Discusión.

4.4.1. Condiciones climáticas en las que se desarrolló el ensayo.

En la Tabla 4.2 se presentan los resultados de las variables climáticas bajo las cuales se desarrolló el ensayo, tanto para el estado estable, como para el tiempo total de duración del mismo.

De los datos condensados en la tabla se puede concluir, igual que ocurrió en el ensayo 1, que las condiciones de temperatura en las que operó el sistema en el estado estable (67 días) fueron muy similares a las que reinaron durante todo el desarrollo del ensayo (147 días), presentándose variaciones globales menores al 2,24% entre los promedios para las temperaturas máximas, mínimas y medias en los 2 intervalos de tiempo.

Variable exógena	Tiempo	Promedio	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Temperatura máxima (°C)	Todo el ensayo.	28,56 ^{(147)*}	2,00	22,50	33,00
	Estado estable.	29,20 ⁽⁶⁸⁾	1,84	24,50	33,00
Temperatura mínima (°C)	Todo el ensayo.	17,28 ⁽¹⁴⁷⁾	0,91	14,90	19,60
	Estado estable.	17,08 ⁽⁶⁸⁾	0,82	15,10	18,60
Temperatura media (°C)	Todo el ensayo.	21,70 ⁽¹⁴⁷⁾	1,01	18,70	23,90
	Estado estable.	21,94 ⁽⁶⁸⁾	0,98	19,30	23,90
Humedad Relativa (%)	Todo el ensayo.	82,03 ⁽¹⁴⁷⁾	5,59	69,00	95,70
	Estado estable.	79,95 ⁽⁶⁸⁾	5,14	69,30	95,00
Lluvia (mm)	Todo el ensayo.	7,76 ⁽¹⁴⁷⁾	12,41	0,00	58,40
	Estado estable.	4,24 ⁽⁶⁸⁾	7,89	0,00	44,60
Brillo Solar (horas)	Todo el ensayo.	4,82 ⁽¹⁴⁷⁾	2,40	0,00	9,80
	Estado estable.	5,55 ⁽⁶⁸⁾	2,20	1,00	9,80

* Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 4.2. Condiciones climáticas en las que se desarrolló el ensayo.

Para el caso de la humedad relativa, la variación entre el valor promedio reinante en el estado estable con respecto al valor promedio global del ensayo fue de un 2,54% menos. En el brillo solar se presentó un incremento del 15,15% en el promedio obtenido en el estado estable y para el caso de la precipitación, se volvió a observar un período más seco en el estado estable, el cual tuvo una disminución del 45,36% (muy similar al encontrado en el ensayo anterior) respecto al valor promedio obtenido en el global del ensayo.

4.4.2. Resultados de las variables evaluadas durante el proceso de depuración.

A continuación se presentan los promedios de los resultados obtenidos en el monitoreo de las diferentes variables, sólo en el estado estable.

En la Figura 4.3 se grafican los resultados de las diferencias porcentuales obtenidas entre los porcentajes de remoción de la DBO₅ entre 2 muestreos consecutivos (para los 7 muestreos realizados), para las 4 especies acuáticas operando a las 3 concentraciones de trabajo y a 2 regímenes de caudal. El estado estable se alcanzó en los muestreos 4, 5, 6 y 7.

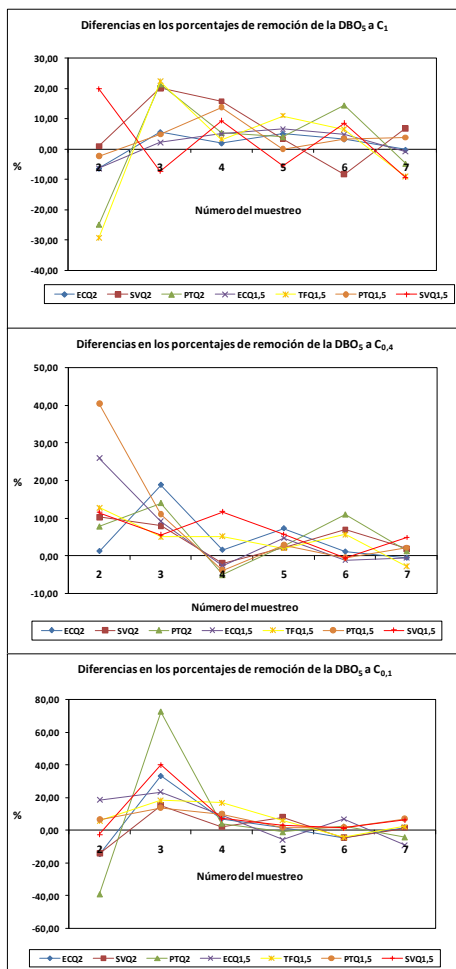


Figura 4.3. Diferencias en los porcentajes de remoción de la DBO₅ durante los muestreos realizados en el ensayo. **TF:** *Typha angustifolia*. **SV:** *Salvinia auriculata*. **PT:** *Pistia stratiotes*. **EC:** *Eichhornia crassipes*.

4.4.2.1. Caudales.

En la Tabla 4.3 se presentan los valores promedio de los caudales de entrada y salida de las lagunas experimentales. Tanto para las lagunas operando a $2Q_1$ (140 ml/min), como a $1,5Q_1$ (105 ml/min), se lograron mantener, con los dispositivos diseñados, los caudales de entrada, con muy pequeñas variaciones que no superaron el 10%. Los caudales de salida representaron, en promedio, para las especies operando a $2Q_1$ y $1,5Q_1$, el 78,5 y 97,2%, respectivamente, del caudal de entrada para las lagunas operando con *E. crassipes*; el 75,5 y 97,4% para las lagunas operando con *P. stratiotes*; el 68,9 y 91,1% para las lagunas operando con *S. auriculata* y el 86,2 y 95,9% para las lagunas operando con *T. angustifolia*.

Laguna	Caudal (ml/min) (4)*		pH (unidades) (4)*		Temperatura (°C) (4)*	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
EC $2Q_1C_1$	143±2,65	113±15,55	7,65	7,47	23,28±0,90	21,18±0,80
EC $2Q_1C_{0,4}$	143±2,36	112±4,55	7,64	7,35	21,70±0,47	20,93±1,05
EC $2Q_1C_{0,1}$	142±2,45	111±16,47	7,99	7,23	21,98±1,08	20,43±0,13
EC $1,5Q_1C_1$	104±0,50	102±2,38	7,65	7,49	23,28±0,90	21,45±1,38
EC $1,5Q_1C_{0,4}$	105±2,52	99±1,73	7,64	7,21	21,70±0,47	21,75±1,08
EC $1,5Q_1C_{0,1}$	107±1,29	106±13,62	7,99	7,17	21,98±1,08	22,10±0,48
PT $2Q_1C_1$	141±3,16	96±9,98	7,65	7,68	23,28±0,90	21,50±0,71
PT $2Q_1C_{0,4}$	141±1,89	107±8,81	7,64	7,45	21,70±0,47	21,48±0,66
PT $2Q_1C_{0,1}$	142±2,38	117±18,24	7,99	7,41	21,98±1,08	21,45±0,72
PT $1,5Q_1C_1$	100±0,00	94±4,50	7,65	7,86	23,28±0,90	22,05±1,34
PT $1,5Q_1C_{0,4}$	104±2,94	98±5,12	7,64	7,47	21,70±0,47	21,78±0,75
PT $1,5Q_1C_{0,1}$	108±1,26	112±14,84	7,99	7,42	21,98±1,08	21,88±0,68
SV $2Q_1C_1$	142±0,50	82±17,67	7,65	7,82	23,28±0,90	21,48±0,98
SV $2Q_1C_{0,4}$	141±2,65	99±7,23	7,64	7,34	21,70±0,47	21,63±0,70
SV $2Q_1C_{0,1}$	145±1,00	114±11,43	7,99	7,46	21,98±1,08	21,70±0,42
SV $1,5Q_1C_1$	99±5,06	85±11,84	7,65	7,60	23,28±0,90	21,75±0,83
SV $1,5Q_1C_{0,4}$	96±1,50	90±8,60	7,64	7,32	21,70±0,47	21,80±0,99
SV $1,5Q_1C_{0,1}$	98±6,08	92±7,89	7,99	7,27	21,98±1,08	21,83±0,38
TF $2Q_1C_1$	140±2,75	126±7,44	7,48	7,08	22,23±0,46	21,88±0,70
TF $2Q_1C_{0,4}$	138±3,56	115±7,79	7,58	7,00	22,00±0,34	21,38±0,86
TF $2Q_1C_{0,1}$	143±3,86	122±4,99	7,78	7,11	22,55±0,84	21,20±0,22
TF $1,5Q_1C_1$	108±0,58	101±3,77	7,65	7,05	23,28±0,90	21,33±0,74
TF $1,5Q_1C_{0,4}$	102±2,22	96±4,27	7,64	6,98	21,70±0,47	21,20±0,59
TF $1,5Q_1C_{0,1}$	106±1,71	106±14,10	7,99	7,17	21,98±1,08	20,90±0,48

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.3. Valores promedio de Caudal, pH y Temperatura.

La tendencia, en las 4 especies acuáticas evaluadas, fueron mayores disminuciones en el caudal de salida (entre 13,8 y el 31,1%) cuando se operó el sistema a un caudal de $2Q_1$, en comparación con el caudal de $1,5Q_1$, con el cual las variaciones en el caudal de salida fueron menores (entre 2,6 y 8,9%).

4.4.2.2. pH.

En la Tabla 4.3 se presentan los valores medios del pH de entrada y salida de las lagunas experimentales. Este parámetro tuvo una variación entre 7,48 y 7,99 en los afluentes y entre 6,98 y 7,86 en los efluentes, correspondiendo los mayores valores a *P. stratiotes* operando con afluentes sin diluir y a un caudal de $1,5Q_1$ y los menores valores a *T. angustifolia* operando con afluentes diluidos al 40% y a un caudal de $1,5Q_1$.

En términos generales, el valor promedio del pH de los efluentes obtenidos fue: *P. stratiotes* > *S. auriculata* > *E. crassipes* > *T. angustifolia*.

En ningún caso el valor del pH (tanto de afluentes como de efluentes), estuvo por encima de 8,0, valor al cual se reporta se pueden presentar pérdidas de amonio en forma de amoníaco (McIntyre y Riha, 1991).

4.4.2.3. Temperatura.

En la Tabla 4.3 se presentan los valores medios de la Temperatura de afluentes y efluentes de las lagunas experimentales. La temperatura para los afluentes varió entre 21,70 y 23,8°C ($\Delta = 1,58^\circ\text{C}$) y para los efluentes entre 20,43 y 22,10°C ($\Delta = 1,67^\circ\text{C}$), mostrando estabilidad en este parámetro. En general, la diferencia media entre las temperaturas de los afluentes y los efluentes, no superó 1°C ($\Delta = 0,81^\circ\text{C}$).

4.4.2.4. Tiempo de detención hidráulica.

En la Tabla 4.4 se condensan los valores de los volúmenes efectivos de las lagunas de experimentación y del tiempo de detención hidráulica, los cuales fueron calculados de la misma manera que se indicó para el primer ensayo.

El tiempo de detención hidráulica varió, en el estado estable, para los sistemas operando a $2Q_1$ entre 2,67 y 2,81 días para *E. crassipes* a las diferentes concentraciones de afluente; entre 2,81 y 3,00 días para *P. stratiotes*; entre 2,80 y 3,21 días para *S. auriculata* y entre 1,12 y 1,28 días para *T. angustifolia*.

Para las plantas acuáticas operando a las 3 concentraciones de afluente y un caudal de $1,5Q_1$, la variación en el tiempo de detención hidráulica fue entre 3,06 y 3,22 días para *E. crassipes*; entre 3,10 y 3,71 días para *P. stratiotes*; entre 3,71 y 3,90 días para *S. auriculata* y entre 1,42 y 1,63 días para *T. angustifolia*.

4.4.2.5. Alcalinidad y Relación de Alcalinidad.

En la Tabla 4.4 se presentan los valores medios de la Alcalinidad y Relación de Alcalinidad de afluentes y efluentes de las lagunas experimentales.

Para los afluentes, los valores de alcalinidad variaron entre 667 y 706 mg CaCO₃/l, cuando no se diluyeron, entre 323 y 342 mg CaCO₃/l, cuando estuvieron diluidos al 40% y entre 117 y 166 mg CaCO₃/l, cuando estuvieron diluidos al 10%.

Todas las especies flotantes generaron efluentes con valores de alcalinidad menores que los presentados en sus respectivos afluentes, representando entre 0,9 y 1,0 el valor de su afluente, cuando este estuvo sin diluir o diluido al 40%. Para los efluentes provenientes de afluentes diluidos al 10%, el valor de la alcalinidad representó entre 0,60 y 0,78 el presente en el afluente. En general, *E. crassipes* generó, en su orden, afluentes con mayor alcalinidad que *S. auriculata* y *P. stratiotes*.

Laguna	Volumen Efectivo Laguna (L)	TRH (Días) (4)*	Alcalinidad (ppm) (4)*		Relación Alcalinidad (4)*	
			Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
EC 2Q ₁ C ₁	513,52	2,81±0,19	706±142	706±147	0,23±0,05	0,32±0,08
EC 2Q ₁ C _{0,4}	490,00	2,67±0,06	323±97	314±74	0,32±0,08	0,34±0,16
EC 2Q ₁ C _{0,1}	501,76	2,76±0,17	117±18	91±23	0,45±0,11	0,38±0,14
EC 1,5Q ₁ C ₁	452,76	3,06±0,04	706±142	707±160	0,23±0,05	0,33±0,08
EC 1,5Q ₁ C _{0,4}	470,40	3,22±0,05	323±97	305±137	0,32±0,08	0,40±0,19
EC 1,5Q ₁ C _{0,1}	490,00	3,21±0,20	117±18	76±15	0,45±0,11	0,45±0,23
PT 2Q ₁ C ₁	509,13	3,00±0,15	706±142	650±47	0,23±0,05	0,28±0,09
PT 2Q ₁ C _{0,4}	517,09	2,90±0,11	323±97	305±97	0,32±0,08	0,34±0,15
PT 2Q ₁ C _{0,1}	521,07	2,81±0,22	117±18	83±18	0,45±0,11	0,41±0,20
PT 1,5Q ₁ C ₁	517,09	3,71±0,09	706±142	700±163	0,23±0,05	0,32±0,10
PT 1,5Q ₁ C _{0,4}	467,37	3,22±0,12	323±97	296±128	0,32±0,08	0,32±0,11
PT 1,5Q ₁ C _{0,1}	487,26	3,10±0,22	117±18	70±17	0,45±0,11	0,44±0,27
SV 2Q ₁ C ₁	513,23	3,21±0,27	706±142	715±195	0,23±0,05	0,36±0,10
SV 2Q ₁ C _{0,4}	516,20	3,00±0,12	323±97	298±110	0,32±0,08	0,29±0,12
SV 2Q ₁ C _{0,1}	520,17	2,80±0,12	117±18	89±55	0,45±0,11	0,53±0,38
SV 1,5Q ₁ C ₁	496,35	3,76±0,23	706±142	696±169	0,23±0,05	0,32±0,10
SV 1,5Q ₁ C _{0,4}	496,35	3,71±0,16	323±97	311±145	0,32±0,08	0,36±0,11
SV 1,5Q ₁ C _{0,1}	532,09	3,90±0,22	117±18	79±22	0,45±0,11	0,44±0,23
TF 2Q ₁ C ₁	213,30	1,12±0,03	667±112	720±112	0,24±0,04	0,29±0,04
TF 2Q ₁ C _{0,4}	232,20	1,28±0,03	342±46	412±72	0,23±0,01	0,29±0,03
TF 2Q ₁ C _{0,1}	218,25	1,14±0,03	166±24	190±13	0,24±0,02	0,26±0,04
TF 1,5Q ₁ C ₁	213,30	1,42±0,03	706±142	803±227	0,23±0,05	0,31±0,11
TF 1,5Q ₁ C _{0,4}	232,20	1,63±0,05	323±97	357±93	0,32±0,08	0,35±0,13
TF 1,5Q ₁ C _{0,1}	218,25	1,44±0,10	117±18	150±63	0,45±0,11	0,32±0,07

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.4. Valores promedio de TRH, Alcalinidad y Relación de Alcalinidad.

En contraste, la especie emergente siempre generó efluentes con valores de alcalinidad mayores que los que presentaron sus respectivos afluentes, posiblemente por el aporte de carbonatos provenientes de la grava utilizada como soporte.

En el caso de la relación de alcalinidad, esta varió entre 0,23 y 0,24 en los afluentes sin diluir, entre 0,23 y 0,32 en los afluentes diluidos al 40% y entre 0,24 y 0,45 para los afluentes diluidos al 10%.

En términos generales, para las 4 especies acuáticas evaluadas, operando a los 2 regímenes de caudal, el valor medio de la relación de alcalinidad fue mayor en los efluentes que en sus respectivos afluentes sin diluir y diluidos al 40%, variando entre 0,28 y 0,40. Los efluentes provenientes de afluentes diluidos al 10% presentaron relaciones de alcalinidad menores a las presentadas por sus afluentes, variando entre 0,26 y 0,53.

4.4.2.6. Constituyentes orgánicos.

A continuación se presentan los porcentajes de eliminación de los constituyentes orgánicos, evaluados como Sólidos Totales, Sólidos Suspendedos Totales, Demanda Química de Oxígeno y Demanda Biológica de Oxígeno.

4.4.2.6.1. Sólidos Totales (ST).

En la Tabla 4.5 se presentan los valores medios de los sólidos totales de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales y su porcentaje de remoción.

Para los afluentes sin diluir, el contenido de sólidos totales varió entre 945 y 1887 ppm; para los afluentes diluidos al 40%, la variación fue entre 455 y 774 ppm y para los afluentes diluidos al 10%, el rango de variación fue entre 211 y 224 ppm.

Operando con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de $2Q_1$, *P. stratiotes* y *T. angustifolia* mostraron porcentajes de remoción muy similares (9,54 y 9,96%, respectivamente), mientras que para las otras 2 especies flotantes se presentaron porcentajes de remoción negativos y muy cercanos, -16,47% para *E. crassipes* y -15,20 para *S. auriculata*. Para un régimen de caudal de $1,5Q_1$, todos los porcentajes de remoción fueron negativos con las 4 especies evaluadas y oscilaron entre -10,7% para *E. crassipes* y *S. auriculata* y -20,4% para *T. angustifolia*.

Con afluentes diluidos al 40% y a un régimen de caudal de $2Q_1$, *S. auriculata* y *E. crassipes* mostraron porcentajes de remoción positivos (15,81 y 1,35%, respectivamente), mientras que *P. stratiotes* y *T. angustifolia* presentaron porcentajes de remoción negativos (-4,16% y -5,94%, respectivamente). Para un régimen de caudal de $1,5Q_1$, todos los porcentajes de remoción fueron positivos para las especies flotantes, variando entre 1,36% para *E. crassipes* y 9,18% para *P. stratiotes*, mientras que para *T. angustifolia* la remoción fue negativa (-3,19%).

Laguna	Sólidos Totales (ppm) (4)*		Remoción ST (%) (4)*	Sólidos suspendidos. (ppm) (4)*		Remoción SST (%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
EC 2Q ₁ C ₁	945±298	1031±162	-16,47±32,29	132±41	74±26	39,81±23,67
EC 2Q ₁ C _{0,4}	455±102	441±63	1,35±12,03	58±28	22±6	59,13±10,65
EC 2Q ₁ C _{0,1}	224±28	163±47	26,42±23,14	39±18	5±5	87,05±18,25
EC 1,5Q ₁ C ₁	945±298	993±257	-10,70±30,09	132±41	50±10	59,49±14,48
EC 1,5Q ₁ C _{0,4}	455±102	455±163	1,36±19,79	58±28	20±4	58,40±22,57
EC 1,5Q ₁ C _{0,1}	224±28	127±64	42,49±31,11	39±18	7±5	77,52±24,34
PT 2Q ₁ C ₁	945±298	758±377	9,54±60,24	132±41	63±18	50,56±16,81
PT 2Q ₁ C _{0,4}	455±102	476±126	-4,16±10,81	58±28	25±6	46,22±32,25
PT 2Q ₁ C _{0,1}	224±28	149±26	32,81±13,13	39±18	5±3	88,96±4,48
PT 1,5Q ₁ C ₁	945±298	987±181	-12,04±34,66	132±41	63±12	49,33±17,77
PT 1,5Q ₁ C _{0,4}	455±102	419±145	9,18±14,48	58±28	12±4	74,44±15,02
PT 1,5Q ₁ C _{0,1}	224±28	136±16	38,58±12,19	39±18	10±16	62,14±69,25
SV 2Q ₁ C ₁	945±298	1044±269	-15,20±24,79	132±41	43±8	64,80±14,13
SV 2Q ₁ C _{0,4}	455±102	370±52	15,81±20,51	58±28	16±7	70,57±8,94
SV 2Q ₁ C _{0,1}	224±28	148±16	32,98±12,65	39±18	6±4	86,79±7,16
SV 1,5Q ₁ C ₁	945±298	989±217	-10,77±29,54	132±41	63±7	48,17±17,56
SV 1,5Q ₁ C _{0,4}	455±102	450±148	2,12±17,75	58±28	16±1	66,94±14,68
SV 1,5Q ₁ C _{0,1}	224±28	153±7	31,11±8,21	39±18	6±7	78,18±33,17
TF 2Q ₁ C ₁	1887±596	1698±541	9,96±2,98	207±37	132±33	36,10±13,21
TF 2Q ₁ C _{0,4}	774±248	804±201	-5,94±13,90	98±25	54±12	44,00±9,53
TF 2Q ₁ C _{0,1}	211±72	200±68	4,67±4,26	31±7	11±4	65,23±4,42
TF 1,5Q ₁ C ₁	945±298	1084±301	-20,42±32,45	132±41	59±8	51,70±15,71
TF 1,5Q ₁ C _{0,4}	455±102	473±134	-3,19±8,33	58±28	13±6	76,58±4,94
TF 1,5Q ₁ C _{0,1}	224±28	192±39	13,20±21,33	39±18	5±5	83,66±16,84

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.5. Valores promedio y porcentajes de remoción de los Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos Totales.

Finalmente, con afluentes diluidos al 10% y a los 2 regímenes de caudal, los porcentajes de remoción de los ST fueron positivos para las 4 especies acuáticas.

A un caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción de los ST variaron entre 4,67% con *T. angustifolia* y 32,98% con *S. auriculata* y a un caudal de 1,5Q₁ variaron entre 13,20% para *T. angustifolia* y 42,49% para *E. crassipes*.

Fia (2008) reporta, utilizando un cultivo mixto de *Typha* spp y *Alternanthera philoxeroides* a escala de mesocosmos y TRH de 4,9 días para el postratamiento de aguas residuales de café provenientes de un tratamiento anaerobio, remociones medias de ST de 25, 43 y 13% cuando el sistema operó con cargas orgánicas aplicadas de 1507, 2258 y 3043 kg DQO/ha-d, respectivamente.

4.4.2.6.2. Sólidos Suspendidos Totales (SST).

En la Tabla 4.5 se presentan los valores medios de SST en las corrientes de entrada y salida de las lagunas experimentales y el porcentaje de remoción alcanzado.

En las corrientes de entrada, los contenidos medios de SST variaron entre 132 y 207 ppm para los afluentes sin diluir, entre 58 y 98 ppm en los afluentes diluidos al 40% y entre 31 y 39 ppm en los afluentes diluidos al 10%.

Con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes medios de remoción de SST fueron de 36,10% para *T. angustifolia*, 39,81% para *E. crassipes*, 50,56% para *P. stratiotes* y 64,80% para *S. auriculata*. Para un régimen de caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes medios de remoción de SST fueron de 48,17% para *S. auriculata*, 49,33% para *P. stratiotes*, 51,70% para *T. angustifolia* y 59,49% para *E. crassipes*.

Con afluentes diluidos al 40% y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes medios de remoción de SST fueron de 44,00% para *T. angustifolia*, 46,22% para *P. stratiotes*, 59,13% para *E. crassipes* y 70,57% para *S. auriculata*. Para un régimen de caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes medios de remoción de SST fueron de 58,40% para *E. crassipes*, 66,94% para *S. auriculata*, 74,44% para *P. stratiotes* y 76,58% para *T. angustifolia*.

Con afluentes diluidos al 10% y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes medios de remoción de SST fueron de 65,23% para *T. angustifolia*, 86,79% para *S. auriculata*, 87,05% para *E. crassipes* y 88,96% para *P. stratiotes*. Para un régimen de caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes medios de remoción de SST fueron de 62,14% para *P. stratiotes*, 77,52% para *E. crassipes*, 78,18% para *S. auriculata* y 83,66% para *T. angustifolia*.

En afluentes sin diluir y diluidos al 40% se observaron, para las diferentes especies, una tendencia de remover mayor cantidad de SST a caudal de $1,5Q_1$ comparado con $2Q_1$ y con afluentes diluidos al 10% los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron con un caudal de $2Q_1$.

Entre especies se observó, en términos generales, que *T. angustifolia* fue la más eficiente en la remoción de SST a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *S. auriculata* a un régimen de caudal de $2Q_1$.

Fia (2008) reporta, utilizando un cultivo mixto de *Typha* spp y *Alternanthera philoxeroides* a escala de mesocosmos y TRH de 4,9 días para el postratamiento de aguas residuales de café provenientes de un tratamiento anaerobio, remociones medias de SST de 42, 39 y 21% cuando el sistema operó con cargas orgánicas aplicadas de 1507, 2258 y 3043 kg DQO/ha-d, respectivamente.

4.4.2.6.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO).

En la Tabla 4.6 se presentan los resultados de los valores medios de la DQO total y filtrada de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales, al igual que su porcentaje de remoción.

Laguna	DQOtotal (ppm) (4)*		Remoción DQO _t (%) (4)*	DQOfiltrada (ppm) (4)*		Remoción DQO _f (%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
EC 2Q ₁ C ₁	671±167	387±110	41,81±9,61	382±62	270±61	28,04±19,54
EC 2Q ₁ C _{0,4}	257±104	110±50	57,45±7,31	137±42	68±30	50,66±13,71
EC 2Q ₁ C _{0,1}	64±17	16±3	73,60±4,98	40±17	11±1	68,10±12,51
EC 1,5Q ₁ C ₁	671±167	331±89	49,43±12,23	382±62	208±68	43,96±23,12
EC 1,5Q ₁ C _{0,4}	257±104	78±35	69,26±4,47	137±42	42±27	67,27±19,04
EC 1,5Q ₁ C _{0,1}	64±17	10±3	82,77±6,52	40±17	7±1	80,95±9,04
PT 2Q ₁ C ₁	671±167	381±83	38,65±27,43	382±62	217±49	41,19±19,82
PT 2Q ₁ C _{0,4}	257±104	94±43	63,65±5,81	137±42	58±24	57,37±10,69
PT 2Q ₁ C _{0,1}	64±17	22±1	64,80±6,94	40±17	15±1	58,37±14,70
PT 1,5Q ₁ C ₁	671±167	310±92	53,43±7,80	382±62	199±67	46,74±21,89
PT 1,5Q ₁ C _{0,4}	257±104	70±38	73,23±5,97	137±42	43±22	68,32±13,30
PT 1,5Q ₁ C _{0,1}	64±17	15±4	75,99±6,67	40±17	10±3	70,72±15,94
SV 2Q ₁ C ₁	671±167	362±102	46,45±4,45	382±62	211±68	44,14±20,52
SV 2Q ₁ C _{0,4}	257±104	93±51	65,47±5,97	137±42	57±32	59,48±16,29
SV 2Q ₁ C _{0,1}	64±17	17±6	72,86±6,92	40±17	12±4	65,60±19,92
SV 1,5Q ₁ C ₁	671±167	340±76	47,59±12,74	382±62	210±55	43,33±20,14
SV 1,5Q ₁ C _{0,4}	257±104	77±40	70,63±4,82	137±42	46±25	66,25±14,84
SV 1,5Q ₁ C _{0,1}	64±17	18±8	70,10±15,49	40±17	11±5	67,35±19,01
TF 2Q ₁ C ₁	1670±338	1190±275	28,36±12,91	866±172	652±137	24,62±6,13
TF 2Q ₁ C _{0,4}	641±130	370±67	41,67±6,54	356±81	240±41	31,82±5,50
TF 2Q ₁ C _{0,1}	189±45	87±18	53,78±5,07	89±25	52±21	42,55±7,46
TF 1,5Q ₁ C ₁	671±167	365±42	42,49±18,10	382±62	225±15	39,52±12,88
TF 1,5Q ₁ C _{0,4}	257±104	74±38	71,54±4,76	137±42	45±23	66,08±14,24
TF 1,5Q ₁ C _{0,1}	64±17	19±5	68,60±8,52	40±17	13±3	61,31±19,29

*Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.6. Valores promedio y porcentajes de remoción de la DQO total y DQO filtrada.

Los afluentes sin diluir presentaron una DQO total media que varió entre 671 y 1670 ppm y una DQO filtrada que varió entre 382 y 866 ppm; mientras que para los afluentes diluidos al 40%, la variación estuvo entre 257 y 641 ppm para la DQO total y entre 137 y 356 ppm para la DQO filtrada y en afluentes diluidos al 10%, la variación estuvo entre 64 y 189 ppm para la DQO total y entre 40 y 89 ppm para la DQO filtrada.

En lo relacionado con los porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada, cuando los sistemas de tratamiento operaron con afluentes sin diluir y a un caudal de 2Q₁, se alcanzaron valores del 28,36 y 24,62% con *T. angustifolia*, 38,65 y 41,19% con *P. stratiotes*, 41,81 y 28,04% con *E. crassipes* y 46,45 y 44,14% con *S. auriculata*. Para un caudal de 1,5Q₁, los

porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada fueron de 42,49 y 39,52% para *T. angustifolia*, de 47,59 y 43,33% para *S. auriculata*, de 49,43 y 43,96% para *E. crassipes* y 53,43 y 46,47% para *P. stratiotes*.

Con afluentes diluidos al 40%, los porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada, cuando los sistemas de tratamiento operaron a un caudal de $2Q_1$, fueron de 41,67 y 31,82% con *T. angustifolia*, 57,45 y 50,66% para *E. crassipes*, 63,65 y 57,37% para *P. stratiotes* y 65,47 y 59,48% con *S. auriculata*. Para un caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada fueron de 69,26 y 67,27% para *E. crassipes*, 70,63 y 66,25% para *S. auriculata*, 71,54 y 66,08% para *T. angustifolia* y 73,23 y 68,32% para *P. stratiotes*.

Finalmente, con afluentes diluidos al 10%, los porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada, cuando los sistemas de tratamiento operaron a un caudal de $2Q_1$, fueron de 53,78 y 42,55% con *T. angustifolia*, 64,80 y 58,37% con *P. stratiotes*, 72,86 y 65,60% con *S. auriculata* y 73,60 y 68,10% con *E. crassipes*. Para un caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada fueron de 68,60 y 61,31% con *T. angustifolia*, 70,10 y 67,35% para *S. auriculata*, 75,99 y 70,72% para *P. stratiotes* y 82,77 y 80,95% para *E. crassipes*.

En afluentes sin diluir y diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, una tendencia de remoción de la DQO total y filtrada mayor al caudal de $1,5Q_1$ comparado con $2Q_1$.

Entre especies se observó, en términos generales, que *P. stratiotes* y *E. crassipes* fueron las más eficientes en la remoción de la DQO total y filtrada a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *S. auriculata* a un régimen de caudal de $2Q_1$. La relación entre la DQO total y la DQO filtrada, en el estado estable, varió entre 1,71 y 2,25 en los afluentes y entre 1,44 y 2,54 en los efluentes.

Fia (2008) reporta, utilizando un cultivo mixto de *Typha* spp y *Alternanthera philoxeroides* a escala de mesocosmos y TRH de 4,9 días para el postratamiento de aguas residuales de café provenientes de un tratamiento anaerobio, remociones medias de DQO total de 85, 75 y 32% cuando el sistema operó con cargas orgánicas aplicadas de 1507, 2258 y 3043 kg DQO/ha-d, respectivamente.

4.4.2.6.4. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅).

En la Tabla 4.7 se presentan los resultados de los valores medios de la DBO₅ de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales, al igual que su porcentaje de remoción.

Los afluentes sin diluir presentaron una DBO₅ media que varió entre 309 y 796 ppm; mientras que para los afluentes diluidos al 40 y al 10%, la variación estuvo entre 113 y 297 ppm y entre 24 y 104 ppm, respectivamente.

Cuando las lagunas operaron con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes de remoción de la DBO₅ fueron del 37,07% con *T. angustifolia*; 46,94% para *S.*

auriculata; 53,02% para *E. crassipes* y 55,41% para *P. stratiotes*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de la DBO₅ fueron del 56,68% para *T. angustifolia*; 57,45% para *S. auriculata*; 59,39% para *E. crassipes* y 62,34% para *P. stratiotes*.

Laguna	DBO ₅ (ppm) (4)*		Remoción DBO ₅ (%) (4)*	Carga Hidráulica L _w (m ³ /m ² -día) (4)*	Carga orgánica C _L (kg DBO ₅ /ha- día) (4)*
	Afluente	Efluente			
EC 2Q ₁ C ₁	309±68	146±37	53,02±2,00	0,21±0,00	635,95±150,17
EC 2Q ₁ C _{0,4}	113±51	45±22	60,58±2,25	0,21±0,00	231,84±107,19
EC 2Q ₁ C _{0,1}	24±3	7±1	71,14±1,31	0,20±0,00	49,56±5,06
EC 1,5Q ₁ C ₁	309±68	127±36	59,39±2,92	0,15±0,00	461,48±101,05
EC 1,5Q ₁ C _{0,4}	113±51	32±15	71,70±1,35	0,15±0,00	169,37±76,65
EC 1,5Q ₁ C _{0,1}	24±3	5±1	79,26±3,72	0,15±0,00	37,22±4,45
PT 2Q ₁ C ₁	309±68	140±43	55,41±4,39	0,20±0,00	625,07±125,64
PT 2Q ₁ C _{0,4}	113±51	44±24	62,41±4,48	0,20±0,00	227,74±102,84
PT 2Q ₁ C _{0,1}	24±3	9±1	63,91±1,14	0,20±0,00	49,37±4,88
PT 1,5Q ₁ C ₁	309±68	117±30	62,34±2,04	0,14±0,00	444,96±98,22
PT 1,5Q ₁ C _{0,4}	113±51	30±15	73,47±1,37	0,15±0,00	167,46±73,65
PT 1,5Q ₁ C _{0,1}	24±3	6±1	74,31±3,39	0,16±0,00	37,59±3,62
SV 2Q ₁ C ₁	309±68	163±33	46,94±1,72	0,20±0,00	630,51±137,89
SV 2Q ₁ C _{0,4}	113±51	41±22	64,91±3,32	0,20±0,00	226,29±98,96
SV 2Q ₁ C _{0,1}	24±3	6±1	74,40±2,43	0,21±0,00	50,43±5,11
SV 1,5Q ₁ C ₁	309±68	132±32	57,45±2,68	0,14±0,01	441,00±97,89
SV 1,5Q ₁ C _{0,4}	113±51	29±16	74,82±2,97	0,14±0,00	155,95±70,70
SV 1,5Q ₁ C _{0,1}	24±3	5±1	78,47±3,52	0,14±0,01	33,99±2,21
TF 2Q ₁ C ₁	796±206	503±140	37,07±3,83	0,20±0,00	1596,87±386,88
TF 2Q ₁ C _{0,4}	297±81	151±45	49,59±3,24	0,20±0,01	589,98±160,42
TF 2Q ₁ C _{0,1}	104±21	45±11	56,65±2,29	0,21±0,01	214,49±46,36
TF 1,5Q ₁ C ₁	309±68	136±39	56,68±3,94	0,15±0,00	478,43±105,89
TF 1,5Q ₁ C _{0,4}	113±51	30±16	74,25±2,40	0,15±0,00	165,54±74,63
TF 1,5Q ₁ C _{0,1}	24±3	8±1	66,09±1,71	0,15±0,00	37,07±3,54

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.7. Valores promedio y porcentajes de remoción DBO₅, y valores promedio de Carga Hidráulica y Carga Orgánica aplicadas.

Con afluentes diluidos al 40% y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción de la DBO₅ fueron del 49,59% para *T. angustifolia*; 60,58% para *E. crassipes*; 62,41% para *P. stratiotes* y 64,91% para *S. auriculata*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de la DBO₅ fueron del 71,70% para *E. crassipes*; 73,47% para *P. stratiotes*; 74,25% para *T. angustifolia* y 74,82% para *S. auriculata*.

Con afluentes diluidos al 10% y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción de la DBO₅ fueron del 56,65% para *T. angustifolia*; 63,91% para *P. stratiotes*; 71,14% para *E. crassipes* y 74,40% para *S. auriculata*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de la DBO₅ fueron del 66,09% para *T. angustifolia*; 74,31% para *P. stratiotes*; 78,47% para *S. auriculata* y 79,26% para *E. crassipes*.

En afluentes sin diluir y diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, una mayor remoción de la DBO₅ cuando operaron con un caudal de 1,5Q₁ comparado con 2Q₁.

Entre especies se observó, en términos generales, que *S. auriculata*, *E. crassipes* y *P. stratiotes* presentaron remociones de la DBO₅ muy similares a un régimen de caudal de 1,5Q₁ y *S. auriculata* fue ligeramente superior en la remoción de la DBO₅ a un régimen de caudal de 2Q₁. La relación entre la DQO_{total} y la DBO₅, en el estado estable, varió entre 1,87 y 2,63 en los afluentes y entre 1,98 y 3,34 en los efluentes.

Fia (2008) reporta, utilizando un cultivo mixto de *Typha* spp y *Alternanthera philoxeroides* a escala de mesocosmos y TRH de 4,9 días para el postratamiento de aguas residuales de café provenientes de un tratamiento anaerobio, remociones medias de DBO de 63, 55 y 45% cuando el sistema operó con cargas orgánicas aplicadas de 1507, 2258 y 3043 kg DQO/ha-d, respectivamente.

4.4.2.6.5. Carga Hidráulica (L_w) y Carga Orgánica (C_L).

Para la determinación de las cargas hidráulicas y orgánicas se utilizaron las mismas ecuaciones descritas en el ensayo 1.

En la Tabla 4.7 se condensan los valores medios de la carga hidráulica y la carga orgánica obtenidos durante el estado estable. Para la carga hidráulica los valores se mantuvieron entre 0,20 y 0,21 m³/m²-d, cuando las lagunas operaron con caudales de 2Q₁ y entre 0,14 y 0,16 m³/m²-d cuando las lagunas operaron con caudales de 1,5Q₁.

Para la carga orgánica, con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de 2Q₁, los mayores valores se alcanzaron para *T. angustifolia* y fueron de 1596,87 kg DBO₅/ha-día, seguido de *E. crassipes* con 635,95 kg DBO₅/ha-día, *S. auriculata* con 630,51 kg DBO₅/ha-día y *P. stratiotes* con 625,07 kg DBO₅/ha-día. Para un caudal de 1,5Q₁, los valores de carga orgánica aplicada fueron de 478,43 kg DBO₅/ha-día para *T. angustifolia*; 461,48 kg DBO₅/ha-día para *E. crassipes*; 444,96 kg DBO₅/ha-día para *P. stratiotes* y 441,00 kg DBO₅/ha-día para *S. auriculata*.

Con afluentes diluidos al 40%, los valores de carga orgánica aplicada, a un caudal de 2Q₁, fueron de 589,98 kg DBO₅/ha-día para *T. angustifolia*, seguido de *E. crassipes* con 231,84 kg DBO₅/ha-día, *P. stratiotes* con 227,74 kg DBO₅/ha-día y *S. auriculata* con 226,29 kg DBO₅/ha-día. Para un caudal de 1,5Q₁, los valores de carga orgánica aplicada fueron de 169,37 kg DBO₅/ha-día para *E. crassipes*; 167,46 kg DBO₅/ha-día para *P. stratiotes*; 165,54 kg DBO₅/ha-día para *T. angustifolia* y 155,95 kg DBO₅/ha-día para *S. auriculata*.

Con afluentes diluidos al 10%, los valores de carga orgánica aplicada, a un caudal de 2Q₁, fueron de 214,49 kg DBO₅/ha-día para *T. angustifolia*, seguido de *S. auriculata* con 50,43 kg DBO₅/ha-día, *E. crassipes* con 49,56 kg DBO₅/ha-día y *P. stratiotes* con 49,37 kg DBO₅/ha-día. Para un caudal de 1,5Q₁, los valores de carga orgánica aplicada fueron de 37,59 kg

DBO₅/ha-día para *P. stratiotes*; 37,22 kg DBO₅/ha-día para *E. crassipes*; 37,07 kg DBO₅/ha-día para *T. angustifolia* y 33,99 kg DBO₅/ha-día para *S. auriculata*.

Para las cargas orgánicas medias obtenidas con los afluentes sin diluir, tanto a 2Q₁ como a 1,5Q₁, se presentó mortalidad de la especie flotante *S. auriculata*, a razón de -41,67 g/m²-d y -35,71 g/m²-d, respectivamente.

4.4.2.7. Nutrimentos.

A continuación se detalla la remoción del nitrógeno, en sus diferentes formas, del fósforo, el potasio y los sulfatos en las lagunas experimentales evaluadas en el presente ensayo.

4.4.2.7.1. Nitrógeno Total Kjeldahl (N-NTK).

En la Tabla 4.8 se condensan los valores medios del nitrógeno Kjeldahl, total y filtrado, de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales y sus correspondientes porcentajes de remoción.

En los afluentes sin diluir, el valor promedio tanto del N-NTK total como filtrado, varió entre 64,4 y 82,5 ppm y entre 53,7 y 63,7 ppm, respectivamente. Para los afluentes diluidos al 40%, la variación estuvo entre 28,5 y 38,9 ppm para el N-NTK total y entre 21,8 y 30,7 ppm para el N-NTK filtrado y para los afluentes diluidos al 10%, la variación estuvo entre 7,9 y 11,5 ppm para el N-NTK total y entre 5,9 y 8,8 ppm para el N-NTK filtrado.

La remoción del N-NTK total y filtrado en afluentes sin diluir y operando a 2Q₁ fue de 34,73 y 50,15%, respectivamente, con *E. crassipes*, 28,52 y 32,28% con *T. angustifolia*; 27,86 y 30,77% con *S. auriculata* y 24,79 y 30,15% con *P. stratiotes*. Para un caudal de 1,5Q₁, las remociones fueron de 37,14 y 49,82 % para *E. crassipes*; 35,07 y 39,48% para *S. auriculata*; 33,28 y 46,34% para *T. angustifolia* y 28,97 y 37,67% para *P. stratiotes*.

La remoción del N-NTK total y filtrado en afluentes diluidos al 40% y operando a 2Q₁ fue de 38,22 y 53,61% para *E. crassipes*; 33,09 y 46,69% para *P. stratiotes*; 30,71 y 49,01 para *S. auriculata* y 28,12 y 35,82% para *T. angustifolia*. Para un caudal de 1,5Q₁, las remociones fueron de 40,98 y 39,81% para *E. crassipes*; 37,66 y 48,19% para *P. stratiotes*; 35,73 y 48,84% para *T. angustifolia* y 35,38 y 48,82% para *S. auriculata*.

La remoción del N-NTK total y filtrado en afluentes diluidos al 10% y operando a 2Q₁ fue de 44,35 y 48,24% para *E. crassipes*; 43,65 y 40,50% para *P. stratiotes*; 39,70 y 49,52% para *S. auriculata* y 27,21 y 35,61% para *T. angustifolia*. Para un caudal de 1,5Q₁, las remociones fueron de 64,26 y 56,37% para *T. angustifolia*; 49,68 y 54,01% para *E. crassipes*; 44,20 y 57,68% para *P. stratiotes* y 35,48 y 50,06% para *S. auriculata*.

En afluentes sin diluir y diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, una mayor remoción tanto del N-NTK total como filtrado cuando operaron con un caudal de 1,5Q₁ comparado con 2Q₁.

Laguna	N-NTK (ppm) (4)*		Remoción N-NTK (%) (4)*	N-NTK filt. (ppm) (4)*		Remoción N-NTK _f (%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
EC 2Q ₁ C ₁	64,4±10,6	42,9±14,0	34,73±11,58	53,7±12,4	27,8±17,6	50,15±24,23
EC 2Q ₁ C _{0,4}	28,5±10,0	18,3±10,6	38,22±22,21	21,8±8,0	11,0±8,4	53,61±20,84
EC 2Q ₁ C _{0,1}	7,9±1,2	4,5±2,7	44,35±25,27	5,9±1,2	3,2±2,3	48,24±28,16
EC 1,5Q ₁ C ₁	64,4±10,6	42,1±22,5	37,14±25,80	53,7±12,4	28,6±19,4	49,82±26,08
EC 1,5Q ₁ C _{0,4}	28,5±10,0	17,4±8,4	40,98±8,48	21,8±8,0	13,1±7,3	39,81±20,09
EC 1,5Q ₁ C _{0,1}	7,9±1,2	4,0±1,3	49,68±12,14	5,9±1,2	2,7±1,7	54,01±22,93
PT 2Q ₁ C ₁	64,4±10,6	48,8±12,9	24,79±10,86	53,7±12,4	38,5±15,3	30,15±16,25
PT 2Q ₁ C _{0,4}	28,5±10,0	19,4±8,4	33,09±6,06	21,8±8,0	12,5±9,1	46,69±24,11
PT 2Q ₁ C _{0,1}	7,9±1,2	4,3±0,9	43,65±16,18	5,9±1,2	3,5±1,7	40,50±21,95
PT 1,5Q ₁ C ₁	64,4±10,6	46,0±12,3	28,97±11,88	53,7±12,4	33,7±14,0	37,67±17,10
PT 1,5Q ₁ C _{0,4}	28,5±10,0	18,2±10,3	37,66±17,39	21,8±8,0	11,8±8,5	48,19±20,42
PT 1,5Q ₁ C _{0,1}	7,9±1,2	4,4±0,7	44,20±4,96	5,9±1,2	2,6±1,8	57,68±22,59
SV 2Q ₁ C ₁	64,4±10,6	46,8±12,9	27,86±15,12	53,7±12,4	37,6±11,1	30,77±7,35
SV 2Q ₁ C _{0,4}	28,5±10,0	20,0±10,0	30,71±20,87	21,8±8,0	11,7±8,1	49,01±18,14
SV 2Q ₁ C _{0,1}	7,9±1,2	4,9±2,1	39,70±17,56	5,9±1,2	3,2±2,7	49,52±33,33
SV 1,5Q ₁ C ₁	64,4±10,6	42,0±10,8	35,07±10,07	53,7±12,4	32,4±9,3	39,48±9,47
SV 1,5Q ₁ C _{0,4}	28,5±10,0	19,5±9,5	35,38±17,65	21,8±8,0	11,8±7,0	48,82±16,65
SV 1,5Q ₁ C _{0,1}	7,9±1,2	5,1±1,9	35,48±16,59	5,9±1,2	3,0±1,1	50,06±12,04
TF 2Q ₁ C ₁	82,5±17,6	59,5±18,7	28,52±11,80	63,7±14,3	43,8±15,3	32,28±12,42
TF 2Q ₁ C _{0,4}	38,9±6,4	28,1±6,1	28,12±6,96	30,7±6,5	19,8±6,6	35,82±15,26
TF 2Q ₁ C _{0,1}	11,5±1,4	8,4±1,3	27,21±8,21	8,8±0,6	5,7±0,9	35,61±8,54
TF 1,5Q ₁ C ₁	64,4±10,6	43,6±14,7	33,28±13,54	53,7±12,4	30,3±18,9	46,34±24,84
TF 1,5Q ₁ C _{0,4}	28,5±10,0	18,9±9,0	35,73±12,73	21,8±8,0	11,5±7,1	48,84±16,33
TF 1,5Q ₁ C _{0,1}	7,9±1,2	3,0±2,2	64,26±23,61	5,9±1,2	2,7±1,9	56,37±27,51

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.8. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Kjeldahl, Total y filtrado.

Entre especies se observó, en términos generales, que *T. angustifolia* presentó mayores remociones del N-NTK total y filtrado a un régimen de caudal de 1,5Q₁ y *E. crassipes* a un régimen de caudal de 2Q₁. La relación entre el N-NTK total y el N-NTK filtrado, en el estado estable, varió entre 1,22 y 1,34 en los afluentes y entre 1,09 y 2,16 en los efluentes.

Fia (2008) reporta, utilizando un cultivo mixto de *Typha* spp y *Alternanthera philoxeroides* a escala de mesocosmos y TRH de 4,9 días para el postratamiento de aguas residuales de café provenientes de un tratamiento anaerobio, remociones medias de N-NTK de 52, 30 y 23% cuando el sistema operó con cargas orgánicas aplicadas de 1507, 2258 y 3043 kg DQO/ha-d, respectivamente.

4.4.2.7.2. Nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y Nitrógeno nítrico (N-NO₃).

En la Tabla 4.9 se condensan los valores medios del nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y del nitrógeno nítrico (N-NO₃) de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales y sus respectivos porcentajes de remoción.

Para el N-NH₃, en los afluentes sin diluir, se presentó una variación entre 51,9 y 56,5 ppm; para los afluentes diluidos al 40%, la variación estuvo entre 23,5 y 26,6 ppm y para los afluentes diluidos al 10%, la variación estuvo entre 5,7 y 6,9 ppm.

Cuando las lagunas operaron con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción del N-NH₃ fueron del 60,82% para *E. crassipes*; 51,55% para *S. auriculata*; 47,87% para *P. stratiotes* y 36,53% para *T. angustifolia*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción del N-NH₃ fueron del 59,36% para *S. auriculata*; 59,04% para *E. crassipes*; 52,84% para *T. angustifolia* y 39,23% para *P. stratiotes*.

Laguna	N-NH ₃ (ppm) (4) [*]		Remoción N-NH ₃ (%) (4) [*]	N-NO ₃ (ppm) (4) [*]		Remoción N-NO ₃ (%) (4) [*]
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
EC 2Q ₁ C ₁	51,9±8,3	20,4±4,6	60,82±5,34	1,33±0,47	0,82±0,59	45,83±36,32
EC 2Q ₁ C _{0,4}	23,5±8,6	5,9±2,9	75,75±4,33	0,69±0,49	0,59±0,43	13,66±14,31
EC 2Q ₁ C _{0,1}	5,7±0,8	1,2±0,3	78,85±4,13	0,29±0,28	0,26±0,21	1,22±20,07
EC 1,5Q ₁ C ₁	51,9±8,3	22,0±11,7	59,04±15,68	1,33±0,47	1,24±0,55	10,09±15,58
EC 1,5Q ₁ C _{0,4}	23,5±8,6	7,3±5,0	69,84±15,27	0,69±0,49	0,57±0,35	10,63±14,28
EC 1,5Q ₁ C _{0,1}	5,7±0,8	1,0±0,2	82,73±3,69	0,29±0,28	0,26±0,19	-11,59±65,2
PT 2Q ₁ C ₁	51,9±8,3	26,9±5,3	47,87±8,88	1,33±0,47	0,86±0,59	33,04±33,67
PT 2Q ₁ C _{0,4}	23,5±8,6	7,3±3,8	70,14±5,37	0,69±0,49	0,56±0,36	14,46±10,81
PT 2Q ₁ C _{0,1}	5,7±0,8	1,1±0,2	80,67±2,04	0,29±0,28	0,25±0,22	9,23±8,12
PT 1,5Q ₁ C ₁	51,9±8,3	31,2±4,7	39,23±9,87	1,33±0,47	1,09±0,49	19,98±14,59
PT 1,5Q ₁ C _{0,4}	23,5±8,6	10,1±5,8	58,38±16,92	0,69±0,49	0,56±0,32	9,83±17,41
PT 1,5Q ₁ C _{0,1}	5,7±0,8	1,0±0,2	83,09±3,56	0,29±0,28	0,22±0,30	32,18±46,27
SV 2Q ₁ C ₁	51,9±8,3	25,1±6,4	51,55±10,81	1,33±0,47	1,02±0,70	31,59±46,94
SV 2Q ₁ C _{0,4}	23,5±8,6	6,8±1,7	69,29±9,78	0,69±0,49	0,49±0,45	39,66±43,62
SV 2Q ₁ C _{0,1}	5,7±0,8	1,0±0,2	82,52±3,58	0,29±0,28	0,20±0,18	24,79±63,97
SV 1,5Q ₁ C ₁	51,9±8,3	21,8±10,9	59,36±14,52	1,33±0,47	1,04±0,57	22,71±27,80
SV 1,5Q ₁ C _{0,4}	23,5±8,6	6,5±3,4	71,82±11,06	0,69±0,49	0,63±0,44	5,99±12,73
SV 1,5Q ₁ C _{0,1}	5,7±0,8	1,1±0,2	80,99±1,91	0,29±0,28	0,25±0,21	9,48±11,33
TF 2Q ₁ C ₁	56,6±11,5	36,9±14,8	36,53±15,88	2,21±0,29	1,65±0,32	25,40±10,29
TF 2Q ₁ C _{0,4}	26,6±5,3	12,6±2,8	50,62±17,41	1,38±0,34	1,03±0,21	24,45±6,95
TF 2Q ₁ C _{0,1}	6,9±1,8	3,4±1,0	50,12±8,36	0,44±0,07	0,39±0,08	10,64±4,61
TF 1,5Q ₁ C ₁	51,9±8,3	25,4±15,0	52,84±20,98	1,33±0,47	1,07±0,61	23,96±22,15
TF 1,5Q ₁ C _{0,4}	23,5±8,6	7,8±4,1	67,04±11,43	0,69±0,49	0,53±0,38	16,41±23,22
TF 1,5Q ₁ C _{0,1}	5,7±0,8	1,2±0,4	79,62±5,74	0,29±0,28	0,21±0,29	33,23±45,50

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.9. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Amoniacal y Nitrógeno Nítrico.

Con afluentes diluidos al 40% y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes de remoción del N-NH₃ fueron del 75,75% para *E. crassipes*; 70,14% para *P. stratiotes*; 69,29% para *S. auriculata* y 50,62% para *T. angustifolia*. Para un caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes de remoción del N-NH₃ fueron del 71,82% para *S. auriculata*; 69,84% para *E. crassipes*; 67,04% para *T. angustifolia* y 58,38% para *P. stratiotes*.

Con afluentes diluidos al 10% y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes de remoción del N-NH₃ fueron del 82,52% para *S. auriculata*; 80,67% para *P. stratiotes*; 78,85% para *E. crassipes* y 50,12% para *T. angustifolia*. Para un caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes de remoción del N-NH₃ fueron del 83,09% para *P. stratiotes*; 82,73% para *E. crassipes*; 80,99% para *S. auriculata* y 79,62% para *T. angustifolia*.

En afluentes sin diluir y diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, una mayor remoción del N-NH₃ cuando operaron con un caudal de $1,5Q_1$ comparado con $2Q_1$.

Entre especies se observó, en términos generales, que *S. auriculata* y *E. crassipes* presentaron mayores remociones del N-NH₃ a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *E. crassipes* a un régimen de caudal de $2Q_1$.

Para el N-NO₃, en los afluentes sin diluir, se presentó una variación entre 1,33 y 2,21 ppm; para los afluentes diluidos al 40%, la variación estuvo entre 0,69 y 1,38 ppm y para los afluentes diluidos al 10%, la variación estuvo entre 0,29 y 0,44 ppm.

Cuando las lagunas operaron con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes de remoción del N-NO₃ fueron del 45,83% para *E. crassipes*; 33,04% para *P. stratiotes*; 31,59% para *S. auriculata*; 25,40% para *T. angustifolia*. Para un caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes de remoción del N-NO₃ fueron del 23,96% para *T. angustifolia*; 22,71% para *S. auriculata*; 19,98% para *P. stratiotes* y 10,09% para *E. crassipes*.

Con afluentes diluidos al 40% y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes de remoción del N-NO₃ fueron del 39,66% para *S. auriculata*; 24,45% para *T. angustifolia*; 14,46% para *P. stratiotes*; 13,66% para *E. crassipes*. Para un caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes de remoción del N-NO₃ fueron del 16,41% para *T. angustifolia*; 10,63% para *E. crassipes*; 9,83% para *P. stratiotes* y 5,99% para *S. auriculata*.

Con afluentes diluidos al 10% y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes de remoción del N-NO₃ fueron del 24,79% para *S. auriculata*; 10,64% para *T. angustifolia*; 9,23% para *P. stratiotes* y 1,22% para *E. crassipes*. Para un caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes de remoción del N-NO₃ fueron del 33,23% para *T. angustifolia*; 32,18% para *P. stratiotes*; 9,48% para *S. auriculata* y -11,59% para *E. crassipes*.

Sólo en afluentes diluidos al 10% se observaron, para las diferentes especies, una mayor remoción del N-NO₃ cuando operaron con un caudal de $1,5Q_1$ comparado con $2Q_1$.

Entre especies se observó, en términos generales, que *T. angustifolia* presentó mayores remociones del N-NO₃ a un régimen de caudal de 1,5Q₁ y *S. auriculata* a un régimen de caudal de 2Q₁.

4.4.2.7.3. Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total.

En la Tabla 4.10 se condensan los valores medios del nitrógeno orgánico y del nitrógeno total de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas y sus correspondientes porcentajes de remoción.

Laguna	N-Norg (ppm) (4)*		Remoción N-Norg. (%) (4)*	N-N _T (ppm) (4)*		Remoción N-N _T (%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
EC 2Q ₁ C ₁	12,5±3,6	22,5±10,6	-77,34±63,54	65,7±10,7	43,7±13,8	34,73±11,04
EC 2Q ₁ C _{0,4}	5,0±1,4	12,4±8,0	-132,2±107,7	29,2±10,0	18,9±10,5	37,62±21,36
EC 2Q ₁ C _{0,1}	2,1±0,4	3,3±2,7	-47,50±91,59	8,1±1,4	4,8±2,7	42,97±24,27
EC 1,5Q ₁ C ₁	12,5±3,6	20,1±15,2	-56,84±95,21	65,7±10,7	43,3±22,3	36,39±24,93
EC 1,5Q ₁ C _{0,4}	5,0±1,4	10,1±6,4	-89,77±76,58	29,2±10,0	18,0±8,4	40,33±8,16
EC 1,5Q ₁ C _{0,1}	2,1±0,4	3,0±1,1	-38,18±34,25	8,1±1,4	4,2±1,2	48,22±11,03
PT 2Q ₁ C ₁	12,5±3,6	22,0±8,6	-76,74±44,35	65,7±10,7	49,7±12,7	24,90±10,89
PT 2Q ₁ C _{0,4}	5,0±1,4	12,1±4,8	-135,1±30,22	29,2±10,0	20,0±8,3	32,69±5,87
PT 2Q ₁ C _{0,1}	2,1±0,4	3,2±0,8	-56,74±59,68	8,1±1,4	4,6±0,8	42,47±15,37
PT 1,5Q ₁ C ₁	12,5±3,6	14,7±10,0	-22,65±68,52	65,7±10,7	47,0±12,1	28,70±11,52
PT 1,5Q ₁ C _{0,4}	5,0±1,4	8,1±9,4	-53,82±143,4	29,2±10,0	18,8±10,1	36,98±16,97
PT 1,5Q ₁ C _{0,1}	2,1±0,4	3,4±0,7	-59,85±13,18	8,1±1,4	4,6±0,9	43,52±5,15
SV 2Q ₁ C ₁	12,5±3,6	21,7±7,3	-71,57±13,30	65,7±10,7	47,8±12,7	27,75±14,34
SV 2Q ₁ C _{0,4}	5,0±1,4	13,3±9,3	-145,8±138,5	29,2±10,0	20,5±9,9	30,52±20,63
SV 2Q ₁ C _{0,1}	2,1±0,4	3,9±1,9	-73,27±53,40	8,1±1,4	5,0±2,2	39,52±17,31
SV 1,5Q ₁ C ₁	12,5±3,6	20,2±5,8	-72,96±67,27	65,7±10,7	43,0±10,6	34,79±9,39
SV 1,5Q ₁ C _{0,4}	5,0±1,4	12,9±7,9	-136,1±118,6	29,2±10,0	20,1±9,7	34,81±17,26
SV 1,5Q ₁ C _{0,1}	2,1±0,4	4,0±1,7	-85,50±51,04	8,1±1,4	5,4±1,9	34,73±16,25
TF 2Q ₁ C ₁	25,9±9,8	22,7±6,6	8,29±15,88	84,7±17,9	61,2±19,0	28,46±11,47
TF 2Q ₁ C _{0,4}	12,3±6,4	15,4±3,6	-44,26±48,98	40,3±6,4	29,1±6,0	27,95±6,77
TF 2Q ₁ C _{0,1}	4,6±1,4	5,0±0,9	-13,21±34,16	12,0±1,5	8,8±1,4	26,62±7,90
TF 1,5Q ₁ C ₁	12,5±3,6	18,2±4,4	-50,69±31,15	65,7±10,7	44,7±14,9	33,03±13,38
TF 1,5Q ₁ C _{0,4}	5,0±1,4	11,1±6,1	-109,6±62,71	29,2±10,0	19,5±9,2	35,44±12,74
TF 1,5Q ₁ C _{0,1}	2,1±0,4	1,8±2,1	23,23±81,31	8,1±1,4	3,2±2,1	62,78±21,87

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.10. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total.

Para los afluentes sin diluir, el nitrógeno orgánico varió entre 12,5 y 25,9 ppm, mientras que el rango de variación para el nitrógeno total fue entre 65,7 y 84,7 ppm. En afluentes diluidos al 40%, las variaciones fueron entre 5,0 y 12,3 ppm para el nitrógeno orgánico y entre 29,2 y 40,3 ppm para el nitrógeno total y en afluentes diluidos al 10% los rangos de variación fueron entre 2,1 y 4,6 ppm para el nitrógeno orgánico y entre 8,1 y 12,0 ppm para el nitrógeno total.

Los porcentajes de remoción del nitrógeno orgánico fueron negativos para las 3 especies flotantes a los 2 caudales experimentales. Sólo la especie emergente mostró remociones positivas de nitrógeno orgánico cuando operó con afluentes sin diluir a un caudal de $2Q_1$ y operando con afluentes diluidos al 10% a un caudal de $1,5Q_1$ y fueron de 8,29 y 23,23%, respectivamente.

Cuando las lagunas operaron con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes de remoción del N_T fueron del 34,73% para *E. crassipes*; 28,46% para *T. angustifolia*; 27,75% para *S. auriculata* y 24,90% para *P. stratiotes*. Para un caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes de remoción del N_T fueron del 36,39% para *E. crassipes*; 34,79% para *S. auriculata*; 33,03% para *T. angustifolia* y 28,70% para *P. stratiotes*.

Con afluentes diluidos al 40% y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes de remoción del N_T fueron del 37,62% para *E. crassipes*; 32,69% para *P. stratiotes*; 30,52% para *S. auriculata* y 27,95% para *T. angustifolia*. Para un caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes de remoción del N_T fueron del 40,33% para *E. crassipes*; 36,98% para *P. stratiotes*; 35,44% para *T. angustifolia* y 34,81% para *S. auriculata*.

Con afluentes diluidos al 10% y a un régimen de caudal de $2Q_1$, los porcentajes de remoción del N_T fueron del 42,97% para *E. crassipes*; 42,47% para *P. stratiotes*; 39,52% para *S. auriculata* y 26,62% para *T. angustifolia*. Para un caudal de $1,5Q_1$, los porcentajes de remoción del N_T fueron del 62,78% para *T. angustifolia*; 48,22% para *E. crassipes*; 43,52% para *P. stratiotes* y 34,73% para *S. auriculata*.

En afluentes sin diluir y diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, una mayor remoción del N_T cuando operaron con un caudal de $1,5Q_1$ comparado con $2Q_1$.

Entre especies se observó, en términos generales, que *T. angustifolia* presentó mayores remociones del N_T a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *E. crassipes* a un régimen de caudal de $2Q_1$.

4.4.2.7.4. Fosfatos totales y filtrados.

En la Tabla 4.11 se condensan los valores medios de los fosfatos P- PO_4 totales y filtrados de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales y sus correspondientes porcentajes de remoción.

Para los afluentes sin diluir, los contenidos de P- PO_4 totales y filtrados, variaron entre 31,1 y 57,7 ppm y entre 23,8 y 41,9 ppm, respectivamente. Para los afluentes diluidos al 40%, los contenidos de fosfatos totales variaron entre 14,2 y 28,4 ppm y los fosfatos filtrados entre 12,1 y 21,7 ppm y para los afluentes diluidos al 10%, el contenido de fosfatos totales varió entre 4,5 y 8,8 ppm, mientras que los fosfatos filtrados variaron entre 2,9 y 7,7 ppm.

La remoción de los P- PO_4 totales y filtrados en afluentes sin diluir y operando a $2Q_1$ fue de 26,37 y 29,05% para *P. stratiotes*; 25,41 y 20,79% para *S. auriculata*; 20,05 y 13,99% para

E. crassipes y 19,57 y 14,10% para *T. angustifolia*. Para un caudal de 1,5Q₁, las remociones fueron de 34,85 y 25,89% para *E. crassipes*; 31,10 y 29,55% para *S. auriculata*; 26,26 y 24,64% para *T. angustifolia* y 23,17 y 15,57% para *P. stratiotes*.

Laguna	PO ₄ (ppm) (4)*		Remoción PO ₄ (%) (4)*	PO ₄ filt. (ppm) (4)*		Remoción PO ₄ filt.(%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
EC 2Q ₁ C ₁	31,1±4,8	24,5±2,1	20,05±13,67	23,8±1,4	20,4±1,7	13,99±10,61
EC 2Q ₁ C _{0,4}	14,2±1,4	9,6±1,3	31,38±12,96	12,1±1,2	6,8±2,2	43,68±19,07
EC 2Q ₁ C _{0,1}	4,5±2,8	3,3±2,9	37,55±25,18	2,9±2,9	2,3±2,5	20,00±83,77
EC 1,5Q ₁ C ₁	31,1±4,8	20,7±7,0	34,85±15,62	23,8±1,4	17,9±6,6	25,89±25,15
EC 1,5Q ₁ C _{0,4}	14,2±1,4	6,2±1,9	55,44±16,71	12,1±1,2	5,2±1,7	57,39±14,49
EC 1,5Q ₁ C _{0,1}	4,5±2,8	2,5±3,3	60,82±35,47	2,9±2,9	1,6±2,6	67,05±29,20
PT 2Q ₁ C ₁	31,1±4,8	22,3±3,4	26,37±19,01	23,8±1,4	16,9±1,8	29,05±6,57
PT 2Q ₁ C _{0,4}	14,2±1,4	8,3±2,1	40,37±20,15	12,1±1,2	4,1±4,0	64,34±35,90
PT 2Q ₁ C _{0,1}	4,5±2,8	2,3±2,8	61,88±29,58	2,9±2,9	1,3±2,1	72,27±24,49
PT 1,5Q ₁ C ₁	31,1±4,8	23,6±1,7	23,17±10,01	23,8±1,4	20,2±2,3	15,57±6,25
PT 1,5Q ₁ C _{0,4}	14,2±1,4	8,1±0,7	41,77±10,52	12,1±1,2	6,0±1,0	50,74±3,49
PT 1,5Q ₁ C _{0,1}	4,5±2,8	2,3±2,7	59,96±27,34	2,9±2,9	1,5±2,6	71,25±30,55
SV 2Q ₁ C ₁	31,1±4,8	23,0±2,0	25,41±6,54	23,8±1,4	18,8±6,0	20,79±25,13
SV 2Q ₁ C _{0,4}	14,2±1,4	8,3±2,0	39,97±20,58	12,1±1,2	6,1±2,0	49,33±16,52
SV 2Q ₁ C _{0,1}	4,5±2,8	2,4±3,2	55,50±35,26	2,9±2,9	1,6±2,5	62,28±24,89
SV 1,5Q ₁ C ₁	31,1±4,8	21,3±3,3	31,10±7,67	23,8±1,4	16,9±2,9	29,55±8,73
SV 1,5Q ₁ C _{0,4}	14,2±1,4	8,5±0,7	39,49±7,38	12,1±1,2	5,9±0,6	51,58±3,53
SV 1,5Q ₁ C _{0,1}	4,5±2,8	2,2±2,8	62,91±28,51	2,9±2,9	1,4±2,6	74,20±32,63
TF 2Q ₁ C ₁	57,7±11,1	46,5±10,6	19,57±8,48	41,9±10,0	36,1±10,0	14,10±8,81
TF 2Q ₁ C _{0,4}	28,4±3,5	22,6±3,6	20,32±7,13	21,7±5,8	18,1±5,4	16,43±7,13
TF 2Q ₁ C _{0,1}	8,8±1,3	6,3±0,6	28,43±4,62	7,7±2,0	5,3±0,9	29,31±7,93
TF 1,5Q ₁ C ₁	31,1±4,8	22,6±2,8	26,26±13,56	23,8±1,4	18,2±5,8	24,64±20,87
TF 1,5Q ₁ C _{0,4}	14,2±1,4	8,1±1,1	42,61±11,01	12,1±1,2	6,7±0,9	44,12±11,16
TF 1,5Q ₁ C _{0,1}	4,5±2,8	1,9±2,9	70,97±32,52	2,9±2,9	1,2±2,1	75,02±24,54

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.11 Valores promedio y porcentajes de remoción de Fosfatos totales y filtrados.

La remoción de los P-PO₄ totales y filtrados en afluentes diluidos al 40% y operando a 2Q₁ fue de 40,37 y 64,34% para *P. stratiotes*; 39,97 y 49,33% para *S. auriculata*; 31,38 y 43,68% para *E. crassipes* y 20,32 y 16,43% para *T. angustifolia*.

Para un caudal de 1,5Q₁, las remociones fueron de 55,44 y 57,39% para *E. crassipes*; 42,61 y 44,12% para *T. angustifolia*; 41,77 y 50,74% para *P. stratiotes* y 39,49 y 51,58% para *S. auriculata*.

La remoción de los P-PO₄ totales y filtrados en afluentes diluidos al 10% y operando a 2Q₁ fue de 61,88 y 72,27% para *P. stratiotes*; 55,50 y 62,28% para *S. auriculata*; 37,55 y 20,00% para *E. crassipes* y entre 28,43 y 29,31% para *T. angustifolia*. Para un caudal de 1,5Q₁, las remociones fueron de 70,97 y 75,02% para *T. angustifolia*; 62,91 y 74,20% para *S. auriculata*; 60,82 y 67,05% para *E. crassipes* y 59,96 y 71,25% para *P. stratiotes*.

En afluentes sin diluir y diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, una mayor remoción tanto de los P-PO₄ totales y filtrados cuando operaron con un caudal de 1,5Q₁ comparado con 2Q₁.

Entre especies se observó, en términos generales, que *E. crassipes* presentó mayores remociones de los P-PO₄ totales y filtrados a un régimen de caudal de 1,5Q₁ y *P. stratiotes* a un régimen de caudal de 2Q₁. La relación entre los P-PO₄ totales y filtrados, en el estado estable, varió entre 1,17 y 1,95 en los afluentes y entre 1,17 y 5,43 en los efluentes.

Fia (2008) reporta, utilizando un cultivo mixto de *Typha* spp y *Alternanthera philoxeroides* a escala de mesocosmos y TRH de 4,9 días para el postratamiento de aguas residuales de café provenientes de un tratamiento anaerobio, remociones medias de P de 28, 7 y 9% cuando el sistema operó con cargas orgánicas aplicadas de 1507, 2258 y 3043 kg DQO/ha-d, respectivamente.

4.4.2.7.5. Potasio y Sulfatos.

En la Tabla 4.12 se condensan los valores medios del K y los S-SO₄ de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas y sus respectivos porcentajes de remoción.

El contenido de potasio en los afluentes sin diluir varió entre 218 y 273 ppm, mientras que el contenido de sulfatos varió entre 18,5 y 19,8 ppm. Para los afluentes diluidos al 40%, el contenido de potasio varió entre 70 y 124 ppm y el contenido de sulfatos entre 11,5 y 12,5 ppm y para los afluentes diluidos al 10%, el contenido de potasio varió entre 21 y 37 ppm y el contenido de sulfatos entre 4,8 y 5,5 ppm.

Para el K, cuando las lagunas operaron con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción fueron del 25,38% para *P. stratiotes*; 23,99% para *E. crassipes*; 21,06% para *S. auriculata* y 15,93% para *T. angustifolia*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de K fueron del 24,61% para *S. auriculata*; 22,73% para *P. stratiotes*; 17,03% para *T. angustifolia* y 11,33% para *E. crassipes*.

Con afluentes diluidos al 40% y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción de K fueron del 34,06% para *S. auriculata*; 29,45% para *P. stratiotes*; 27,94% para *E. crassipes* y 16,42% para *T. angustifolia*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de K fueron del 41,38% para *E. crassipes*; 29,13% para *T. angustifolia*; 28,65% para *S. auriculata* y 25,26% para *P. stratiotes*.

Con afluentes diluidos al 10% y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción de K fueron del 33,33% para *S. auriculata*; 29,45% para *T. angustifolia*; 28,94% para *E. crassipes* y 28,37% para *P. stratiotes*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de K fueron del 66,19% para *E. crassipes*; 40,96% para *T. angustifolia*; 36,73% para *P. stratiotes* y 33,66% para *S. auriculata*.

Laguna	K (ppm) (4)*		Remoción K (%) (4)*	SO ₄ (ppm) (4)*		Remoción SO ₄ (%) (4)*
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
EC 2Q ₁ C ₁	218±46	165±65	23,99±24,09	18,5±1,7	18,5±1,7	-0,66±13,35
EC 2Q ₁ C _{0,4}	70±19	51±18	27,94±9,62	12,5±3,8	9,8±2,1	12,88±41,59
EC 2Q ₁ C _{0,1}	21±9	15±7	28,94±6,41	4,8±2,5	6,8±7,9	-50,0±173,2
EC 1,5Q ₁ C ₁	218±46	195±50	11,33±6,30	18,5±1,7	18,5±3,1	-0,66±18,57
EC 1,5Q ₁ C _{0,4}	70±19	42±19	41,38±14,77	12,5±3,8	9,8±3,8	19,10±25,28
EC 1,5Q ₁ C _{0,1}	21±9	7±3	66,19±4,74	4,8±2,5	2,8±1,5	31,25±37,50
PT 2Q ₁ C ₁	218±46	160±46	25,38±19,88	18,5±1,7	16,8±2,4	8,53±18,34
PT 2Q ₁ C _{0,4}	70±19	50±16	29,45±7,42	12,5±3,8	11,0±3,4	10,26±15,81
PT 2Q ₁ C _{0,1}	21±9	15±7	28,37±6,85	4,8±2,5	1,8±2,4	62,50±47,87
PT 1,5Q ₁ C ₁	218±46	165±16	22,73±10,15	18,5±1,7	17,3±2,1	6,25±12,50
PT 1,5Q ₁ C _{0,4}	70±19	53±19	25,26±13,70	12,5±3,8	8,0±5,4	25,05±54,48
PT 1,5Q ₁ C _{0,1}	21±9	13±4	36,73±5,25	4,8±2,5	1,8±2,4	43,75±65,75
SV 2Q ₁ C ₁	218±46	170±44	21,06±17,18	18,5±1,7	17,3±2,1	5,59±18,59
SV 2Q ₁ C _{0,4}	70±19	47±16	34,06±9,57	12,5±3,8	13,0±3,6	-8,28±27,53
SV 2Q ₁ C _{0,1}	21±9	14±7	33,33±5,53	4,8±2,5	1,8±2,4	50,00±57,74
SV 1,5Q ₁ C ₁	218±46	160±40	24,61±21,59	18,5±1,7	17,3±2,1	6,25±12,50
SV 1,5Q ₁ C _{0,4}	70±19	49±21	28,65±24,61	12,5±3,8	11,8±2,9	3,35±14,36
SV 1,5Q ₁ C _{0,1}	21±9	14±6	33,66±4,82	4,8±2,5	2,3±2,1	56,25±42,70
TF 2Q ₁ C ₁	273±84	228±68	15,93±6,58	19,8±4,1	16,8±2,1	14,05±7,46
TF 2Q ₁ C _{0,4}	124±28	103±19	16,42±5,43	11,5±1,9	8,5±1,9	26,31±10,41
TF 2Q ₁ C _{0,1}	37±7	26±7	29,45±13,09	5,5±0,6	4,0±0,8	26,67±15,63
TF 1,5Q ₁ C ₁	218±46	178±49	17,03±20,54	18,5±1,7	15,3±2,4	16,25±19,74
TF 1,5Q ₁ C _{0,4}	70±19	49±21	29,13±24,77	12,5±3,8	8,0±2,4	30,77±27,70
TF 1,5Q ₁ C _{0,1}	21±9	12±2	40,96±11,45	4,8±2,5	1,0±1,2	81,25±23,94

*Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.12. Valores promedio y porcentajes de remoción de Potasio y Sulfatos.

En afluentes diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, una mayor remoción del K cuando operaron con un caudal de 1,5Q₁ comparado con 2Q₁.

Entre especies se observó, en términos generales, que *E. crassipes* presentó mayores remociones de K a un régimen de caudal de 1,5Q₁ y *S. auriculata* a un régimen de caudal de 2Q₁.

Fia (2008) reporta, utilizando un cultivo mixto de *Typha* spp y *Alternanthera philoxeroides* a escala de mesocosmos y TRH de 4,9 días para el postratamiento de aguas residuales de café provenientes de un tratamiento anaerobio, remociones medias de K de -51, -25 y -11% cuando el sistema operó con cargas orgánicas aplicadas de 1507, 2258 y 3043 kg DQO/ha-d, respectivamente.

Para los S-SO₄, cuando las lagunas operaron con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción fueron del 14,05% para *T. angustifolia*; 8,53% para *P. stratiotes*; 5,59% para *S. auriculata* y -0,66% para *E. crassipes*. Para un caudal de

1,5Q₁, los porcentajes de remoción de S-SO₄ fueron del 16,25% para *T. angustifolia*; 6,25% para *P. stratiotes* y *S. auriculata* y -0,66% para *E. crassipes*.

Con afluentes diluidos al 40% y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción de S-SO₄ fueron del 26,31% para *T. angustifolia*; 12,88% para *E. crassipes*; 10,26% para *P. stratiotes* y -8,28% para *S. auriculata*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de S-SO₄ fueron del 30,77% para *T. angustifolia*; 25,05% para *P. stratiotes*; 19,10% para *E. crassipes* y 3,35% para *S. auriculata*.

Con afluentes diluidos al 10% y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción de S-SO₄ fueron del 62,50% para *P. stratiotes*; 50,00% para *S. auriculata*; 26,67% para *T. angustifolia* y -50,00% para *E. crassipes*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de S-SO₄ fueron del 81,25% para *T. angustifolia*; 56,25% para *S. auriculata*; 43,75% para *P. stratiotes* y 31,25% para *E. crassipes*.

En afluentes sin diluir y diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, una mayor remoción de S-SO₄ cuando operaron con un caudal de 1,5Q₁ comparado con 2Q₁.

Entre especies se observó, en términos generales, que *T. angustifolia* presentó mayores remociones de S-SO₄ a un régimen de caudal de 1,5Q₁ y *P. stratiotes* a un régimen de caudal de 2Q₁.

4.4.2.8. Coliformes Totales y Fecales.

En la Tabla 4.13 se condensan los valores medios de coliformes totales y fecales de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales evaluadas durante el estado estable.

El valor promedio de los coliformes totales varió entre 2,4x10⁶ NMP/100 ml y 4,8x10⁶ NMP/100 ml en los afluentes sin diluir, entre 4,6x10⁵ NMP/100 ml y 6,8x10⁵ NMP/100 ml, en afluentes diluidos al 40% y entre 2,7x10⁵ NMP/100 ml y 2,9x10⁵ NMP/100 ml, en los afluentes diluidos al 10%.

El valor promedio de los coliformes fecales varió entre 2,3 x10³ NMP/100 ml y 4,3x10³ NMP/100 ml en los afluentes sin diluir, entre <3/100 ml y 4,8x10³ NMP/100 ml, en afluentes diluidos al 40% y entre <3/100 ml y 1,8x10³ NMP/100 ml, en los afluentes diluidos al 10%.

En la Tabla 4.14 se presentan los valores medios de remoción de coliformes totales y fecales durante el estado estable.

Para los coliformes totales, cuando las lagunas operaron con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción fueron del 97,14% para *S. auriculata*; 96,99% para *P. stratiotes*; 96,38% para *E. crassipes* y 86,55% para *T. angustifolia*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de los coliformes totales fueron del 96,83% para *T. angustifolia*; 96,69% para *E. crassipes* y *S. auriculata* y 93,27% para *P. stratiotes*.

Laguna	Coliformes totales (NMP/100ml) (4) [*]		Coliformes fecales (NMP/100ml) (4) [*]	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
EC 2Q ₁ C ₁	2,4x10 ⁶ ±1,1x10 ⁶	9,8x10 ⁴ ±9,2x10 ⁴	2,3x10 ³ ±4,5x10 ³	<3
EC 2Q ₁ C _{0,4}	4,6x10 ⁵ ±2,8x10 ⁵	1,2x10 ⁵ ±1,9x10 ⁵	<3	<3
EC 2Q ₁ C _{0,1}	2,9x10 ⁵ ±2,9x10 ⁵	3,2x10 ⁴ ±3,9x10 ⁴	<3	<3
EC 1,5Q ₁ C ₁	2,4x10 ⁶ ±1,1x10 ⁶	1,2x10 ⁵ ±1,9x10 ⁵	2,3x10 ³ ±4,5x10 ³	5,8x10 ² ±1,2x10 ³
EC 1,5Q ₁ C _{0,4}	4,6x10 ⁵ ±2,8x10 ⁵	2,5x10 ⁵ ±4,4x10 ⁵	<3	<3
EC 1,5Q ₁ C _{0,1}	2,9x10 ⁵ ±2,9x10 ⁵	2,2x10 ⁴ ±1,9x10 ⁴	<3	<3
PT 2Q ₁ C ₁	2,4x10 ⁶ ±1,1x10 ⁶	1,1x10 ⁵ ±1,9x10 ⁵	2,3x10 ³ ±4,5x10 ³	<3
PT 2Q ₁ C _{0,4}	4,6x10 ⁵ ±2,8x10 ⁵	2,8x10 ⁴ ±1,5x10 ⁴	<3	<3
PT 2Q ₁ C _{0,1}	2,9x10 ⁵ ±2,9x10 ⁵	1,6x10 ⁴ ±2,3x10 ⁴	<3	<3
PT 1,5Q ₁ C ₁	2,4x10 ⁶ ±1,1x10 ⁶	2,5x10 ⁵ ±4,4x10 ⁵	2,3x10 ³ ±4,5x10 ³	<3
PT 1,5Q ₁ C _{0,4}	4,6x10 ⁵ ±2,8x10 ⁵	5,5x10 ⁴ ±6,5x10 ⁴	<3	<3
PT 1,5Q ₁ C _{0,1}	2,9x10 ⁵ ±2,9x10 ⁵	1,6x10 ⁴ ±2,3x10 ⁴	<3	<3
SV 2Q ₁ C ₁	2,4x10 ⁶ ±1,1x10 ⁶	6,9x10 ⁴ ±6,4x10 ⁴	2,3x10 ³ ±4,5x10 ³	<3
SV 2Q ₁ C _{0,4}	4,6x10 ⁵ ±2,8x10 ⁵	6,1x10 ⁴ ±9,3x10 ⁴	<3	<3
SV 2Q ₁ C _{0,1}	2,9x10 ⁵ ±2,9x10 ⁵	1,3x10 ⁴ ±5,9x10 ³	<3	<3
SV 1,5Q ₁ C ₁	2,4x10 ⁶ ±1,1x10 ⁶	1,2x10 ⁵ ±1,9x10 ⁵	2,3x10 ³ ±4,5x10 ³	<3
SV 1,5Q ₁ C _{0,4}	4,6x10 ⁵ ±2,8x10 ⁵	2,2x10 ⁴ ±1,5x10 ³	<3	<3
SV 1,5Q ₁ C _{0,1}	2,9x10 ⁵ ±2,9x10 ⁵	1,8x10 ⁴ ±2,1x10 ⁴	<3	<3
TF 2Q ₁ C ₁	4,8x10 ⁶ ±3,0x10 ⁶	5,7x10 ⁵ ±4,0x10 ⁵	4,3x10 ³ ±7,2x10 ³	8,0x10 ¹ ±1,1x10 ²
TF 2Q ₁ C _{0,4}	6,8x10 ⁵ ±5,5x10 ⁵	4,3x10 ⁴ ±3,3x10 ⁴	4,8x10 ³ ±7,1x10 ³	4,5x10 ¹ ±5,2x10 ¹
TF 2Q ₁ C _{0,1}	2,7x10 ⁵ ±3,0x10 ⁵	2,3x10 ⁴ ±1,9x10 ⁴	1,8x10 ³ ±3,5x10 ³	<3
TF 1,5Q ₁ C ₁	2,4x10 ⁶ ±1,1x10 ⁶	1,1x10 ⁵ ±1,9x10 ⁵	2,3x10 ³ ±4,5x10 ³	<3
TF 1,5Q ₁ C _{0,4}	4,6x10 ⁵ ±2,8x10 ⁵	2,6x10 ⁴ ±9,4x10 ³	<3	<3
TF 1,5Q ₁ C _{0,1}	2,9x10 ⁵ ±2,9x10 ⁵	7,5x10 ³ ±1,0x10 ³	<3	<3

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. EC: *E. crassipes*, PT: *P. stratiotes*, SV: *S. auriculata*, TF: *T. angustifolia*, Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.13. Valores promedio de Coliformes totales y fecales.

Con afluentes diluidos al 40% y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción de coliformes totales fueron del 92,62% para *P. stratiotes*; 90,29% para *T. angustifolia*; 74,98% para *S. auriculata* y 53,15% para *E. crassipes*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de coliformes totales fueron del 93,46% para *S. auriculata*; 91,62% para *T. angustifolia*; 87,55% para *P. stratiotes* y - 2,53% para *E. crassipes*.

Con afluentes diluidos al 10% y a un régimen de caudal de 2Q₁, los porcentajes de remoción de coliformes totales fueron del 92,19% para *P. stratiotes*; 89,75% para *S. auriculata*; 87,59% para *T. angustifolia* y 39,17% para *E. crassipes*. Para un caudal de 1,5Q₁, los porcentajes de remoción de coliformes totales fueron del 93,38% para *T. angustifolia*; 90,04% para *P. stratiotes*; 87,00% para *S. auriculata* y 65,21% para *E. crassipes*.

En afluentes sin diluir y diluidos al 10% se observaron, para las diferentes especies, una mayor remoción de coliformes totales cuando operaron con un caudal de 1,5Q₁ comparado con 2Q₁.

Laguna	%Remoción Coliformes totales. (4)*	%Remoción Coliformes fecales. (4)*
<i>Eichhornia</i> 2Q ₁ C ₁	96,38±2,96	25,00±50,00
<i>Eichhornia</i> 2Q ₁ C _{0,4}	53,15±84,73	0,00±0,00
<i>Eichhornia</i> 2Q ₁ C _{0,1}	39,17±109,53	0,00±0,00
<i>Eichhornia</i> 1,5Q ₁ C ₁	96,69±4,46	0,00±0,00
<i>Eichhornia</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	-2,53±192,54	0,00±0,00
<i>Eichhornia</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	65,21±60,18	0,00±0,00
<i>Pistia</i> 2Q ₁ C ₁	96,99±4,67	25,00±50,00
<i>Pistia</i> 2Q ₁ C _{0,4}	92,62±3,26	0,00±0,00
<i>Pistia</i> 2Q ₁ C _{0,1}	92,19±11,51	0,00±0,00
<i>Pistia</i> 1,5Q ₁ C ₁	93,27±10,53	25,00±50,00
<i>Pistia</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	87,55±8,98	0,00±0,00
<i>Pistia</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	90,04±10,78	0,00±0,00
<i>Salvinia</i> 2Q ₁ C ₁	97,14±2,92	25,00±50,00
<i>Salvinia</i> 2Q ₁ C _{0,4}	74,98±41,48	0,00±0,00
<i>Salvinia</i> 2Q ₁ C _{0,1}	89,75±9,00	0,00±0,00
<i>Salvinia</i> 1,5Q ₁ C ₁	96,69±4,46	25,00±50,00
<i>Salvinia</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	93,46±4,00	0,00±0,00
<i>Salvinia</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	87,00±12,50	0,00±0,00
<i>Typha</i> 2Q ₁ C ₁	86,55±9,14	48,64±56,17
<i>Typha</i> 2Q ₁ C _{0,4}	90,29±9,24	49,29±56,92
<i>Typha</i> 2Q ₁ C _{0,1}	87,59±6,86	25,00±50,00
<i>Typha</i> 1,5Q ₁ C ₁	96,83±4,56	25,00±50,00
<i>Typha</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	91,62±6,84	0,00±0,00
<i>Typha</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	93,38±7,40	0,00±0,00

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio., Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.14. Valores promedio de Remoción de Coliformes totales y fecales.

Entre especies se observó, en términos generales, que *T. angustifolia* presentó mayores remociones de coliformes totales a un régimen de caudal de 1,5Q₁ y *P. stratiotes* a un régimen de caudal de 2Q₁.

En lo relacionado con la remoción de los coliformes fecales, dado que en la mayoría de los muestreos no se encontró la presencia de este grupo de microorganismos ni en los afluentes ni efluentes, el promedio estadístico de la remoción es bajo y para todos los casos menor al 50%.

Al igual que ocurrió con los coliformes totales, *E. crassipes* mostró los menores porcentajes de remoción de este grupo de microorganismos.

En general la disminución de coliformes totales y fecales, en las diferentes lagunas experimentales, estuvo entre 0 y 3 escalas logarítmicas.

4.4.3. Análisis estadístico de las variables respuesta.

En las Tablas 4.15 a 4.22 se presentan el promedio, la desviación estándar, los valores mínimos y máximos de las variables seleccionadas como variables respuesta y la tendencia de las mismas cuando el análisis de varianza, a un $\alpha = 0,05$, determinó que se presentó efecto de la concentración del afluente. En las Tablas 12.13 a 12.16 del capítulo de los anexos se presentan los componentes del análisis de varianza para las variables seleccionadas.

Variable	Concentración Afluente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	59,39	Lineal	2,92	55,41	61,82
	0,4	71,70		1,35	69,88	73,10
	0,1	79,26		3,72	75,00	82,61
Remoción SST (%)	1,0	59,49	No hay efecto	14,48	41,30	76,47
	0,4	58,40		22,57	27,78	81,25
	0,1	77,52		24,34	41,67	94,44
Remoción N _{Total} (%)	1,0	36,39	No hay efecto	24,93	14,22	63,77
	0,4	40,33		8,16	29,47	47,79
	0,1	48,22		11,03	36,35	60,08
Remoción P _{Total} (%)	1,0	34,85	No hay efecto	15,62	18,20	51,75
	0,4	55,44		16,71	35,75	76,22
	0,1	60,82		35,47	10,74	87,50
Remoción Potasio (%)	1,0	11,33	Lineal	6,30	6,77	20,54
	0,4	41,38		14,77	21,07	56,48
	0,1	66,19		4,74	60,00	71,54
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,2949	Lineal	0,0256	0,2620	0,3200
	0,4	0,3926		0,0195	0,3710	0,4181
	0,1	0,4935		0,0383	0,4461	0,5398
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,3117	No hay efecto	0,1231	0,1728	0,4717
	0,4	0,3079		0,1726	0,1006	0,5150
	0,1	0,5949		0,3344	0,1734	0,9598
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,1693	No hay efecto	0,1387	0,0498	0,3310
	0,4	0,1621		0,0394	0,1111	0,1999
	0,1	0,2116		0,0721	0,1394	0,3049
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,1478	No hay efecto	0,0820	0,0652	0,2422
	0,4	0,2699		0,1283	0,1361	0,4419
	0,1	0,3849		0,2768	0,0366	0,6160
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,0401	Lineal	0,0247	0,0226	0,0764
	0,4	0,1730		0,0753	0,0732	0,2560
	0,1	0,3404		0,0387	0,2827	0,3636

Tabla 4.15. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *E. crassipes*. 1,5Q₁.

En la Tabla 4.15 se presentan los resultados para la especie *E. crassipes*, operando a un caudal de 1,5Q₁. El análisis de varianza, en este caso, no mostró efecto de la concentración del afluente sobre los porcentajes de remoción de los Sólidos Suspendedos Totales (SST),

Nitrógeno total (N_T) y Fósforo Total (P_T), ni sobre los coeficientes de eliminación de estos parámetros. Se presentó efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción y sobre los coeficientes de eliminación de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5) y del Potasio (K), presentando estas variables una tendencia lineal negativa (menores valores a mayor concentración de afluente).

Variable	Concentración Afluente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO_5 (%)	1,0	53,02	Lineal	2,00	50,27	54,55
	0,4	60,58		2,25	57,23	62,03
	0,1	71,14		1,31	69,57	72,73
Remoción SST (%)	1,0	39,81	Lineal	23,67	18,00	73,17
	0,4	59,13		10,65	52,63	75,00
	0,1	86,01		17,36	60,00	95,83
Remoción N_{Total} (%)	1,0	34,73	No hay efecto	11,04	23,92	45,58
	0,4	37,62		21,36	16,55	58,49
	0,1	42,97		24,27	7,14	58,69
Remoción P_{Total} (%)	1,0	20,05	No hay efecto	13,67	0,00	30,78
	0,4	31,38		12,96	14,33	45,84
	0,1	37,55		25,18	11,11	71,43
Remoción Potasio (%)	1,0	23,99	No hay efecto	24,09	5,18	56,87
	0,4	27,94		9,62	15,82	37,55
	0,1	28,94		6,41	20,00	33,82
Coeficiente eliminación (K_{DBO}) (d^{-1})	1,0	0,2698	Lineal	0,0122	0,2558	0,2808
	0,4	0,3486		0,0156	0,3270	0,3642
	0,1	0,4518		0,0405	0,4224	0,5108
Coeficiente eliminación (K_{SST}) (d^{-1})	1,0	0,2125	Lineal	0,1877	0,0707	0,4888
	0,4	0,3473		0,1173	0,2734	0,5215
	0,1	0,8983		0,3988	0,3090	1,1492
Coeficiente eliminación (K_{NT}) (d^{-1})	1,0	0,1541	No hay efecto	0,0542	0,1031	0,2167
	0,4	0,1945		0,1345	0,0681	0,3385
	0,1	0,2238		0,1327	0,0267	0,3064
Coeficiente eliminación (K_{PT}) (d^{-1})	1,0	0,0841	No hay efecto	0,0591	0,0000	0,1367
	0,4	0,1462		0,0698	0,0566	0,2271
	0,1	0,2057		0,1975	0,0426	0,4926
Coeficiente eliminación (K_K) (d^{-1})	1,0	0,1092	No hay efecto	0,1184	0,0190	0,2735
	0,4	0,1244		0,0473	0,0663	0,1743
	0,1	0,1257		0,0364	0,0804	0,1623

Tabla 4.16. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *E. crassipes*. 2Q₁.

En la Tabla 4.16 se presentan los resultados para la especie *E. crassipes*, operando a un caudal de 2Q₁. El análisis de varianza no mostró efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción del N_T , P_T , K ni sobre los coeficientes de eliminación de estos parámetros.

Se presentó efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción y sobre los coeficientes de eliminación de la DBO₅ y de los SST, presentando estas variables una tendencia lineal negativa.

Variable	Concentración Afluyente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	62,34	Cuadrática	2,04	60,73	65,07
	0,4	73,47		1,37	71,69	75,00
	0,1	74,31		3,39	71,43	79,17
Remoción SST (%)	1,0	49,33	No hay efecto	17,77	24,00	62,35
	0,4	74,44		15,02	57,89	93,75
	0,1	61,44		68,76	-41,67	97,22
Remoción N _{Total} (%)	1,0	28,70	No hay efecto	11,52	12,06	37,41
	0,4	36,98		16,97	18,38	58,24
	0,1	43,52		5,15	39,40	50,58
Remoción P _{Total} (%)	1,0	23,17	No hay efecto	10,01	10,70	34,17
	0,4	41,77		10,52	29,08	52,34
	0,1	59,96		27,34	21,60	85,71
Remoción Potasio (%)	1,0	22,73	No hay efecto	10,15	10,27	33,89
	0,4	25,26		13,70	10,57	43,65
	0,1	36,73		5,25	31,62	43,08
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,2638	Cuadrática	0,0166	0,2478	0,2870
	0,4	0,4130		0,0265	0,3810	0,4399
	0,1	0,4432		0,0612	0,3813	0,5215
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,1958	No hay efecto	0,0905	0,0726	0,2666
	0,4	0,4917		0,2782	0,2745	0,8970
	0,1	0,7585		0,6101	-0,1158	1,2656
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,0933	No hay efecto	0,0408	0,0356	0,1279
	0,4	0,1544		0,0946	0,0610	0,2825
	0,1	0,1872		0,0421	0,1554	0,2489
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,0730	No hay efecto	0,0354	0,0299	0,1141
	0,4	0,1717		0,0555	0,1090	0,2238
	0,1	0,3588		0,2509	0,0809	0,6872
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,0714	No hay efecto	0,0350	0,0287	0,1095
	0,4	0,0960		0,0640	0,0337	0,1856
	0,1	0,1478		0,0175	0,1342	0,1715

Tabla 4.17. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *P. stratiotes*. 1,5Q₁.

En la Tabla 4.17 se presentan los resultados para la especie *P. stratiotes*, operando a un caudal de 1,5Q₁. El análisis de varianza, en este caso, sólo mostró efecto de la concentración del afluyente sobre los porcentajes de remoción y el coeficiente de eliminación de la DBO₅, presentando estas variables una tendencia cuadrática.

Variable	Concentración Afluyente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	55,41	Lineal	4,39	50,81	60,45
	0,4	62,41		4,48	57,83	66,67
	0,1	63,91		1,14	62,50	65,22
Remoción SST (%)	1,0	50,56	Lineal	16,81	26,00	63,41
	0,4	46,22		32,25	5,56	79,17
	0,1	88,96		4,48	83,33	93,33
Remoción N _{Total} (%)	1,0	24,90	No hay efecto	10,89	8,71	31,54
	0,4	32,69		5,87	23,95	36,56
	0,1	42,47		15,37	20,88	54,26
Remoción P _{Total} (%)	1,0	26,37	No hay efecto	19,01	3,46	50,00
	0,4	40,37		20,15	12,93	58,39
	0,1	61,88		29,58	22,22	92,38
Remoción Potasio (%)	1,0	25,38	No hay efecto	19,88	9,84	54,25
	0,4	29,45		7,42	21,84	38,17
	0,1	28,37		6,85	18,89	34,01
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,2722	Lineal	0,0433	0,2318	0,3149
	0,4	0,3398		0,0509	0,2886	0,3902
	0,1	0,3638		0,0243	0,3415	0,3984
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,2465	Cuadrática	0,0978	0,1022	0,3185
	0,4	0,2715		0,2384	0,0191	0,5701
	0,1	0,8035		0,1141	0,7040	0,9065
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,0993	No hay efecto	0,0471	0,0289	0,1286
	0,4	0,1375		0,0300	0,0926	0,1553
	0,1	0,2060		0,0924	0,0854	0,2943
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,1102	No hay efecto	0,0884	0,0119	0,2264
	0,4	0,1910		0,1080	0,0474	0,2967
	0,1	0,4423		0,3237	0,0917	0,8537
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,1056	No hay efecto	0,0965	0,0368	0,2477
	0,4	0,1226		0,0415	0,0824	0,1747
	0,1	0,1217		0,0402	0,0709	0,1561

Tabla 4.18. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *P. stratiotes*. 2Q₁.

En la Tabla 4.18 se presentan los resultados para la especie *P. stratiotes*, operando a un caudal de 2Q₁. El análisis de varianza, no mostró efecto de la concentración del afluyente sobre los porcentajes de remoción y los coeficientes de eliminación del N_T, P_T y K.

Se presentó efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción y sobre los coeficientes de eliminación de la DBO₅ y de los SST, presentando estas variables una tendencia lineal negativa, excepto el coeficiente de eliminación de SST que presentó una tendencia cuadrática.

Variable	Concentración Afluyente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	57,45	Cuadrática	2,68	54,79	60,45
	0,4	74,82		2,97	71,08	78,33
	0,1	78,47		3,52	75,00	83,33
Remoción SST (%)	1,0	48,17	No hay efecto	17,56	29,00	66,47
	0,4	66,94		14,68	52,78	85,42
	0,1	77,48		32,58	29,17	97,22
Remoción N _{Total} (%)	1,0	34,79	No hay efecto	9,39	27,65	48,60
	0,4	34,81		17,26	22,48	60,34
	0,1	34,73		16,25	13,97	52,25
Remoción P _{Total} (%)	1,0	31,10	No hay efecto	7,67	24,15	39,32
	0,4	39,49		7,38	29,41	45,84
	0,1	62,91		28,51	21,73	87,50
Remoción Potasio (%)	1,0	24,61	No hay efecto	21,59	2,56	54,27
	0,4	28,65		24,61	10,28	62,50
	0,1	33,66		4,82	28,77	40,22
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,2282	Lineal	0,0172	0,2147	0,2530
	0,4	0,3750		0,0475	0,3186	0,4348
	0,1	0,3990		0,0630	0,3302	0,4801
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,1896	No hay efecto	0,1020	0,0934	0,3107
	0,4	0,3251		0,1460	0,1926	0,5250
	0,1	0,6031		0,3988	0,0924	0,9286
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,1178	No hay efecto	0,0483	0,0854	0,1892
	0,4	0,1268		0,0915	0,0654	0,2629
	0,1	0,1140		0,0612	0,0403	0,1880
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,1015	No hay efecto	0,0342	0,0710	0,1421
	0,4	0,1362		0,0277	0,0990	0,1637
	0,1	0,3028		0,1773	0,0656	0,4952
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,0842	No hay efecto	0,0855	0,0071	0,2066
	0,4	0,1068		0,1122	0,0287	0,2675
	0,1	0,1067		0,0240	0,0808	0,1379

Tabla 4.19. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *S. auriculata*. 1,5Q₁.

En la Tabla 4.19 se presentan los resultados para la especie *S. auriculata*, operando a un caudal de 1,5Q₁. El análisis de varianza sólo mostró efecto de la concentración del afluyente sobre el porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de la DBO₅, siendo la tendencia lineal negativa para el coeficiente de eliminación y cuadrática para el porcentaje de remoción.

Variable	Concentración Afluyente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	46,94	Cuadrática	1,72	44,55	48,59
	0,4	64,91		3,32	61,45	68,33
	0,1	74,40		2,43	71,43	77,27
Remoción SST (%)	1,0	64,80	Lineal	14,13	45,65	78,82
	0,4	70,57		8,94	58,33	78,95
	0,1	86,79		7,16	77,78	93,33
Remoción N _{Total} (%)	1,0	27,75	No hay efecto	14,34	11,44	41,94
	0,4	30,52		20,63	7,82	55,23
	0,1	39,52		17,31	14,29	52,63
Remoción P _{Total} (%)	1,0	25,41	No hay efecto	6,54	17,28	31,72
	0,4	39,97		20,58	14,09	60,00
	0,1	55,50		35,26	11,48	87,50
Remoción Potasio (%)	1,0	21,06	No hay efecto	17,18	4,74	44,07
	0,4	34,06		9,57	21,07	43,77
	0,1	33,33		5,53	26,62	40,00
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,1982	Lineal	0,0126	0,1839	0,2113
	0,4	0,3511		0,0455	0,3058	0,3994
	0,1	0,4892		0,0464	0,4520	0,5517
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,3443	Lineal	0,1269	0,1976	0,5074
	0,4	0,4213		0,1123	0,2809	0,5412
	0,1	0,7653		0,2053	0,5600	0,9858
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,1077	No hay efecto	0,0668	0,0397	0,1769
	0,4	0,1321		0,1017	0,0278	0,2578
	0,1	0,1926		0,0988	0,0518	0,2782
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,0932	No hay efecto	0,0307	0,0617	0,1247
	0,4	0,1830		0,1110	0,0527	0,2939
	0,1	0,3882		0,3221	0,0437	0,7570
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,0763	No hay efecto	0,0636	0,0158	0,1606
	0,4	0,1416		0,0472	0,0759	0,1863
	0,1	0,1452		0,0245	0,1127	0,1718

Tabla 4.20. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *S. auriculata*. 2Q₁.

En la Tabla 4.20 se presentan los resultados para la especie *S. auriculata*, operando a un caudal de 2Q₁. El análisis de varianza mostró efecto de la concentración del afluyente sobre los porcentajes de remoción y los coeficientes de eliminación de la DBO₅ y de los SST, siendo la tendencia de estas variables lineal negativa, excepto para el porcentaje de remoción de la DBO₅ que presentó una tendencia cuadrática.

Variable	Concentración Afluyente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	56,68	Cuadrática	3,94	51,89	61,36
	0,4	74,25		2,40	71,69	77,22
	0,1	66,09		1,71	64,29	68,18
Remoción SST (%)	1,0	51,70	Lineal	15,71	36,00	69,51
	0,4	76,58		4,94	72,22	83,33
	0,1	83,66		16,84	60,00	96,88
Remoción N _{Total} (%)	1,0	33,03	No hay efecto	13,38	14,14	45,69
	0,4	35,44		12,74	20,66	48,71
	0,1	62,78		21,87	37,21	88,23
Remoción P _{Total} (%)	1,0	26,26	Lineal	13,56	10,37	43,19
	0,4	42,61		11,01	28,58	54,23
	0,1	70,97		32,52	22,96	93,60
Remoción Potasio (%)	1,0	17,03	No hay efecto	20,54	2,59	47,46
	0,4	29,13		24,77	5,25	56,22
	0,1	40,96		11,45	31,99	57,08
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,5893	Cuadrática	0,0532	0,5236	0,6516
	0,4	0,8358		0,0746	0,7434	0,9173
	0,1	0,7588		0,0879	0,6590	0,8651
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,5427	Lineal	0,2439	0,3058	0,8340
	0,4	0,9039		0,1527	0,7547	1,1112
	0,1	1,6077		0,8314	0,5864	2,3781
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,2910	No hay efecto	0,1342	0,1091	0,4328
	0,4	0,2795		0,1262	0,1364	0,4140
	0,1	0,8102		0,5185	0,3193	1,5315
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,2250	Lineal	0,1369	0,0750	0,4046
	0,4	0,3494		0,1191	0,2109	0,4847
	0,1	1,1556		0,7054	0,1868	1,7590
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,1513	No hay efecto	0,2020	0,0180	0,4519
	0,4	0,2441		0,2300	0,0318	0,5122
	0,1	0,3724		0,1174	0,2912	0,5413

Tabla 4.21. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *T. angustifolia*. 1,5Q₁.

En la Tabla 4.21 se presentan los resultados para la especie *T. angustifolia*, operando a un caudal de 1,5Q₁. El análisis de varianza, en este caso, no mostró efecto de la concentración del afluyente sobre los porcentajes de remoción y los coeficientes de eliminación del N_T y K.

Se presentó efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción y sobre los coeficientes de eliminación de la DBO₅, SST y P_T, presentando estas variables una tendencia lineal negativa, excepto el coeficiente de eliminación y el porcentaje de remoción de la DBO₅, que presentaron una tendencia cuadrática.

Variable	Concentración Afluyente (% expresado como fracción)	Promedio	Tendencia	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0	37,07	Lineal	3,83	33,23	42,20
	0,4	49,59		3,24	46,72	54,25
	0,1	56,65		2,29	54,46	58,90
Remoción SST (%)	1,0	36,10	Lineal	13,21	21,97	53,21
	0,4	44,00		9,53	35,80	56,73
	0,1	65,23		4,42	60,98	71,43
Remoción N _{Total} (%)	1,0	28,46	No hay efecto	11,47	13,09	40,83
	0,4	27,95		6,77	19,16	35,54
	0,1	26,62		7,90	17,31	33,31
Remoción P _{Total} (%)	1,0	19,57	No hay efecto	8,48	8,35	28,17
	0,4	20,32		7,13	12,20	29,47
	0,1	28,43		4,62	22,84	34,05
Remoción Potasio (%)	1,0	15,93	No hay efecto	6,58	10,91	25,56
	0,4	16,42		5,43	10,19	21,56
	0,1	29,45		13,09	17,13	45,14
Coeficiente eliminación (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0	0,4176	Lineal	0,0649	0,3532	0,5069
	0,4	0,5381		0,0447	0,4881	0,5964
	0,1	0,7315		0,0434	0,6877	0,7827
Coeficiente eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0	0,4145	Lineal	0,1886	0,2294	0,6717
	0,4	0,4665		0,1533	0,3381	0,6754
	0,1	0,9289		0,1158	0,8319	1,0952
Coeficiente eliminación (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0	0,3074	No hay efecto	0,1365	0,1269	0,4588
	0,4	0,2601		0,0751	0,1649	0,3486
	0,1	0,2738		0,0919	0,1680	0,3588
Coeficiente eliminación (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0	0,1980	No hay efecto	0,0923	0,0807	0,2993
	0,4	0,1808		0,0709	0,0992	0,2707
	0,1	0,2937		0,0570	0,2293	0,3639
Coeficiente eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1,0	0,1572	No hay efecto	0,0706	0,1069	0,2610
	0,4	0,1429		0,0542	0,0819	0,1958
	0,1	0,3186		0,1737	0,1661	0,5367

Tabla 4.22. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para *T. angustifolia*. 2Q₁.

En la Tabla 4.22 se presentan los resultados para la especie *T. angustifolia*, operando a un caudal de 2Q₁. El análisis de varianza no mostró efecto de la concentración del afluyente sobre los porcentajes de remoción y los coeficientes de eliminación del N_T, P_T y K.

Se presentó efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción y sobre los coeficientes de eliminación de la DBO₅ y de los SST, presentando estas variables una tendencia lineal negativa.

4.4.3.1. Efecto de las lagunas experimentales en la remoción de los parámetros de interés.

En la Tabla 4.23 se presenta la remoción promedio alcanzada en el estado estable y expresada en $\text{mg/m}^2\text{-d}$, de la DBO_5 , SST, N_T , P_T , K y S, para las lagunas experimentales que contenían las plantas acuáticas.

Laguna	$\text{mg/m}^2 - \text{día}$					
	DBO_5	SST	N_T	P_T	K	S
<i>Eichhornia</i> 2Q ₁ C ₁	33620	10743	4685	427	10739	-8
<i>Eichhornia</i> 2Q ₁ C _{0,4}	14008	6989	2260	305	4035	110
<i>Eichhornia</i> 2Q ₁ C _{0,1}	3528	6853	715	116	1232	-162
<i>Eichhornia</i> 1,5Q ₁ C ₁	27418	11688	3574	540	3693	-6
<i>Eichhornia</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	12138	5053	1774	394	4374	120
<i>Eichhornia</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	2948	4577	602	141	2114	76
<i>Pistia</i> 2Q ₁ C ₁	34761	13499	3323	556	11240	107
<i>Pistia</i> 2Q ₁ C _{0,4}	14230	5387	1937	386	4193	87
<i>Pistia</i> 2Q ₁ C _{0,1}	3158	6979	705	190	1204	202
<i>Pistia</i> 1,5Q ₁ C ₁	27737	9342	2716	346	7138	56
<i>Pistia</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	12379	6410	1619	295	2658	156
<i>Pistia</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	2796	3712	550	140	1187	107
<i>Salvinia</i> 2Q ₁ C ₁	29607	17394	3723	538	9378	70
<i>Salvinia</i> 2Q ₁ C _{0,4}	14773	8210	1805	382	4840	-70
<i>Salvinia</i> 2Q ₁ C _{0,1}	3754	6953	670	174	1444	165
<i>Salvinia</i> 1,5Q ₁ C ₁	25373	9052	3268	461	7671	55
<i>Salvinia</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	11666	5335	1410	258	2790	19
<i>Salvinia</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	2678	4237	398	133	987	125
<i>Typha</i> 2Q ₁ C ₁	59396	15057	4851	758	8744	186
<i>Typha</i> 2Q ₁ C _{0,4}	29294	8591	2236	382	4047	200
<i>Typha</i> 2Q ₁ C _{0,1}	12125	4205	658	172	2251	101
<i>Typha</i> 1,5Q ₁ C ₁	27110	10525	3360	422	5750	155
<i>Typha</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	12299	6484	1525	296	3013	189
<i>Typha</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	2452	4928	782	164	1305	197

Tabla 4.23. Remoción promedio de contaminantes de cada laguna experimental.

Cuando las especies acuáticas estuvieron operando con un caudal de 2Q₁ y afluentes sin diluir, las máximas remociones de la DBO_5 se alcanzaron con *T. angustifolia* y fueron de 59396 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, seguida de *P. stratiotes* con 34761 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, *E. crassipes* con 33620 $\text{mg/m}^2\text{-d}$ y *S. auriculata* con 29607 $\text{mg/m}^2\text{-d}$.

Para los SST, las máximas remociones se alcanzaron con *S. auriculata* y fueron de 17394 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, seguida de *T. angustifolia* con 15057 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, *P. stratiotes* con 13499 $\text{mg/m}^2\text{-d}$ y *E. crassipes* con 10743 $\text{mg/m}^2\text{-d}$.

Para N_T , las máximas remociones se alcanzaron con *T. angustifolia*, siendo de 4851 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, seguida de *E. crassipes* con 4685 $\text{mg/m}^2\text{-d}$, *S. auriculata* con 3723 $\text{mg/m}^2\text{-d}$ y *P. stratiotes* con 3323 $\text{mg/m}^2\text{-d}$.

Para P_T , las máximas remociones se alcanzaron con *T. angustifolia*, siendo de 758 mg/m²-d, seguida de *P. stratiotes* con 556 mg/m²-d, *S. auriculata* con 538 mg/m²-d y *E. crassipes* con 427 mg/m²-d.

Para K, las máximas remociones se alcanzaron con *P. stratiotes*, siendo de 11240 mg/m²-d, seguida de *E. crassipes* con 10739 mg/m²-d, *S. auriculata* con 9378 mg/m²-d y *T. angustifolia* con 8744 mg/m²-d.

Para S, las máximas remociones se alcanzaron con *T. angustifolia*, siendo de 186 mg/m²-d, seguida de *P. stratiotes* con 107 mg/m²-d, *S. auriculata* con 70 mg/m²-d y *E. crassipes* con -8 mg/m²-d.

Cuando las especies acuáticas estuvieron operando con un caudal de 1,5Q₁ y afluentes sin diluir, las máximas remociones de la DBO₅ se alcanzaron con *P. stratiotes* y fueron de 27737 mg/m²-d, seguida de *E. crassipes* con 27418 mg/m²-d, *T. angustifolia* con 27110 mg/m²-d y *S. auriculata* con 25373 mg/m²-d.

Para los SST, las máximas remociones se alcanzaron con *E. crassipes* y fueron de 11688 mg/m²-d, seguida de *T. angustifolia* con 10525 mg/m²-d, *P. stratiotes* con 9342 mg/m²-d y *S. auriculata* con 9052 mg/m²-d.

Para N_T , las máximas remociones se alcanzaron con *E. crassipes*, siendo de 3574 mg/m²-d, seguida de *T. angustifolia* con 3360 mg/m²-d, *S. auriculata* con 3268 mg/m²-d y *P. stratiotes* con 2716 mg/m²-d.

Para P_T , las máximas remociones se alcanzaron con *E. crassipes*, siendo de 540 mg/m²-d, seguida de *S. auriculata* con 461 mg/m²-d, *T. angustifolia* con 422 mg/m²-d y *P. stratiotes* con 346 mg/m²-d.

Para K, las máximas remociones se alcanzaron con *S. auriculata*, siendo de 7671 mg/m²-d, seguida de *P. stratiotes* con 7138 mg/m²-d, *T. angustifolia* con 5750 mg/m²-d y *E. crassipes* con 3693 mg/m²-d.

Para S, las máximas remociones se alcanzaron con *T. angustifolia*, siendo de 155 mg/m²-d, seguida de *P. stratiotes* con 56 mg/m²-d, *S. auriculata* con 55 mg/m²-d y *E. crassipes* con -6 mg/m²-d.

En las Figuras 4.4 a 4.8 se grafican los valores medios de carga aplicada y de remoción, de las variables DBO₅, SST, N_T , P_T y K, en g/m²-día, para las diferentes especies acuáticas operando a los 2 regímenes de caudal (1,5Q₁ y 2Q₁).

Mediante regresiones lineales y no lineales se obtuvieron las ecuaciones que se presentan en los gráficos y que correspondieron en su mayoría a líneas rectas (con coeficientes de determinación muy altos), que permitieron relacionar las remociones obtenidas con la carga aplicada en las lagunas experimentales, a las condiciones del ensayo.

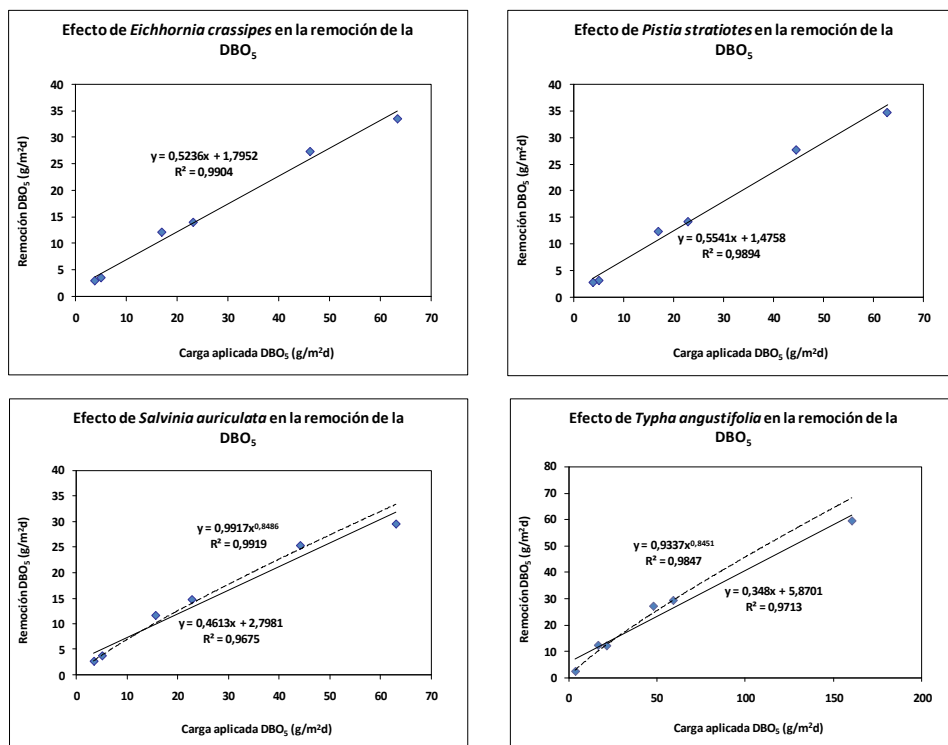


Figura 4.4. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de la DBO₅ para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de 1,5Q₁ y 2Q₁.

En la Figura 4.4 se presentan las ecuaciones de regresión obtenidas, que permiten relacionar la carga aplicada de la DBO₅ expresada en g/m²-d y la remoción de la DBO₅ alcanzada con las 4 especies de plantas acuáticas, expresadamente igualmente en g/m²d, a los 2 regímenes de caudal evaluados.

Para las especies *E. crassipes* y *P. stratiotes*, los mayores coeficientes de determinación de las ecuaciones se obtuvieron mediante regresiones lineales y para las especies *S. auriculata* y *T. angustifolia*, si bien la ecuación obtenida mediante la regresión lineal presentó coeficientes de determinación altos, se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación mediante regresiones potenciales.

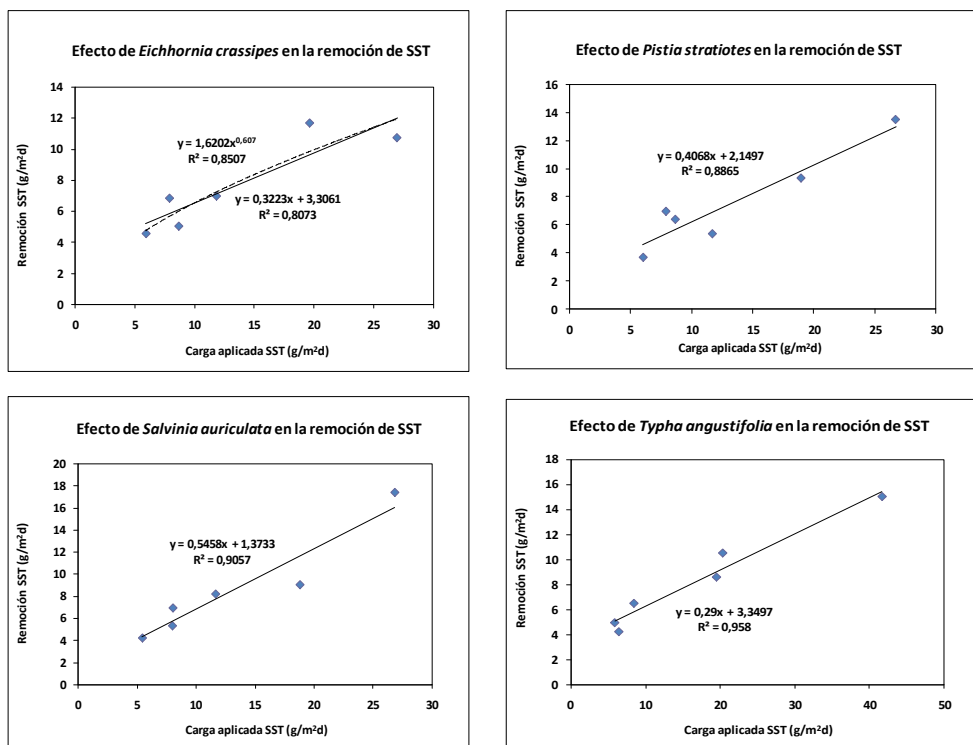


Figura 4.5. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de los SST para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de 1,5Q₁ y 2Q₁.

En la Figura 4.5 se presentan las ecuaciones de regresión obtenidas, que permiten describir la relación entre la carga aplicada de los SST, expresada en g/m²-d y la remoción de los SST alcanzada con las 4 especies de plantas acuáticas, expresada igualmente en g/m²-d, a los 2 regímenes de caudal evaluados.

Para las especies *P. stratiotes*, *S. auriculata* y *T. angustifolia*, los mayores coeficientes de determinación de las ecuaciones se obtuvieron mediante regresiones lineales y para la especie *E. crassipes*, se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación mediante regresión potencial.

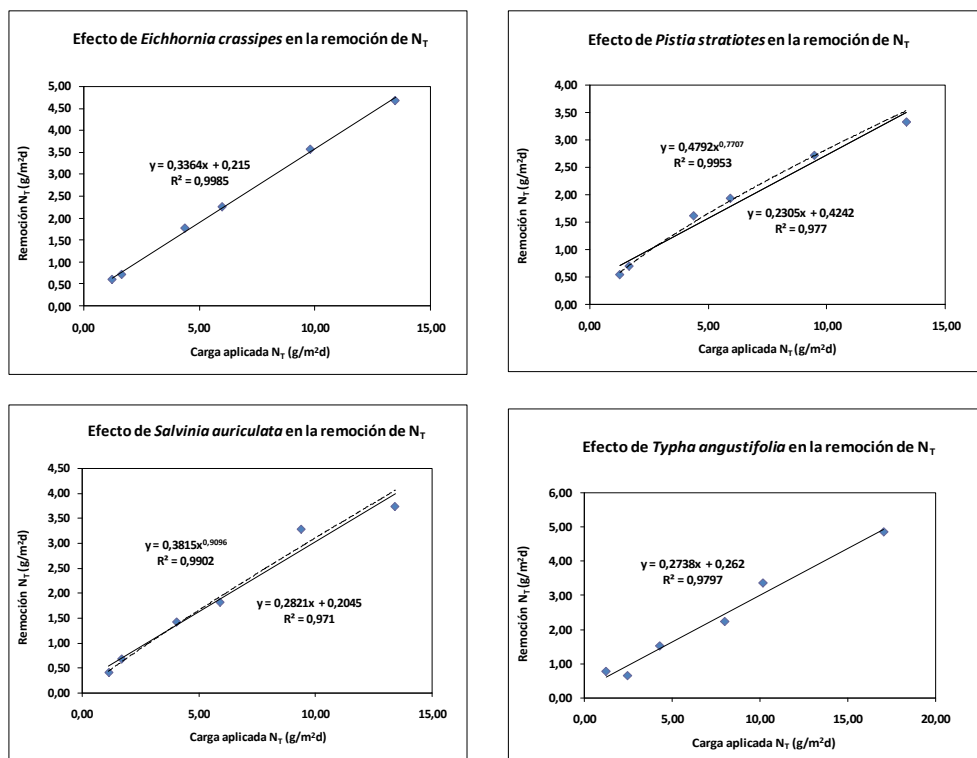


Figura 4.6. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del N_T para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de $1,5Q_1$ y $2Q_1$.

En la Figura 4.6 se presentan las ecuaciones de regresión obtenidas, que permiten describir la relación entre la carga aplicada de N_T , expresada en g/m²-d y la remoción del N_T alcanzada con las 4 especies de plantas acuáticas, expresadamente igualmente en g/m²-d, a los 2 regímenes de caudal evaluados.

Para las especies *E. crassipes* y *T. angustifolia*, los mayores coeficientes de determinación de las ecuaciones se obtuvieron mediante regresiones lineales y para las especies *P. stratiotes* y *S. auriculata*, si bien la ecuación obtenida mediante la regresión lineal presentó coeficientes de determinación altos, se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación mediante regresión potencial.

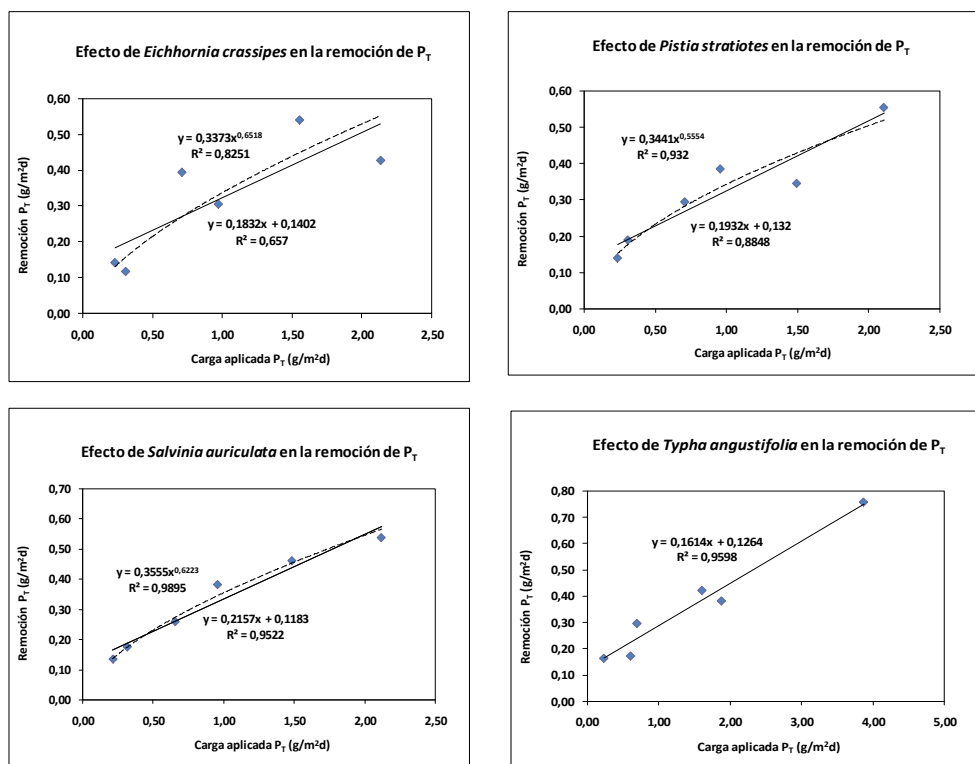


Figura 4.7. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del P_T para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de $1,5Q_1$ y $2Q_1$.

En la Figura 4.7 se presentan las ecuaciones de regresión obtenidas, que permiten describir la relación entre la carga aplicada de P_T , expresada en g/m²-d y la remoción del P_T alcanzada con las 4 especies de plantas acuáticas, expresadamente igualmente en g/m²d, a los 2 regímenes de caudal evaluados.

Para la especie *T. angustifolia*, los mayores coeficientes de determinación de las ecuaciones se obtuvieron mediante regresión lineal y para las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*, se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación mediante regresión potencial.

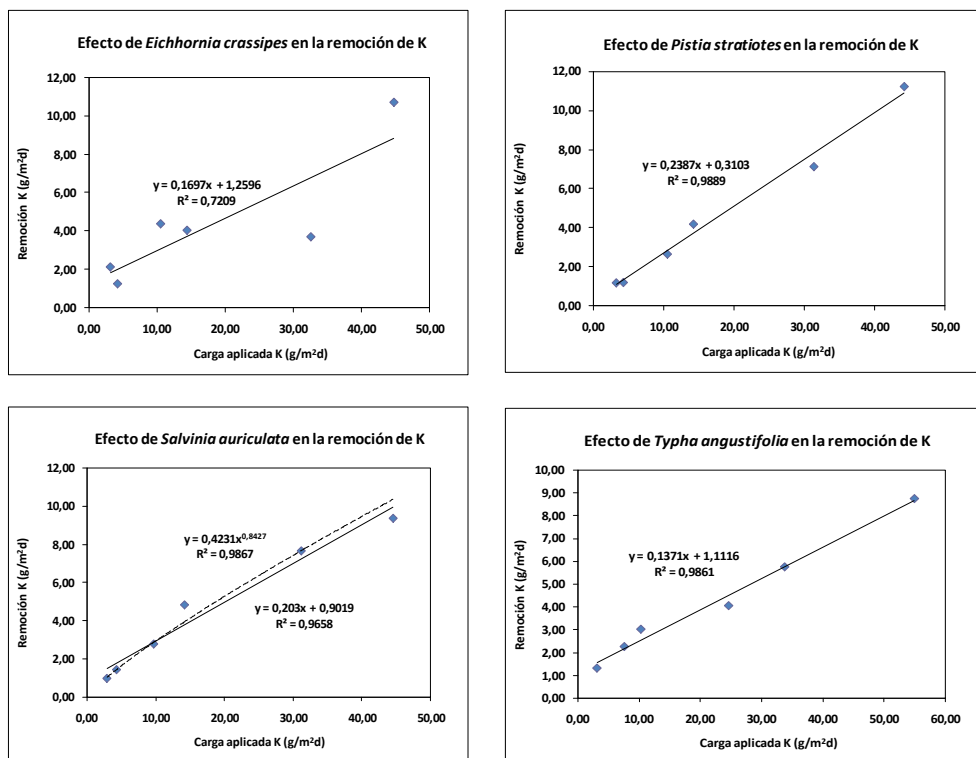


Figura 4.8. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del K para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de 1,5Q₁ y 2Q₁.

En la Figura 4.8 se presentan las ecuaciones de regresión obtenidas, que permiten describir la relación entre la carga aplicada de K, expresada en g/m²-d y la remoción del K alcanzada con las 4 especies de plantas acuáticas, expresadamente igualmente en g/m²-d, a los 2 regímenes de caudal evaluados.

Los menores valores de ajuste de la ecuación, representados por coeficiente de determinación se presentaron para la especie *E. crassipes*. Para la especie *S. auriculata*, se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación mediante regresión potencial.

4.4.4. Caracterización de la biomasa.

4.4.4.1. Tasas de crecimiento.

En la Tabla 4.24 se presentan las tasas medias de crecimiento de las 3 especies acuáticas flotantes, durante el estado estable.

Especie - Tratamiento	Promedio \pm Desviación Estándar (4)*	
	g/m ² -día	Ton/ha-año
<i>Eichhornia</i> 2Q ₁ C ₁	0,00 \pm 38,88	0 \pm 142
<i>Eichhornia</i> 2Q ₁ C _{0,4}	29,76 \pm 65,57	109 \pm 239
<i>Eichhornia</i> 2Q ₁ C _{0,1}	23,81 \pm 82,48	87 \pm 301
<i>Eichhornia</i> 1,5Q ₁ C ₁	232,14 \pm 11,90	847 \pm 43
<i>Eichhornia</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	226,19 \pm 13,75	826 \pm 50
<i>Eichhornia</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	154,76 \pm 62,99	565 \pm 230
<i>Pistia</i> 2Q ₁ C ₁	23,81 \pm 27,49	87 \pm 100
<i>Pistia</i> 2Q ₁ C _{0,4}	119,05 \pm 19,44	435 \pm 71
<i>Pistia</i> 2Q ₁ C _{0,1}	142,86 \pm 0,00	521 \pm 0
<i>Pistia</i> 1,5Q ₁ C ₁	130,95 \pm 23,81	478 \pm 87
<i>Pistia</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	166,67 \pm 0,00	608 \pm 0
<i>Pistia</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	208,33 \pm 11,90	760 \pm 43
<i>Salvinia</i> 2Q ₁ C ₁	-41,67 \pm 11,90	-152 \pm 43
<i>Salvinia</i> 2Q ₁ C _{0,4}	71,43 \pm 0,00	261 \pm 0
<i>Salvinia</i> 2Q ₁ C _{0,1}	83,33 \pm 13,75	304 \pm 50
<i>Salvinia</i> 1,5Q ₁ C ₁	-35,71 \pm 23,81	-130 \pm 87
<i>Salvinia</i> 1,5Q ₁ C _{0,4}	65,48 \pm 11,90	239 \pm 43
<i>Salvinia</i> 1,5Q ₁ C _{0,1}	95,24 \pm 0,00	348 \pm 0

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.24. Tasa de crecimiento de las macrófitas, en g/m²-día.

Operando con afluentes sin diluir y a un régimen de caudal de 2Q₁, las mayores tasas de crecimiento se alcanzaron con *P. stratiotes* y fueron de 23,81 g/m²-d, seguida de *E. crassipes* con 0,00 g/m²-d y *S. auriculata* que presentó mortalidad (-41,67 g/m²-d). Para un régimen de caudal de 1,5Q₁, las mayores tasas de crecimiento se alcanzaron con *E. crassipes* y fueron de 232,14 g/m²-d, seguida de *P. stratiotes* con 130,95 g/m²-d y *S. auriculata* que presentó nuevamente mortalidad (-35,71 g/m²-d).

Operando con afluentes diluidos al 40% y a un régimen de caudal de 2Q₁, las mayores tasas de crecimiento se alcanzaron con *P. stratiotes* y fueron de 119,05 g/m²-d, seguida de *S. auriculata* con 71,43 g/m²-d y *E. crassipes* con 29,76 g/m²-d. Para un régimen de caudal de 1,5Q₁, las mayores tasas de crecimiento se alcanzaron con *E. crassipes* y fueron de 226,19 g/m²-d, seguida de *P. stratiotes* con 166,67 g/m²-d y *S. auriculata* con 65,48 g/m²-d.

Operando con afluentes diluidos al 10% y a un régimen de caudal de 2Q₁, las mayores tasas de crecimiento se alcanzaron con *P. stratiotes* y fueron de 142,86 g/m²-d, seguida de *S. auriculata* con 83,33 g/m²-d y *E. crassipes* con 23,81 g/m²-d. Para un régimen de caudal de 1,5Q₁, las mayores tasas de crecimiento se alcanzaron con *P. stratiotes* y fueron de 208,33 g/m²-d, seguida de *E. crassipes* con 154,76 g/m²-d y *S. auriculata* con 95,24 g/m²-d.

En la Figura 4.9 se presentan las tasas medias de crecimiento de las 3 especies acuáticas flotantes, durante el tiempo que duró el ensayo.

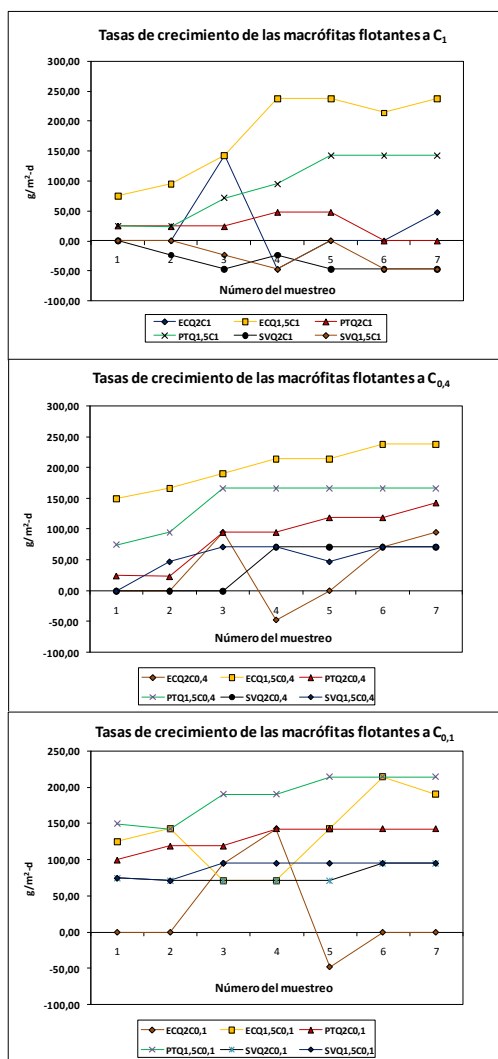


Figura 4.9. Tasa de crecimiento, en g/m²-d, de las especies acuáticas flotantes evaluadas durante todo el tiempo de duración del ensayo. **EC:** *Eichhornia crassipes*. **PT:** *Pistia stratiotes*. **SV:** *Salvinia auriculata*.

En afluentes sin diluir y diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, en el estado estable, una mayor tasa de crecimiento cuando operaron con un caudal de $1,5Q_1$ comparado con $2Q_1$.

Entre especies se observó, en términos generales, que *E. crassipes* presentó mayores tasas de crecimiento a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *P. stratiotes* a un régimen de caudal de $2Q_1$.

Las mayores cargas orgánicas medias aplicadas, en este ensayo, se alcanzaron para *E. crassipes*, operando con afluentes sin diluir y fueron de 635,95 kg DBO₅/ha-d y fue con ellas donde se presentó la menor tasa de crecimiento de esta especie (0,00 g/m²-d); *P. stratiotes* recibiendo una carga orgánica de 625,07 kg DBO₅/ha-d presentó una tasa de crecimiento de 23,81 g/m²-d. En el ensayo 1 se había obtenido una tasa media de crecimiento negativa para *E. crassipes* (del orden de -32,86 g/m²-d) operando con una carga orgánica media de 727,15 kg DBO₅/ha-d, en tanto que *P. stratiotes* recibiendo una carga orgánica media de 704,01 kg DBO₅/ha-d también presentó mortalidad (tasa de crecimiento de -17,86 g/m²-d).

Cossu y Col. (2001) trabajando con lixiviados de rellenos sanitarios tratados anaerobiamente y sin tratar y tiempos de detención hidráulica entre 9 y 90 días, reportan para cargas orgánicas aplicadas por encima de 50 kg DQO/ha-d baja remoción, stress y desaparición de las partes verdes de las especies flotantes *E. crassipes*, *Lemna minor* y *Myriophyllum verticellatum*.

En la Tabla 4.25 se presentan los valores medios netos de crecimiento para *T. angustifolia*, durante el estado estable del presente ensayo, en donde se alcanzaron tasas de crecimiento a un caudal de $2Q_1$, de 7,14 g/m²-d con afluentes sin diluir y de 21,43 y 50,00 g/m²-d con afluentes diluidos al 40 y al 10%, respectivamente. Para un caudal de $1,5Q_1$, las tasas medias de crecimiento fueron de 70,23 g/m²-d con afluentes sin diluir y de 67,87 y 55,04 g/m²-d con afluentes diluidos al 40 y al 10%, respectivamente.

Sólo se presentó mortalidad de las plantas cuando éstas operaron con afluentes sin diluir y a un caudal de $2Q_1$, que fue equivalente a una carga orgánica aplicada de 1596,87 kg DBO₅/ha-día, en donde se presentó una mortalidad de la tercera parte de las plantas sembradas, igual porcentaje al encontrado en el ensayo 1, en donde es claro que el sistema se encontraba en su etapa de adaptación, recibiendo una carga orgánica aplicada de 647,52 kg DBO₅/ha-d. En este ensayo y para una carga orgánica, un poco menor, 589,98 kg DBO₅/ha-d se presentó un incremento del 10% en el número de plantas/m².

Fia (2008) reporta fitotoxicidad y senescencia de *Typha* spp cuando estuvo operando en humedales de flujo subsuperficial alimentados con aguas residuales de café sin tratar y con cargas orgánicas aplicadas en el rango entre 400 y 850 kg DBO/ha-día. De igual manera, reporta un buen desempeño agronómico de *Typha* spp operando a escala de mesocosmos con aguas residuales de café tratadas anaerobiamente y con cargas orgánicas aplicadas de 1500 kg DQO/ha-día. Para un tiempo de cultivo de 42 días se obtiene, de los gráficos presentados por el autor, una producción de biomasa seca cercana a 0,7 toneladas/ha (equivalente a 1,7 g secos/m²-d).

Tratamiento.	Crecimiento Promedio ± Desviación Estándar (4)*		Número de plantas/m ²	
	g/m ² -día	Ton/ha-año	Inicial	final
1,5Q ₁ C ₁ (hojas muertas)	-77,38±11,90	-282±43	30	44
1,5Q ₁ C _{0,4} (hojas muertas)	-101,19±11,90	-369±43	30	50
1,5Q ₁ C _{0,1} (hojas muertas)	-71,43±19,44	-261±71	30	48
1,5Q ₁ C ₁ (Crecimiento neto)	70,23±27,59	256±101		
1,5Q ₁ C _{0,4} (Crecimiento neto)	67,87±3,74	248±14		
1,5Q ₁ C _{0,1} (Crecimiento neto)	55,04±14,39	201±53		
1,5Q ₁ C ₁ (Biomasa Total)	147,62	539		
1,5Q ₁ C _{0,4} (Biomasa Total)	169,06	617		
1,5Q ₁ C _{0,1} (Biomasa Total)	126,47	462		
2Q ₁ C ₁ (hojas muertas)	-21,90±2,69	-80±10	30	20
2Q ₁ C _{0,4} (hojas muertas)	-31,90±11,45	-116±42	30	33
2Q ₁ C _{0,1} (hojas muertas)	-53,81±8,75	-196±32	30	42
2Q ₁ C ₁ (Crecimiento neto)	7,14	26		
2Q ₁ C _{0,4} (Crecimiento neto)	21,43	78		
2Q ₁ C _{0,1} (Crecimiento neto)	50,00	183		
2Q ₁ C ₁ (Biomasa Total)	29,05	106		
2Q ₁ C _{0,4} (Biomasa Total)	53,33	195		
2Q ₁ C _{0,1} (Biomasa Total)	103,81	379		

Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. Q: Caudal, C: Concentración.

Tabla 4.25. Tasa de crecimiento de *T. angustifolia*, en g/m²-día, en el estado estable.

El mismo autor reporta que a medida que se incrementó la carga orgánica se empezaron a observar síntomas de toxicidad en las plantas y disminución de la productividad. Para cargas orgánicas aplicadas de 3000 kg de DQO/ha-día se obtiene, de las mismas gráficas, una producción de de biomasa seca cercana a 0,16 toneladas/ha (equivalente a 0,4 g secos/m²-d).

Sohsalam y Sirianuntapiboon (2008) reportan la utilización de *T. angustifolia* en humedales, a escala de mesocosmos, operando con vinazas provenientes de un tratamiento anaeróbico y con cargas orgánicas aplicadas de 612, 696, 806, 929 y 1213 kg DBO/ha-d. Encontraron que los rendimientos de producción de biomasa de la planta disminuyeron a medida que se incrementó la carga; que todas las plantas murieron al cabo de 6 semanas cuando operaron con cargas orgánicas aplicadas de 1213 kg DBO/ha-d y que con cargas orgánicas superiores a 696 kg DBO/ha-d se presenta inhibición y muerte de *T. angustifolia*.

En la Tabla 4.26 se condensan los datos de crecimiento medio de los tallos y las hojas de *T. angustifolia* a las diferentes concentraciones de afluente y operando a un caudal de 1,5Q₁, durante el estado estable.

De los datos condensados en la tabla, se deduce que las menores tasas medias de crecimiento de los tallos se encontraron cuando la planta operó con afluentes sin diluir y fueron de 0,34 cm/d, seguida de los afluentes diluidos al 40% con un valor de 0,36 cm/día, mientras que en los afluentes diluidos al 10% la tasa de crecimiento fue de 0,46 cm/día

Variable	Tiempo	Promedio	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Tallos 1,5Q ₁ C ₁ (cm/día)	Estado estable.	0,34 ^{(27)*}	0,30	0,00	1,00
Hojas 1,5Q ₁ C ₁ (cm/día)	Estado estable.	0,48 ⁽²⁷⁾	0,22	0,19	1,14
Tallos 1,5Q ₁ C _{0,4} (cm/día)	Estado estable.	0,36 ⁽²⁷⁾	0,20	0,09	0,86
Hojas 1,5Q ₁ C _{0,4} (cm/día)	Estado estable.	0,47 ⁽²⁷⁾	0,26	0,12	1,10
Tallos 1,5Q ₁ C _{0,1} (cm/día)	Estado estable.	0,46 ⁽²⁷⁾	0,29	0,14	1,29
Hojas 1,5Q ₁ C _{0,1} (cm/día)	Estado estable.	0,49 ⁽²⁷⁾	0,24	0,18	1,10

* Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 4.26. Tasas de crecimiento de *T. angustifolia*, en cm/d, para 1,5Q₁.

Con respecto al crecimiento de las hojas se presentaron valores muy similares, que variaron entre 0,47 y 0,49 cm/día, para las 3 concentraciones de afluente evaluadas.

4.4.4.2. Efecto de la carga orgánica del afluente sobre la tasa de crecimiento de las especies evaluadas.

En la Figura 4.10 se relacionan los datos de carga orgánica media aplicada, en g/m²-d y las tasas medias de crecimiento, en g/m²-d, para las 3 especies flotantes y en incremento porcentual del número de plantas/m² para la especie emergente, a los 3 regímenes de caudal evaluados (ensayo 1 + ensayo 2).

Mediante regresiones lineales y no lineales se buscaron ecuaciones que describieran el efecto de la carga orgánica aplicada sobre las tasas de crecimiento de las diferentes especies flotantes, encontrando que los mayores coeficientes de determinación de las ecuaciones se consiguieron mediante regresiones lineales.

Para las especies *E. crassipes* y *T. angustifolia* no se obtuvieron buenos ajustes para la ecuación de regresión, por lo que no se encontró una ecuación que permitiera describir de forma satisfactoria el efecto de la carga orgánica sobre la tasa de crecimiento de estas especies. Sin embargo, para las especies flotantes *P. stratiotes* y *S. auriculata* se encontraron ecuaciones con altos valores del coeficiente de determinación que permiten inferir que existió una relación lineal y negativa entre la carga orgánica aplicada y la tasa de crecimiento de estas 2 especies de macrófitas.

Para *E. crassipes* y un coeficiente de determinación de 0,19, la ecuación de regresión permite predecir que se presenta inhibición del crecimiento de la planta a una carga orgánica aplicada de 926 kg DBO₅/ha-d. Para *P. stratiotes*, la ecuación de regresión presentó un buen ajuste ($R^2 = 0,85$) y permite predecir que se presenta inhibición del crecimiento de la planta a una carga orgánica de 739 kg DBO₅/ha-d. *S. auriculata* fue la especie con la que se obtuvo el coeficiente de determinación más alto ($R^2 = 0,92$) y la ecuación permite predecir que a una carga orgánica aplicada de 443 kg DBO₅/ha-día se presenta inhibición del crecimiento.

Finalmente, *T. angustifolia* presentó un coeficiente de determinación de 0,45 y la ecuación de regresión permite predecir que se presenta inhibición en el incremento del número de plantas con una carga orgánica aplicada de 825 kg DBO₅/ha-d.

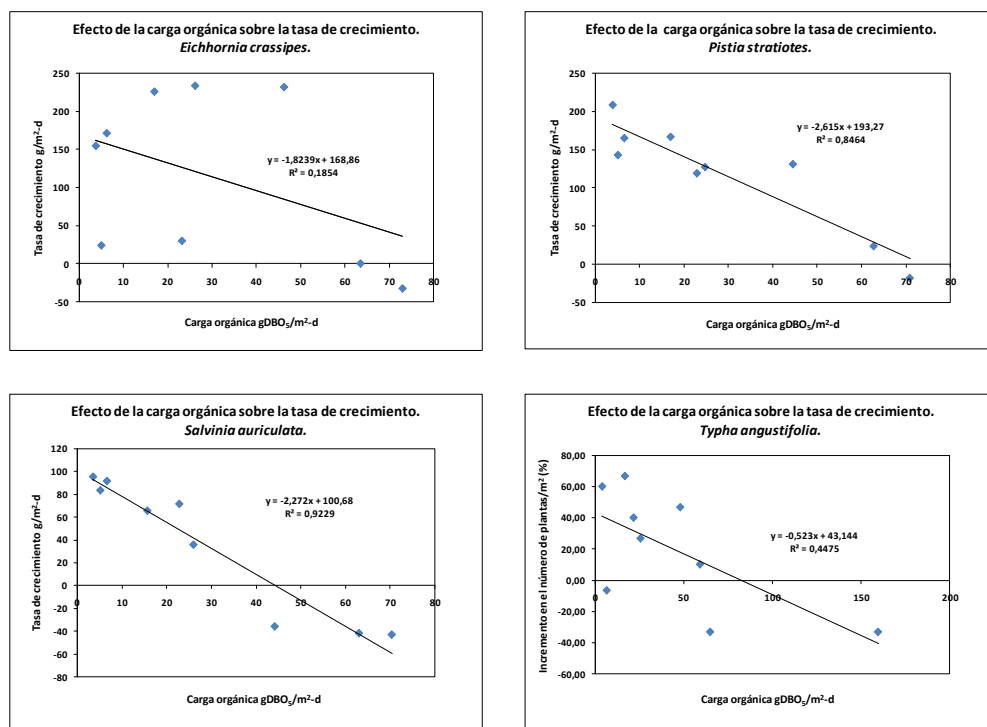


Figura 4.10. Efecto de la carga orgánica aplicada sobre las tasas de crecimiento de las especies evaluadas.

En las Figuras 4.11, 4.12 y 4.13 se presentan el aspecto final de las 21 lagunas experimentales, evaluadas de forma simultánea, durante la ejecución del ensayo 2.

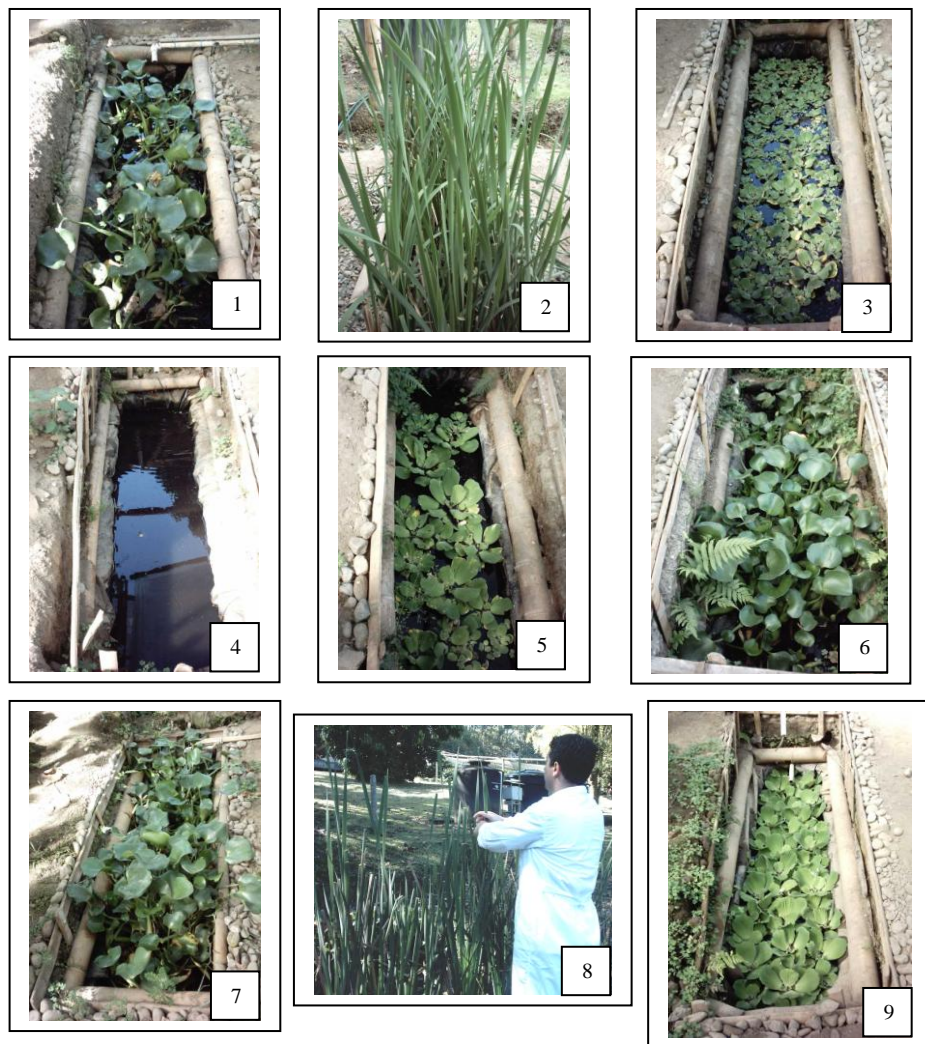


Figura 4.11. I. Aspecto de las lagunas al final del ensayo. 1. *E. crassipes* 1,5Q₁ a C₁. 2. *T. angustifolia* 1,5Q₁ a C₁. 3. *P. stratiotes* 1,5Q₁ a C₁. 4. *S. auriculata* 2Q₁ a C₁. 5. *P. stratiotes* 2Q₁ a C₁. 6. *E. crassipes* 2Q₁ a C₁. 7. *E. crassipes* 1,5Q₁ a C_{0,4}. 8. *T. angustifolia* 1,5Q₁ a C_{0,4}. 9. *P. stratiotes* 1,5Q₁ a C_{0,4}.

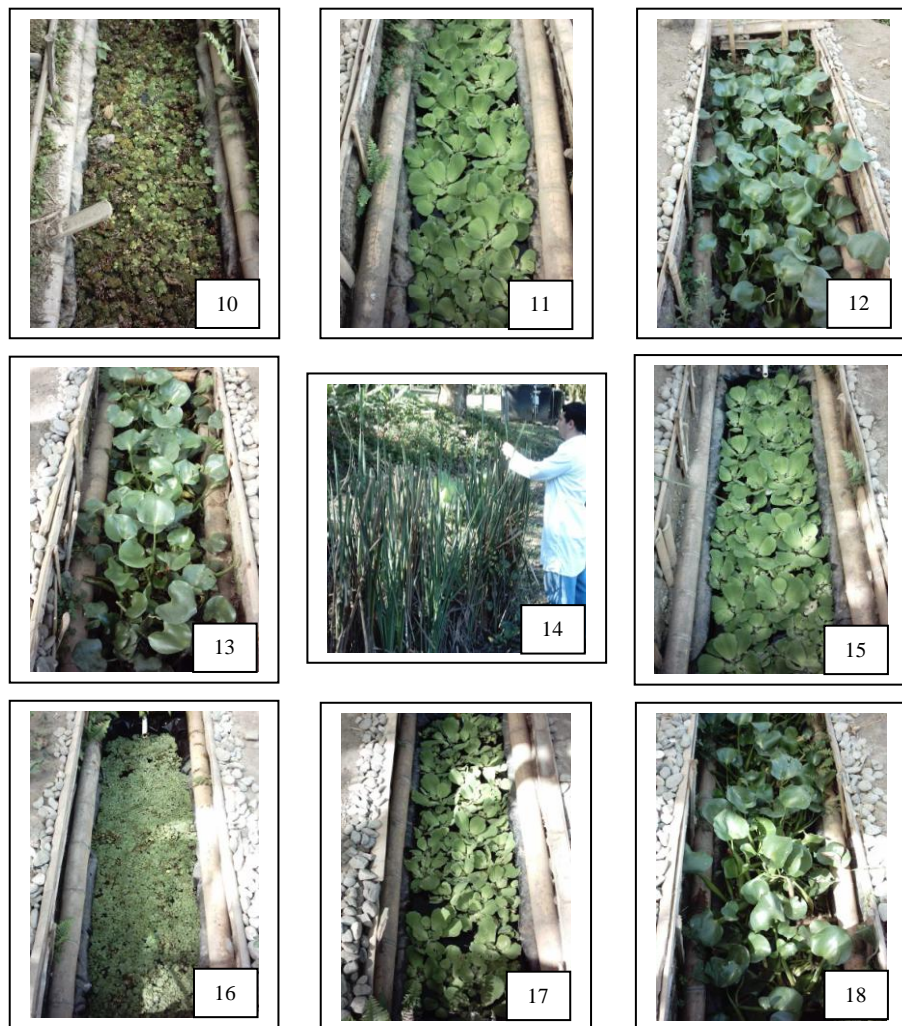


Figura 4.12. II Aspecto de las lagunas al final del ensayo. 10. *S. auriculata* 2Q₁ a C_{0,4}. 11. *P. stratiotes* 2Q₁ a C_{0,4}. 12. *E. crassipes* 2Q₁ a C_{0,4}. 13. *E. crassipes* 1,5Q₁ a C_{0,1}. 14. *T. angustifolia* 1,5Q₁ a C_{0,1}. 15. *P. stratiotes* 1,5Q₁ a C_{0,1}. 16. *S. auriculata* 2Q₁ a C_{0,1}. 17. *P. stratiotes* 2Q₁ a C_{0,1}. 18. *E. crassipes* 2Q₁ a C_{0,1}.

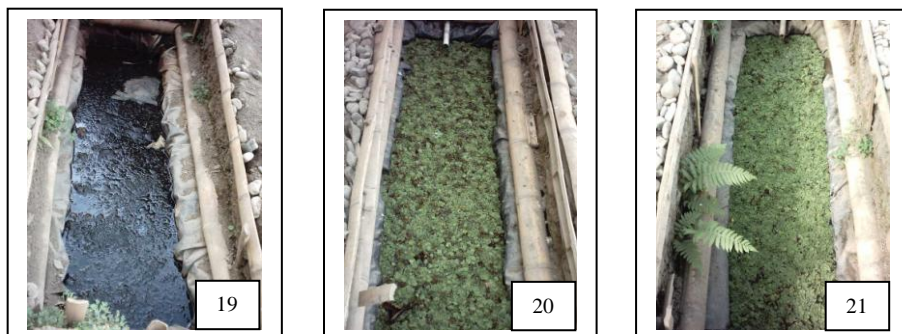


Figura 4.13. III. Aspecto de las lagunas al final del ensayo. 19. *S. auriculata* 1,5Q₁ a C₁. 20. *S. auriculata* 1,5Q₁ a C_{0,4}. 21. *S. auriculata* 1,5Q₁ a C_{0,1}.

4.4.4.3. Contenido de minerales.

En la Tabla 4.27 (A y B) se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a *E. crassipes* al inicio y al final del ensayo para las diferentes concentraciones de afluente, a los 2 regímenes de caudal y para la parte aérea (Hoja-Tallo) y para la parte sumergida (Raíces) de las plantas.

Para las plantas operando con los afluentes sin diluir y un caudal de 1,5Q₁, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Mg, Cenizas, Fe, Mn y Zn. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 28,28%, 73,63% y 13,70%, respectivamente. Para el caso de las raíces, el incremento en sus contenidos de N, P y K, fueron de 26,56, 81,25 y 95,91% respectivamente.

Para las plantas operando con los afluentes sin diluir y un caudal de 2Q₁, se presentó un incremento en el contenido de N, P, K, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Zn y Cu de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Ca, y B. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 4,52, 30,77 y 89,42% respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de N y P, del orden de 29,36 y 38,89%, respectivamente y un decremento en sus contenidos de K de 7,10%.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 40% y un caudal de 1,5Q₁, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mg, Cenizas, Mn, Zn, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Fe. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 16,98, 3,57 y 1,29%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de N y K, del orden de 7,83 y 20,80% respectivamente y un decremento en su contenido de P de 7,50%.

Parte de la planta y tratamiento.		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cenizas (%)
Aérea. 1,5Q ₁ C ₁	I(1)*	1,98	0,91	10,80	2,80	0,72	32,12
	F(4)*	2,54±0,41	1,58±0,56	12,28±1,28	3,16±2,10	0,64±0,16	29,16±1,58
Raíces. 1,5Q ₁ C ₁	I(1)*	2,41	0,80	3,91	2,00	0,44	34,45
	F(4)*	3,05±0,21	1,45±0,41	7,66±5,07	2,21±0,31	0,35±0,03	30,15±3,22
Aérea. 2Q ₁ C ₁	I(1)*	1,99	0,65	5,20	2,70	0,29	15,89
	F(2)*	2,08±1,05	0,85±0,35	9,85±2,47	2,35±0,21	0,65±0,01	30,85±1,57
Raíces. 2Q ₁ C ₁	I(1)*	2,18	0,72	3,10	1,59	0,36	25,02
	F(2)*	2,82±0,13	1,00±0,15	2,88±0,69	2,55±1,20	0,33±0,13	28,12±1,92
Aérea. 1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1)*	2,12	1,40	14,00	2,30	0,51	30,99
	F(4)*	2,48±0,40	1,45±0,34	14,18±1,65	2,43±0,53	0,53±0,11	34,17±2,73
Raíces. 1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1)*	2,30	1,60	11,30	2,10	0,36	36,87
	F(4)*	2,48±0,39	1,48±0,22	13,65±4,54	2,69±1,88	0,47±0,09	34,70±4,90
Aérea. 2Q ₁ C _{0,4}	I(1)*	2,22	1,20	12,60	1,72	0,41	28,01
	F(4)*	2,82±0,30	1,50±0,35	11,30±3,38	2,25±0,64	0,54±0,12	32,31±2,70
Raíces. 2Q ₁ C _{0,4}	I(1)*	2,65	1,30	7,80	1,79	0,39	29,18
	F(4)*	2,64±0,29	1,47±0,49	8,49±3,46	2,65±1,00	0,72±0,40	34,85±4,22
Aérea. 1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1)*	2,01	1,20	11,80	1,80	0,43	34,45
	F(4)*	2,45±0,37	1,33±0,33	12,60±1,31	2,21±0,44	0,68±0,18	39,10±5,52
Raíces. 1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1)*	2,30	0,86	14,60	1,53	0,43	36,23
	F(4)*	2,34±0,31	1,23±0,17	12,40±2,12	1,90±0,33	0,62±0,10	37,12±5,25
Aérea. 2Q ₁ C _{0,1}	I(1)*	2,38	1,04	9,30	2,20	0,55	25,82
	F(4)*	2,48±0,18	1,02±0,41	9,95±5,64	2,00±0,62	0,73±0,05	33,04±4,67
Raíces. 2Q ₁ C _{0,1}	I(1)*	2,16	1,11	8,90	1,54	0,41	25,56
	F(4)*	2,34±0,36	1,06±0,31	8,83±5,16	2,51±1,55	0,54±0,19	30,62±7,03

*Número de muestras consideradas en la determinación del promedio.

Tabla 4.27A. Valores promedio del contenido de minerales de *E. crassipes* al inicio y al final del ensayo.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 40% y un caudal de 2Q₁, se presentó un incremento en el contenido de N, P, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Zn, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de K. Siendo los incrementos en el contenido de N y P, en la parte aérea del orden del 27,03 y 25,00%, respectivamente y el decremento en el potasio de 10,32%. Para el caso de las raíces, los contenidos de nitrógeno se mantuvieron prácticamente constantes y se presentó incremento en sus contenidos de P y K, del orden de 13,08 y 8,85% respectivamente.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 10% y un caudal de 1,5Q₁, se presentó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Zn y Cu de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Mn y B. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 21,89, 10,83 y 6,78%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó un incremento en sus contenidos de N y P del orden de 1,74 y 43,02%, respectivamente y un decremento en su contenido de K de 15,07%.

Parte de la planta y tratamiento		Determinación.				
		Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)
Aérea. 1,5Q ₁ C ₁	I(1) [*]	2294	1055	255	8	20
	F(4) [*]	1706±993	346±116	227±95	10±0	32±10
Raíces. 1,5Q ₁ C ₁	I(1) [*]	26898	712	100	25	49
	F(4) [*]	14206±8886	509±92	198±69	37±7	55±52
Aérea. 2Q ₁ C ₁	I(1) [*]	1420	150	111	3	35
	F(2) [*]	3582±3894	430±153	335±5	12±4	29±12
Raíces. 2Q ₁ C ₁	I(1) [*]	7431	2976	388	8	10
	F(2) [*]	17832±16008	419±226	121±74	20±16	42±8
Aérea. 1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	2022	249	515	7	25
	F(4) [*]	1195±714	382±133	574±529	8±3	37±4
Raíces. 1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	15528	1198	1474	12	47
	F(4) [*]	9041±4918	1046±277	291±173	17±8	28±16
Aérea. 2Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	996	289	278	8	22
	F(4) [*]	3410±458	633±242	835±855	11±4	38±12
Raíces. 2Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	6459	2285	171	19	28
	F(4) [*]	12255±10308	1298±561	1360±1541	20±8	34±14
Aérea. 1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	1797	521	126	5	41
	F(4) [*]	3125±1152	474±181	576±337	17±6	31±11
Raíces. 1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	18040	500	446	18	96
	F(4) [*]	5080±2807	1793±397	656±323	19±8	40±6
Aérea. 2Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	1362	306	621	8	22
	F(4) [*]	1637±549	330±72	500±496	12±3	28±8
Raíces. 2Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	8953	2804	427	11	25
	F(4) [*]	7814±5667	1304±731	1606±2677	20±10	33±7

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio.

Tabla 4.27B. Valores promedio del contenido de minerales de *E. crassipes* al inicio y al final del ensayo.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 10% y un caudal de 2Q₁, se presentó un incremento en el contenido de N, K, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de P, Ca y Zn. Siendo los incrementos en el contenido de N y K en la parte aérea del orden del 4,20 y 6,99%, respectivamente y el decremento de P de 1,92%. Para el caso de las raíces, el contenido de K se mantuvo prácticamente constante y se presentó un incremento en sus contenidos de N del orden de 8,33% y un decremento en su contenido de P de 4,50%.

En la Tabla 4.28 (A y B) se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a *P. stratiotes* al inicio y al final del ensayo para las diferentes concentraciones de afluente, a los 2 regímenes de caudal y para la parte aérea (Hoja) y para la parte sumergida (Raíces) de las plantas.

Para las plantas operando con los afluentes sin diluir y un caudal de 1,5Q₁, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mg, Mn, Zn y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Cenizas, Fe, y Cu. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 18,36%, 12,50% y 115,87%,

respectivamente. Para el caso de las raíces, el incremento en sus contenidos de N, P y K, fueron de 12,37, 71,43 y 84,90% respectivamente.

Parte de la planta y tratamiento.		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cenizas (%)
Hoja. 1,5Q ₁ C ₁	I(1)*	3,05	1,04	4,60	1,20	0,51	41,34
	F(4)*	3,61±0,44	1,17±0,35	9,93±1,61	3,43±1,06	0,55±0,07	37,07±1,19
Raíces. 1,5Q ₁ C ₁	I(1)*	2,91	0,70	3,84	1,97	0,46	45,15
	F(1)*	3,27	1,20	7,10	2,80	0,64	40,84
Hoja. 2Q ₁ C ₁	I(1)*	2,93	0,40	4,90	5,10	0,58	32,18
	F(4)*	3,52±0,68	1,13±0,26	9,25±2,27	3,28±1,31	0,58±0,12	36,06±8,92
Raíces. 2Q ₁ C ₁	I(1)*	2,69	0,60	7,30	1,75	0,54	51,04
	F(1)*	3,95	1,20	5,90	2,30	0,59	34,61
Hoja. 1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1)*	2,49	0,70	11,50	3,00	0,83	50,90
	F(4)*	2,86±0,29	0,86±0,20	13,30±3,52	3,05±0,87	0,61±0,08	35,95±1,81
Raíces. 1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1)*	2,88	0,84	13,25	1,81	0,57	34,94
	F(1)*	4,09	1,70	4,80	3,50	0,60	35,78
Hoja. 2Q ₁ C _{0,4}	I(1)*	3,04	0,70	10,60	1,90	0,59	35,54
	F(4)*	3,09±0,36	1,04±0,27	10,08±3,14	2,70±0,42	0,63±0,08	40,10±9,08
Raíces. 2Q ₁ C _{0,4}	I(1)*	2,78	0,56	13,60	1,98	0,84	34,14
	F(1)*	3,56	0,82	8,20	1,84	0,68	34,86
Hoja. 1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1)*	3,17	0,70	12,40	2,50	0,87	35,13
	F(4)*	2,70±0,26	1,14±0,48	14,10±3,47	3,65±0,90	0,83±0,06	40,61±10,91
Raíces. 1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1)*	2,44	0,90	15,70	2,70	0,76	41,45
	F(1)*	3,39	0,61	8,70	1,71	0,82	27,13
Hoja. 2Q ₁ C _{0,1}	I(1)*	2,85	1,00	14,60	3,70	0,74	38,98
	F(4)*	3,07±0,04	0,97±0,29	11,45±2,92	2,53±1,00	0,75±0,10	33,51±2,53
Raíces. 2Q ₁ C _{0,1}	I(1)*	2,61	0,70	6,80	1,51	0,62	41,48
	F(4)*	3,24	0,69	14,36	1,99	0,66	37,10

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio.

Tabla 4.28A. Valores promedio del contenido de minerales de *P. stratiotes* al inicio y al final del ensayo.

Para las plantas operando con los afluentes sin diluir y un caudal de 2Q₁, se presentó un incremento en el contenido de N, P, K, Cenizas, Mn, y Cu de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Ca, Fe, Zn y B. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 20,14, 182,50 y 88,78% respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de N y P, del orden de 46,84 y 100,00%, respectivamente y un decremento en sus contenidos de K de 19,18%.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 40% y un caudal de 1,5Q₁, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca y Zn de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Mg, Cenizas, Fe, Mn, Cu y B. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 14,86, 22,86 y 15,65%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de N y P del orden de 42,01 y 102,38% respectivamente y un decremento en sus contenidos de K de 63,77%.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 40% y un caudal de 2Q₁, se observó un incremento en el contenido de N, P, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de K y Zn. Siendo los incrementos en el contenido de N y P, en la parte aérea del orden del 1,64 y 48,57%, respectivamente y el decremento en el contenido de K de 4,91%. Para el caso de las raíces, se presentó un incremento en sus contenidos de N y P del orden de 28,06 y 46,43% respectivamente y un decremento en sus contenidos de K de 39,71%.

Parte de la planta y tratamiento.		Determinación.				
		Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)
Hoja. 1,5Q ₁ C ₁	I(1) [*]	16129	659	753	41	55
	F(4) [*]	8093±4609	675±216	763±518	20±9	67±14
Raíces. 1,5Q ₁ C ₁	I(1) [*]	16699	1154	213	55	111
	F(1) [*]	14469	831	201	33	41
Hoja. 2Q ₁ C ₁	I(1) [*]	10896	529	837	15	63
	F(4) [*]	9812±4872	747±202	696±376	29±10	46±23
Raíces. 2Q ₁ C ₁	I(1) [*]	13507	2818	1007	31	44
	F(1) [*]	19701	1307	658	48	47
Hoja. 1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	8398	1019	331	26	71
	F(4) [*]	2816±1483	937±434	437±231	15±6	47±1
Raíces. 1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	6530	2289	794	18	64
	F(1) [*]	23918	907	192	37	32
Hoja. 2Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	2081	659	1141	11	42
	F(4) [*]	6972±5689	887±443	603±334	19±9	46±8
Raíces. 2Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	6028	1506	874	19	27
	F(1) [*]	9650	1660	386	28	32
Hoja. 1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	1329	1149	659	12	54
	F(4) [*]	2735±1652	775±450	642±333	13±2	66±19
Raíces. 1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	3449	1496	310	17	53
	F(1) [*]	5729	1804	783	23	26
Hoja. 2Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	4164	1266	462	11	71
	F(4) [*]	2022±780	681±325	433±141	14±1	49±3
Raíces. 2Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	18486	2206	260	27	32
	F(4) [*]	5128	2652	319	28	70

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio.

Tabla 4.28B. Valores promedio del contenido de minerales de *P. stratiotes* al inicio y al final del ensayo.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 10% y un caudal de 1,5Q₁, se observó un incremento en el contenido de P, K, Ca, Cenizas, Fe, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de N, Mg, Mn y Zn. Siendo los incrementos en el contenido de P y K, en la parte aérea del orden del 62,86 y 13,71%, respectivamente y el decremento en el contenido de N de 14,83%. Para el caso de las raíces, se presentó un incremento en sus contenidos de N del orden de 38,93% y un decremento en sus contenidos de P y K del orden de 32,22 y 44,59%, respectivamente.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 10% y un caudal de 2Q₁, se observó un incremento en el contenido de N, Mg y Cu de la parte aérea de las plantas y un

decremento en sus contenidos de P, K, Ca, Cenizas, Fe, Mn, Zn y B. Siendo el incremento en el contenido de N, en la parte aérea del orden del 7,72% y el decremento en el contenido de P y K de 3,00 y 21,58%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó un incremento en sus contenidos de N y K del orden de 24,14 y 111,18% respectivamente, mientras que el contenido de P permaneció prácticamente constante.

En la Tabla 4.29 (A y B) se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a *S. auriculata* al inicio y al final del ensayo para las diferentes concentraciones de afluente, a los 2 regímenes de caudal.

Parte de la planta y tratamiento.		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cenizas (%)
1,5Q ₁ C ₁	I(1) [*]	2,38	0,40	5,30	1,25	0,48	16,69
	F(1) [*]	2,56	0,40	7,20	1,40	0,45	23,12
1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	2,57	0,40	4,80	1,85	0,21	13,37
	F(4) [*]	2,97±0,26	0,47±0,05	5,13±0,61	1,21±0,22	0,46±0,06	18,81±1,50
1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	2,64	0,51	3,65	1,97	0,50	21,86
	F(4) [*]	2,73±0,28	0,56±0,01	6,06±1,12	4,81±2,36	0,60±0,04	27,85±2,33
2Q ₁ C ₁	I(1) [*]	2,69	0,56	5,60	1,13	0,46	17,62
	F(1) [*]	2,96	0,46	9,10	1,34	0,45	22,76
2Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	2,76	0,42	5,00	0,83	0,43	18,18
	F(4) [*]	3,66±0,35	0,49±0,22	5,13±1,79	3,31±2,71	0,44±0,05	25,11±7,63
2Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	2,84	0,51	5,20	1,30	0,45	17,04
	F(4) [*]	3,02±0,29	0,46±0,13	6,15±0,85	1,20±0,25	0,46±0,06	20,53±3,49

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio.

Tabla 4.29A. Valores promedio del contenido de minerales de *S. auriculata* al inicio y al final del ensayo.

Parte de la planta y tratamiento.		Determinación.				
		Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)
1,5Q ₁ C ₁	I(1) [*]	2321	524	335	10	15
	F(1) [*]	3232	1361	450	12	22
1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	241	692	28	4	23
	F(4) [*]	2009±385	747±258	423±229	12±3	24±8
1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	3453	3789	950	25	30
	F(4) [*]	2162±785	3479±1774	487±305	15±4	30±7
2Q ₁ C ₁	I(1) [*]	2346	945	204	11	8
	F(1) [*]	3662	599	380	13	16
2Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	2250	451	317	12	13
	F(4) [*]	4230±2718	1598±785	248±118	12±5	36±6
2Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	2438	751	306	11	19
	F(4) [*]	2167±530	837±302	667±605	12±3	27±11

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio.

Tabla 4.29B. Valores promedio del contenido de minerales de *S. auriculata* al inicio y al final del ensayo.

Para las plantas operando con los afluentes sin diluir y un caudal de $1,5Q_1$, se observó un incremento en el contenido de N, K, Ca, Cenizas, Fe, Mn, Zn, Cu y B y un decremento en sus contenidos de Mg, mientras que el P permaneció constante. Siendo los incrementos en el contenido de N y K del orden del 7,56 y 35,85%, respectivamente.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 40% y un caudal de $1,5Q_1$, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Zn, Cu y B y un decremento en sus contenidos de Ca. Siendo los incrementos en el contenido de N, P y K del orden del 15,56, 17,50 y 6,88%, respectivamente.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 10% y un caudal de $1,5Q_1$, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mg y Cenizas y un decremento en sus contenidos de Fe, Mn, Zn y Cu, mientras que el B permaneció constante. Siendo los incrementos en el contenido de N, P y K del orden del 3,41, 9,80 y 66,03%, respectivamente.

Para las plantas operando con los afluentes sin diluir y un caudal de $2Q_1$, se observó un incremento en el contenido de N, K, Ca, Cenizas, Fe, Zn, Cu y B y un decremento en sus contenidos de P, Mg y Mn. Siendo los incrementos en el contenido de N y K del orden del 10,04 y 62,50%, respectivamente y los decrementos en el contenido de P del 17,86%.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 40% y un caudal de $2Q_1$, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Mn y B y un decremento en sus contenidos de Zn, mientras que los contenidos de Cu permanecieron constantes. Siendo los incrementos en los contenidos de N, P y K del orden del 32,61, 16,67 y 2,60%, respectivamente.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 10% y un caudal de $2Q_1$, se observó un incremento en el contenido de N, K, Mg, Cenizas, Mn, Zn, Cu y B y un decremento en sus contenidos de P, Ca y Fe. Siendo los incrementos en los contenidos de N y K del orden del 6,34 y 18,27%, respectivamente y el decremento en el contenido de P del 9,80%.

En la Tabla 4.30 (A y B) se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a la parte aérea de *T. angustifolia* al inicio y al final del ensayo para las diferentes concentraciones de afluente, al caudal de $1,5Q_1$.

Para las plantas operando con los afluentes sin diluir, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Mg, Fe, y Cu y un decremento en sus contenidos de Cenizas, Zn y B, en la parte aérea de la planta, mientras que el Ca permaneció prácticamente constante. Siendo los incrementos en los contenidos de N, P y K del orden del 14,52, 27,59 y 15,38%, respectivamente.

Parte de la planta y tratamiento.		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cenizas (%)
Hoja 1,5 Q ₁ C ₁	I(1) [*]	1,24	0,29	3,51	2,70	0,17	14,81
	F(4) [*]	1,42±0,29	0,37±0,05	4,05±0,98	2,69±1,76	0,21±0,03	13,98±1,57
Hoja 1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	1,29	0,24	3,20	1,60	0,26	12,39
	F(4) [*]	1,45±0,36	0,35±0,08	5,49±3,63	1,55±0,25	0,22±0,01	12,56±2,29
Hoja 1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	1,23	0,21	5,50	2,30	0,30	17,79
	F(4) [*]	1,52±0,35	0,29±0,08	4,07±0,50	1,59±0,25	0,24±0,03	12,92±1,40

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio.

Tabla 4.30A. Valores promedio del contenido de minerales de *T. angustifolia* al inicio y al final del ensayo.

Parte de la planta y tratamiento		Determinación.				
		Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)
Hoja 1,5Q ₁ C ₁	I(1) [*]	298	343	96	4	30
	F(4) [*]	572±411	433±193	32±20	7±3	23±10
Hoja 1,5Q ₁ C _{0,4}	I(1) [*]	229	892	29	5	13
	F(4) [*]	278±103	592±292	68±84	6±1	20±10
Hoja 1,5Q ₁ C _{0,1}	I(1) [*]	322	847	72	4	16
	F(4) [*]	316±133	696±372	27±9	5±2	21±10

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio.

Tabla 4.30B. Valores promedio del contenido de minerales de *T. angustifolia* al inicio y al final del ensayo.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 40%, se observó un incremento en el contenido de N, P, K, Cenizas, Fe, Zn, Cu y B y un decremento en sus contenidos de Ca, Mg y Mn, en la parte aérea de la planta. Siendo los incrementos en los contenidos de N, P y K del orden del 12,40, 45,83 y 71,56%, respectivamente.

Para las plantas operando con los afluentes diluidos al 10%, se observó un incremento en el contenido de N, P, Cu y B y un decremento en sus contenidos de K, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Mn y Zn en la parte aérea de la planta. Siendo los incrementos en los contenidos de N y P del orden del 23,58 y 38,10%, respectivamente y el decremento en el contenido de K del 26,00%.

4.4.5. Comparación de promedios obtenidos de las variables respuesta a los 3 regímenes de caudal (ensayos 1 y 2) mediante la Prueba Tukey.

En las Tablas 4.31 y 4.32 se presentan los resultados de la comparación de promedios (obtenidos de los caudales Q₁, 1,5Q₁ y 2Q₁) de las variables respuesta, a las 3 concentraciones de afluente, mediante la prueba de Tukey para un $\alpha = 0,05$.

Especie	Valores promedio de Remoción (%)				
	DBO ₅	SST	N _T	P _T	K
Lagunas operando con afluentes sin diluir (C₁).					
<i>Eichhornia crassipes</i>	63,41 AB	57,64 A	35,00 A	38,23 A	21,93 A
<i>Pistia stratiotes</i>	66,70 A	51,68 A	28,54 A	34,00 A	25,81 A
<i>Salvinia auriculata</i>	61,49 B	56,52 A	29,89 A	36,58 A	23,64 A
<i>Typha angustifolia</i>	56,44 C	56,02 A	26,23 A	25,71 A	16,87 A
Lagunas operando con afluentes diluidos al 40% (C_{0,4}).					
<i>Eichhornia crassipes</i>	70,66 A	67,26 A	43,03 A	50,24 A	35,45 A
<i>Pistia stratiotes</i>	70,26 A	69,33 A	39,03 AB	47,97 A	31,75 A
<i>Salvinia auriculata</i>	69,91 A	74,71 A	35,21 AB	46,63 A	33,60 A
<i>Typha angustifolia</i>	65,76 B	66,97 A	27,12 B	30,19 B	23,15 A
Lagunas operando con afluentes diluidos al 10% (C_{0,1}).					
<i>Eichhornia crassipes</i>	78,53 A	80,91 A	50,07 A	55,91 A	47,00 A
<i>Pistia stratiotes</i>	74,38 B	75,74 A	47,26 A	63,93 A	36,44 B
<i>Salvinia auriculata</i>	80,02 A	79,08 A	40,34 A	61,79 A	35,08 B
<i>Typha angustifolia</i>	68,43 C	80,68 A	39,26 A	43,74 A	32,65 B

Nota: La comparación es válida sólo para cada variable y en cada rango de concentración. Promedios acompañados de la misma letra no presentaron diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5%.

Tabla 4.31. Comparación de promedios en las variables porcentaje de remoción.

Especie	Coeficientes de eliminación (d ⁻¹)				
	K _{DBO5}	K _{SST}	K _{NT}	K _{PT}	K _K
Lagunas operando con afluentes sin diluir (C₁).					
<i>Eichhornia crassipes</i>	0,2864 B	0,2615 B	0,1348 B	0,1374 AB	0,0744 A
<i>Pistia stratiotes</i>	0,2833 B	0,1955 B	0,0873 B	0,1067 B	0,0798 A
<i>Salvinia auriculata</i>	0,2424 B	0,2289 B	0,0945 B	0,1110 B	0,0715 A
<i>Typha angustifolia</i>	0,5402 A	0,5522 A	0,2266 A	0,1968 A	0,1310 A
Lagunas operando con afluentes diluidos al 40% (C_{0,4}).					
<i>Eichhornia crassipes</i>	0,3494 B	0,3410 B	0,1650 AB	0,2038 A	0,1290 A
<i>Pistia stratiotes</i>	0,3307 B	0,3894 B	0,1348 AB	0,1772 A	0,1030 A
<i>Salvinia auriculata</i>	0,3182 B	0,3828 B	0,1190 B	0,1651 A	0,1176 A
<i>Typha angustifolia</i>	0,6529 A	0,7003 A	0,2086 A	0,2248 A	0,1693 A
Lagunas operando con afluentes diluidos al 10% (C_{0,1}).					
<i>Eichhornia crassipes</i>	0,4294 B	0,5892 B	0,2007 B	0,2679 A	0,1928 B
<i>Pistia stratiotes</i>	0,3798 B	0,6060 B	0,1822 B	0,3373 A	0,1244 BC
<i>Salvinia auriculata</i>	0,4260 B	0,5398 B	0,1460 B	0,3009 A	0,1153 C
<i>Typha angustifolia</i>	0,7516 A	1,2435 A	0,4109 A	0,5484 A	0,2772 A

Nota: La comparación es válida sólo para cada variable y en cada rango de concentración. Promedios acompañados de la misma letra no presentaron diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5%.

Tabla 4.32. Comparación de promedios en las variables coeficiente de eliminación.

Para la variable porcentaje de remoción de la DBO₅, y con afluentes sin diluir (C₁) no se presentaron diferencias estadísticas según prueba de Tukey al 5%, entre las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes*, de las cuales sólo *P. stratiotes* fue estadísticamente diferente de *S. auriculata* y *T. angustifolia*. *E. crassipes* no presentó diferencias estadísticas con *S. auriculata* y ambas especies fueron diferentes estadísticamente de *T. angustifolia*. Con los afluentes diluidos al 40% (C_{0,4}) no se presentaron diferencias estadísticas entre las especies

flotantes y estas fueron diferentes estadísticamente de la especie emergente y con los afluentes diluidos al 10% ($C_{0,1}$), no se presentaron diferencias estadísticas entre las especies flotantes *E. crassipes* y *S. auriculata*, las cuales fueron diferentes estadísticamente de la especie flotante *P. stratiotes*, que a la vez fue estadísticamente diferente de la especie emergente.

Para la variable porcentaje de remoción de los SST, no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%, entre las 4 especies de plantas acuáticas, tanto en los afluentes sin diluir como diluidos al 40 y al 10%

Para la variable porcentaje de remoción del N_T , no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%, entre las 4 especies de plantas acuáticas, tanto en los afluentes sin diluir como diluidos al 10%. Para los afluentes diluidos al 40% no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%; entre las especies flotantes, de las cuales sólo *E. crassipes* fue estadísticamente diferente de *T. angustifolia*.

Para la variable porcentaje de remoción del P_T , no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%, entre las 4 especies de plantas acuáticas, tanto en los afluentes sin diluir como diluidos al 10%. Para los afluentes diluidos al 40% no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%; entre las especies flotantes y todas ellas fueron estadísticamente diferente de *T. angustifolia*.

Para la variable porcentaje de remoción del K no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%, entre las 4 especies de plantas acuáticas, tanto en los afluentes sin diluir como diluidos al 40%. Para los afluentes diluidos al 10% sólo *E. crassipes* fue diferente estadísticamente de las otras 3 especies acuáticas, entre las que no se presentó diferencias estadísticas.

Para la variable coeficiente de eliminación de la DBO_5 , tanto en los afluentes sin diluir como diluidos al 40 y al 10%, sólo la especie emergente presentó diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%, con respecto a las especies flotantes, entre las que no se presentó diferencias estadísticas.

Para la variable coeficiente de eliminación de los SST, tanto en los afluentes sin diluir como diluidos al 40 y al 10%, sólo la especie emergente presentó diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%, con respecto a las especies flotantes, entre las que no se presentó diferencias estadísticas.

Para la variable coeficiente de eliminación del N_T , tanto en los afluentes sin diluir como diluidos al 10%, sólo la especie emergente presentó diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%, con respecto a las especies flotantes, entre las que no se presentó diferencias estadísticas. Con los afluentes diluidos al 40%, no se presentaron diferencias estadísticas entre la especie emergente y las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes* y sólo *T. angustifolia* fue diferente estadísticamente de *S. auriculata*.

Para la variable coeficiente de eliminación del P_T , tanto en los afluentes diluidos al 40 y al 10%, no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%, entre las 4 especies acuáticas evaluadas. Con los afluentes sin diluir no se presentaron diferencias estadísticas entre la especie emergente y la especies flotantes *E. crassipes* y sólo *T. angustifolia* fue diferente estadísticamente de *P. stratiotes* y *S. auriculata*.

Para la variable coeficiente de eliminación del K , tanto en los afluentes sin diluir, como diluidos al 40%, no se presentaron diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5%, entre las 4 especies acuáticas evaluadas. Con los afluentes diluidos al 10%, *T. angustifolia* fue diferente estadísticamente de las 3 especies flotantes, entre las que *E. crassipes* y *S. auriculata* mostraron diferencias estadísticas.

En las Figuras 4.14 a 4.18 se grafican los valores medios de carga aplicada y de remoción, de las variables DBO_5 , SST, N_T , P_T y K , en g/m^2 -día, para las diferentes especies acuáticas operando a los 3 regímenes de caudal (Q_1 , $1,5Q_1$ y $2Q_1$). Mediante regresiones lineales y no lineales se obtuvieron las ecuaciones que se presentan en los gráficos.

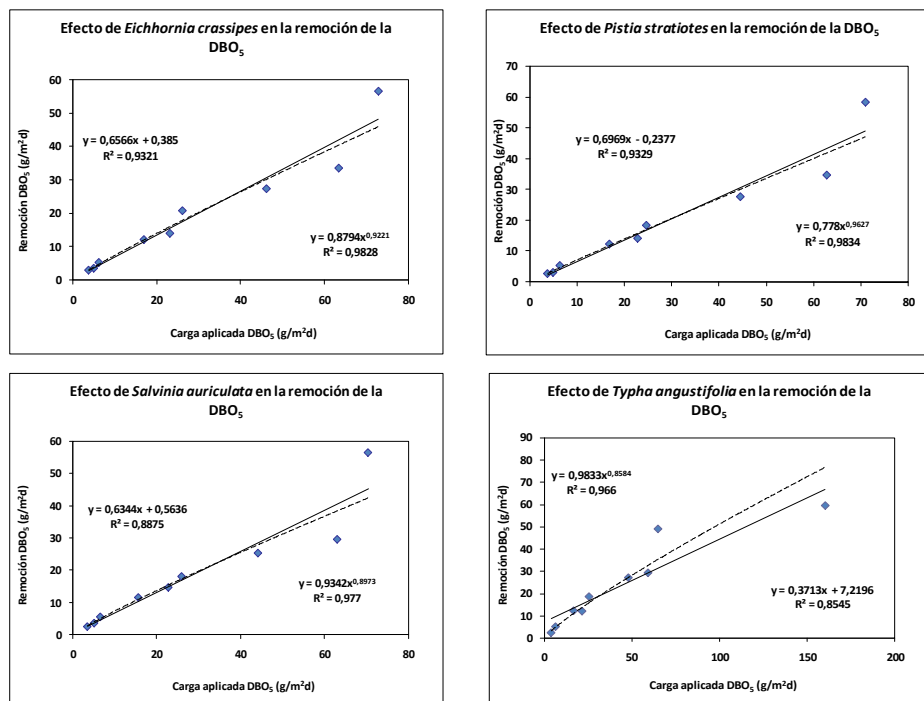


Figura 4.14. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de la DBO_5 para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de Q_1 , $1,5Q_1$ y $2Q_1$.

En la Figura 4.14 se presentan las ecuaciones de regresión obtenidas, que permiten relacionar la carga aplicada de la DBO₅ expresada en g/m²-d y la remoción de la DBO₅ alcanzada con las 4 especies de plantas acuáticas, expresadamente igualmente en g/m²d, a los 3 regímenes de caudal evaluados.

Para las 4 especies evaluadas, si bien la ecuación obtenida mediante la regresión lineal presentó coeficientes de determinación altos, se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación mediante regresiones potenciales.

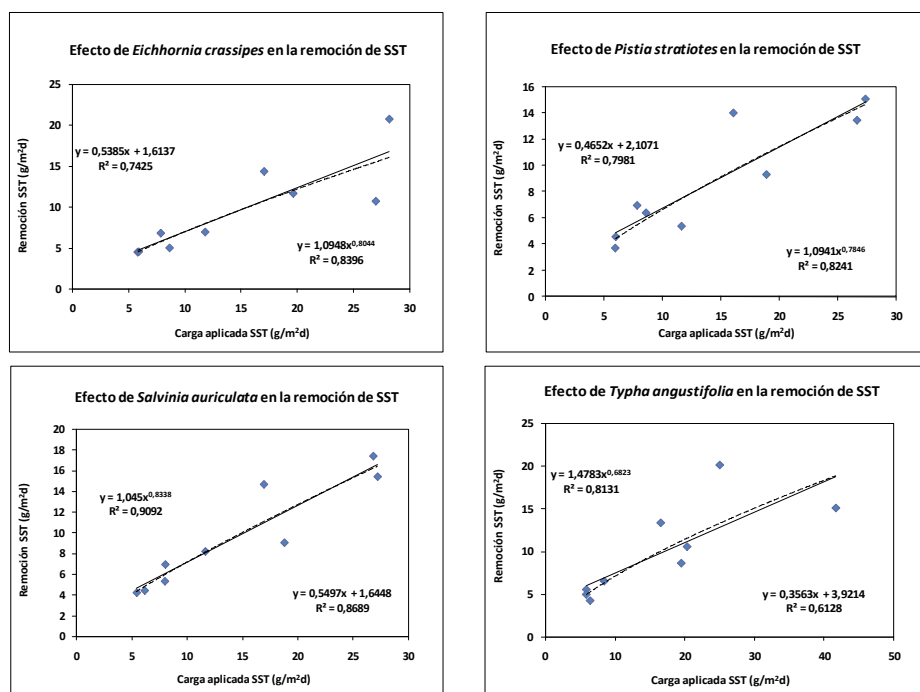


Figura 4.15. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción de los SST para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de Q₁, 1,5Q₁ y 2Q₁.

En la Figura 4.15 se presentan las ecuaciones de regresión obtenidas, que permiten describir la relación entre la carga aplicada de los SST, expresada en g/m²-d y la remoción de los SST alcanzada con las 4 especies de plantas acuáticas, expresadamente igualmente en g/m²d, a los 3 regímenes de caudal evaluados.

Para las 4 especies evaluadas se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación mediante regresiones potenciales.

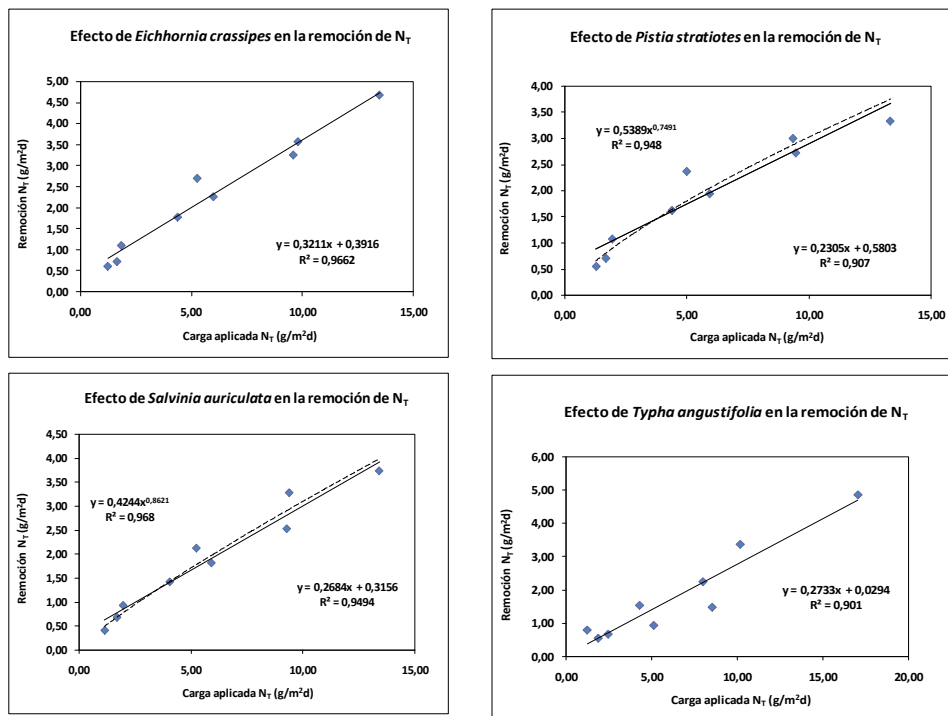


Figura 4.16. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del N_T para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de Q_1 , $1,5Q_1$ y $2Q_1$.

En la Figura 4.16 se presentan las ecuaciones de regresión obtenidas, que permiten describir la relación entre la carga aplicada de N_T , expresada en g/m²-d y la remoción del N_T alcanzada con las 4 especies de plantas acuáticas, expresadamente igualmente en g/m²d, a los 3 regímenes de caudal evaluados.

Para las especies *E. crassipes* y *T. angustifolia*, los mayores coeficientes de determinación de las ecuaciones se obtuvieron mediante regresiones lineales y para las especies *P. stratiotes* y *S. auriculata*, si bien la ecuación obtenida mediante la regresión lineal presentó coeficientes de determinación altos, se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación mediante regresión potencial.

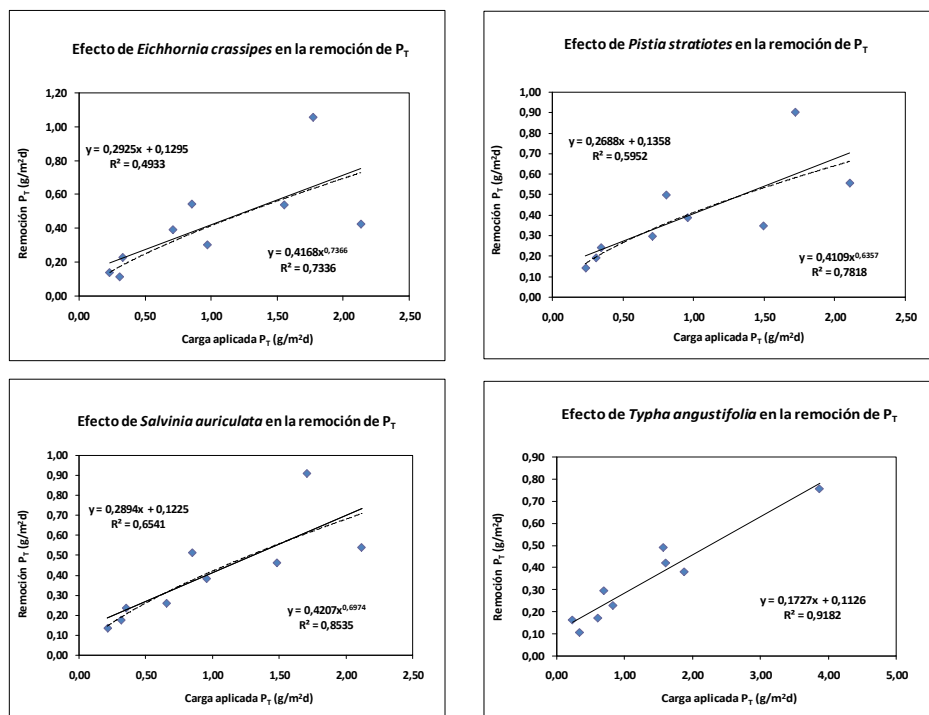


Figura 4.17. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del P_T para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de Q_1 , $1,5Q_1$ y $2Q_1$.

En la Figura 4.17 se presentan las ecuaciones de regresión obtenidas, que permiten describir la relación entre la carga aplicada de P_T , expresada en g/m²-d y la remoción del P_T alcanzada con las 4 especies de plantas acuáticas, expresadamente igualmente en g/m²d, a los 3 regímenes de caudal evaluados.

Para la especie *T. angustifolia*, los mayores coeficientes de determinación de las ecuaciones se obtuvieron mediante regresión lineal y para las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*, se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación mediante regresión potencial.

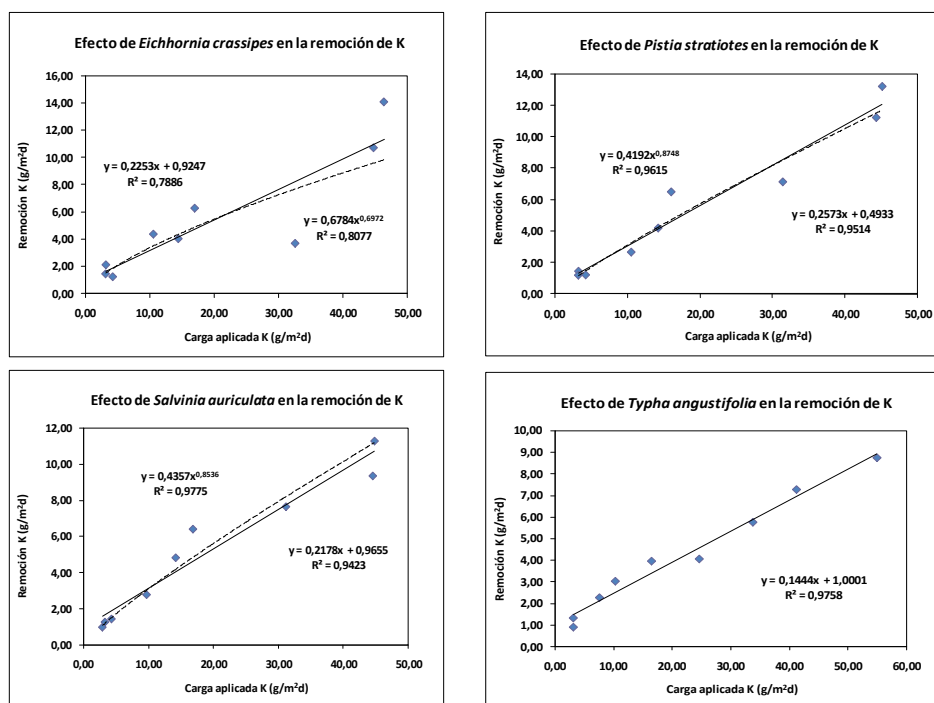


Figura 4.18. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción del K para las diferentes especies evaluadas a los regímenes de caudal de Q_1 , $1,5Q_1$ y $2Q_1$.

En la Figura 4.18 se presentan las ecuaciones de regresión obtenidas, que permiten describir la relación entre la carga aplicada de K, expresada en g/m²-d y la remoción del K alcanzada con las 4 especies de plantas acuáticas, expresadamente igualmente en g/m²d, a los 3 regímenes de caudal evaluados.

Para *T. angustifolia*, el mayor valor del coeficiente de determinación de la ecuación se alcanzó mediante regresión lineal. Para las especies flotantes se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación mediante regresión potencial.

4.4.6. Selección de la mejor especie para el postratamiento de las aguas mieles del café.

El primer criterio que se estableció para seleccionar la mejor especie en el postratamiento de las aguas mieles del café fue el porcentaje de remoción de la DBO₅ y adicionalmente se incorporó el coeficiente de eliminación de la DBO₅, por considerar en su cálculo el tiempo de retención hidráulica, que fue diferente entre las especies flotantes y la especie emergente.

Operando con afluentes sin diluir y considerando el porcentaje de remoción de la DBO₅, las mejores especies fueron *E. crassipes* y *P. stratiotes* que no mostraron diferencias estadísticas, según prueba de Tukey al 5% (Tabla 4.31), ni tampoco presentaron diferencias

estadísticas en los demás criterios considerados en su selección (porcentajes de remoción de SST, N_T , P_T y K). Y considerando el coeficiente de eliminación de la DBO_5 (Tabla 4.32), la mejor especie fue *T. angustifolia*.

Por lo tanto, entre las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes* y la especie emergente *T. angustifolia* estaba la selección de la mejor macrófita para el postratamiento de las aguas mieles del café.

Se determinó, para seleccionar la mejor especie y seleccionar el orden secuencial de las plantas, para la evaluación del tercer ensayo, elaborar una matriz considerando la remoción de los nutrimentos en mg/m^2-d , en los afluentes sin diluir y colocando para cada caudal y variable respuesta, la posición (de 1 a 4) que ocupó cada especie en la remoción del parámetro de interés, siendo 1 la especie que presentó las mayores remociones y 4 la especie que presentó las menores remociones. En la Tabla 4.33 se presentan los resultados de las posiciones de las especies en la remoción de los parámetros de interés.

Caudal	Variable respuesta	<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Pistia stratiotes</i>	<i>Salvinia auriculata</i>	<i>Typha angustifolia</i>
Q ₁	% remoción DBO_5	2	1	3	4
	% remoción SST	1	4	3	2
	% remoción N_T	1	2	3	4
	% remoción P_T	1	3	2	4
	% remoción K	1	2	3	4
1,5Q ₁	% remoción DBO_5	2	1	4	3
	% remoción SST	1	3	4	2
	% remoción N_T	1	4	3	2
	% remoción P_T	1	4	2	3
	% remoción K	4	2	1	3
2Q ₁	% remoción DBO_5	3	2	4	1
	% remoción SST	4	3	1	2
	% remoción N_T	2	4	3	1
	% remoción P_T	4	2	3	1
	% remoción K	2	1	3	4
Puntaje total		30	38	42	40

Tabla 4.33. Puntaje global de las 4 especies acuáticas evaluadas a 3 regímenes de caudal y afluentes sin diluir.

Finalmente, se realizó una sumatoria de las posiciones para determinar el orden secuencial de cada una de las especies en la evaluación del tercer ensayo, siendo la mejor especie la que presentó el menor puntaje, seguida de la especie que presentó el segundo menor puntaje y así sucesivamente.

De acuerdo con los datos condensados en la Tabla 4.33, la mejor especie para el postratamiento de las aguas mieles del café, fue la especie flotante *E. crassipes*, seguida de la especie flotante *P. stratiotes*, de la especie emergente *T. angustifolia* y de la especie flotante *S. auriculata*.

4.4.7. Obtención de ecuaciones de regresión múltiple.

Con los valores medios obtenidos, durante los períodos de estado estable y a los 3 regímenes de caudal (Q_1 , $1,5Q_1$ y $2Q_1$), de las cargas aplicadas de DBO_5 , SST, N_T , P_T y K, sus remociones alcanzadas y las tasas medias de crecimiento de las especies evaluadas, se ensayaron varias combinaciones con el fin de encontrar una ecuación que permitiera relacionar las remociones en función de la carga y de la tasa de crecimiento de la macrófita. Para ello se realizaron análisis de regresión múltiple, hasta obtener la ecuación de regresión con el valor del coeficiente de determinación más alto, eliminando las variables que estadísticamente no fueron significativas.

A continuación se presentan las ecuaciones obtenidas para las especies flotantes *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*, a las cuales, por su facilidad de muestreo, se les determinó las tasas de crecimiento total. Los parámetros estadísticos del análisis de varianza de las ecuaciones obtenidas se condensan en las Tablas 12.17, 12.18 y 12.19 de los anexos.

Ecuaciones de regresión para la remoción de: DBO_5 (RDBO), SST (RSST), N_T (RNT), P_T (RPT) y K (RK) para la especie *E. crassipes*.

$$RDBO = 4,171 + 0,00787(DBO_{af})^2 - 5,018 \cdot 10^{-5} (DBO_{af})^2 (CP) + 1,258 \cdot 10^{-5} (DBO_{af})(CP)^2.$$
$$R^2 = 0,977.$$

$$RSST = 8,931 - 0,000449(CP)^2 - 0,000407(SST_{af})^2(CP) + 6,064 \cdot 10^{-5} (SST_{af})(CP)^2.$$
$$R^2 = 0,962.$$

$$\text{Exp RNT} = 13,37 - 7,189(NT_{af}) + 1,019(NT_{af})^2.$$
$$R^2 = 0,957.$$

$$\text{Exp RPT} = 1,074 + 1,119(PT_{af}) - 0,421(PT_{af})^2 - 0,01689(PT_{af})(CP) + 7,178 \cdot 10^{-5} (PT_{af})(CP)^2.$$
$$R^2 = 0,981.$$

$$RK = 0,167 + 0,245(K_{af}) + 0,00157(K_{af})(CP) - 6,648 \cdot 10^{-5} (K_{af})^2(CP).$$
$$R^2 = 0,995.$$

Siendo (DBO , SST, NT, PT, K)_{af}, la carga aplicada al sistema, en g/m^2 -d, y CP la tasa de crecimiento de la planta en g/m^2 -d.

Ecuaciones de regresión para la remoción de: DBO_5 (RDBO), SST (RSST), N_T (RNT), P_T (RPT) y K (RK) para la especie *P. stratiotes*.

$$\text{Ln RDBO} = -6,432 + 0,152(DBO_{af}) + 0,08275(CP) - 0,000238(CP)^2 - 1,444 \cdot 10^{-5} (DBO_{af})^2(CP).$$
$$R^2 = 0,997.$$

$$RSST = 2,107 + 0,465 (SST_{af}).$$

$$R^2 = 0,798.$$

$$\text{Exp RNT} = -0,279 + 2,153(\text{NT}_{\text{af}}) - 0,00421 (\text{NT}_{\text{af}})(\text{CP}).$$

$$R^2 = 0,974.$$

$$\text{Exp RPT} = 2,039 + 0,839 (\text{PT}_{\text{af}}) - 0,01096(\text{CP}) - 0,411(\text{PT}_{\text{af}})^2 + 2,806*10^{-5} (\text{CP})^2.$$

$$R^2 = 0,975.$$

$$\text{Ln RK} = -0,288 + 0,194(\text{K}_{\text{af}}) - 0,00295(\text{K}_{\text{af}})^2 - 0,000211(\text{K}_{\text{af}})(\text{CP}).$$

$$R^2 = 0,980.$$

Siendo (DBO, SST, NT, PT, K)_{af}, la carga aplicada al sistema, en g/m²-d, y CP la tasa de crecimiento de la planta en g/m²-d.

Ecuaciones de regresión para la remoción de: DBO₅ (RDBO), SST (RSST), N_T (RNT), P_T (RPT) y K (RK) para la especie *S. auriculata*.

$$\text{Ln RDBO} = 3,050 - 0,02494(\text{CP}) + 0,00129(\text{DBO}_{\text{af}})(\text{CP}) - 1,734*10^{-5}(\text{DBO}_{\text{af}})^2(\text{CP}).$$

$$R^2 = 0,979.$$

$$\text{sqrt RSST} = 0,747 + 0,152 (\text{SST}_{\text{af}}) + 0,01427(\text{CP}) - 0,000101 (\text{CP})^2.$$

$$R^2 = 0,973.$$

$$\text{RNT} = 1,080 + 0,210(\text{NT}_{\text{af}}) - 9,57*10^{-5}(\text{CP})^2.$$

$$R^2 = 0,971.$$

$$\text{Ln RPT} = -2,354 + 2,217(\text{PT}_{\text{af}}) - 0,642(\text{PT}_{\text{af}})^2.$$

$$R^2 = 0,870.$$

$$\text{Ln RK} = 1,572 - 0,01946(\text{CP}) + 0,00104 (\text{K}_{\text{af}})^2 + 0,00112(\text{K}_{\text{af}})(\text{CP}).$$

$$R^2 = 0,994.$$

Siendo (DBO, SST, NT, PT, K)_{af}, la carga aplicada al sistema, en g/m²-d, y CP la tasa de crecimiento de la planta en g/m²-d.

4.5. Conclusiones.

Con afluentes anaerobios de las aguas mieles del café sin diluir y diluidos al 40% se observaron, para las diferentes especies acuáticas, una tendencia de remover mayor cantidad de SST a un caudal de $1,5Q_1$ comparado con $2Q_1$. Entre especies se observó, en términos generales, que *T. angustifolia* fue la más eficiente en la remoción de SST a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *S. auriculata* a un régimen de caudal de $2Q_1$.

Con afluentes anaerobios sin diluir y diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, una tendencia de remoción de la DQO total, DQO filtrada, DBO_5 , N-NTK total, N-NTK filtrado, N-NH₃, N_T, P-PO₄ totales, P-PO₄ filtrados, S-SO₄ mayor al caudal de $1,5Q_1$ comparado con $2Q_1$.

Entre especies se observó, en términos generales, que *P. stratiotes* y *E. crassipes* fueron las más eficientes en la remoción de la DQO total, DQO filtrada y DBO_5 a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *S. auriculata* a un régimen de caudal de $2Q_1$. *T. angustifolia* presentó mayores remociones del N-NTK total, N-NTK filtrado, N_T a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *E. crassipes* a un régimen de caudal de $2Q_1$.

S. auriculata y *E. crassipes* presentaron mayores remociones del N-NH₃ a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *E. crassipes* a un régimen de caudal de $2Q_1$. *T. angustifolia* presentó mayores remociones del N-NO₃ a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *S. auriculata* a un régimen de caudal de $2Q_1$.

Se observó que *E. crassipes* presentó mayores remociones de los P-PO₄ totales, P-PO₄ filtrados y K a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *P. stratiotes* para P-PO₄ totales y filtrados y *S. auriculata* para K, a un régimen de caudal de $2Q_1$. *T. angustifolia* presentó mayores remociones de S-SO₄ a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *P. stratiotes* a un régimen de caudal de $2Q_1$.

En afluentes sin diluir y diluidos al 10% se observaron, para las diferentes especies, una mayor remoción de coliformes totales cuando operaron con un caudal de $1,5Q_1$ comparado con $2Q_1$. Entre especies se observó, en términos generales, que *T. angustifolia* presentó mayores remociones de coliformes totales a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *P. stratiotes* a un régimen de caudal de $2Q_1$. De las 4 especies acuáticas evaluadas, *E. crassipes* mostró los menores porcentajes de remoción de coliformes totales y fecales.

En general la disminución de coliformes totales y fecales, en las diferentes lagunas experimentales, estuvo entre 0 y 3 escalas logarítmicas.

Con *E. crassipes* operando a un caudal de $1,5Q_1$, el análisis de varianza sólo presentó efecto de la concentración de los afluentes sobre los porcentajes de remoción y los coeficientes de eliminación de la DBO_5 y del K , presentando estas variables una tendencia lineal negativa y para un caudal de $2Q_1$ se presentó efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción y sobre los coeficientes de eliminación de la DBO_5 y de los SST, presentando estas variables una tendencia lineal negativa.

Para *P. stratiotes*, operando a un caudal de $1,5Q_1$, el análisis de varianza mostró efecto de la concentración del afluente sobre los porcentajes de remoción y coeficiente de eliminación de la DBO_5 , presentando estas variables una tendencia cuadrática y para un caudal de $2Q_1$ se presentó efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción y coeficientes de eliminación de la DBO_5 y SST, presentando estas variables una tendencia lineal negativa, excepto el coeficiente de eliminación de SST que presentó una tendencia cuadrática.

Con la especie *S. auriculata*, operando a un caudal de $1,5Q_1$, el análisis de varianza sólo mostró efecto de la concentración del afluente sobre el porcentaje de remoción de la DBO_5 (tendencia cuadrática) y su coeficiente de eliminación (tendencia lineal negativa) y para un caudal de $2Q_1$ se presentó efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción y los coeficientes de eliminación de la DBO_5 y SST, siendo la tendencia de estas variables lineal negativa, excepto para el porcentaje de remoción de la DBO_5 que presentó una tendencia cuadrática.

Para la especie emergente *T. angustifolia*, operando a un caudal de $1,5Q_1$, el análisis de varianza presentó efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción y sobre los coeficientes de eliminación de la DBO_5 , SST y P_T , presentando estas variables una tendencia lineal negativa, excepto el coeficiente de eliminación y el porcentaje de remoción de la DBO_5 , que presentaron una tendencia cuadrática. Para un caudal de $2Q_1$ se presentó efecto de la concentración sobre los porcentajes de remoción y los coeficientes de eliminación de la DBO_5 y de los SST, presentando estas variables una tendencia lineal negativa.

En afluentes sin diluir y diluidos al 40 y al 10% se observaron, para las diferentes especies, en el estado estable, una mayor tasa de crecimiento cuando operaron con un caudal de $1,5Q_1$ comparado con $2Q_1$. Entre especies se observó, en términos generales, que *E. crassipes* presentó mayores tasas de crecimiento a un régimen de caudal de $1,5Q_1$ y *P. stratiotes* a un régimen de caudal de $2Q_1$.

Las ecuaciones de regresión obtenidas en el presente ensayo permiten predecir que se presenta inhibición en el crecimiento de las plantas con cargas orgánicas aplicadas de 926 kg DBO_5 /ha-d para *E. crassipes*, 825 kg DBO_5 /ha-d para *T. angustifolia*, 739 kg DBO_5 /ha-d para *P. stratiotes* y 443 kg DBO_5 /ha-d para *S. auriculata*.

A los 3 regímenes de caudal evaluados (Q_1 , $1,5Q_1$ y $2Q_1$) y con afluentes sin diluir, las mejores especies en la remoción de la DBO_5 fueron *E. crassipes* y *P. stratiotes*, entre las que no se presentó diferencias estadísticas a un nivel del 5% y tampoco presentaron diferencias estadísticas en los porcentajes de remoción de SST, N_T , P_T y K. Mientras que *T. angustifolia* presentó el mayor coeficiente de eliminación de la DBO_5 siendo diferente estadísticamente de las demás especies y también presentó los mayores coeficientes de eliminación de SST, N_T , P_T y K.

A los 3 regímenes de caudal evaluados y con afluentes diluidos al 40%, las mejores especies fueron *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata* entre las que no se presentaron diferencias estadísticas al 5% en los porcentajes de remoción de la DBO_5 , SST, N_T , P_T y K. Mientras que *T. angustifolia* presentó el mayor coeficiente de eliminación de la DBO_5 siendo diferente estadísticamente de las demás especies y también presentó los mayores coeficientes de eliminación de SST, N_T , P_T y K.

A los 3 regímenes de caudal evaluados y con afluentes diluidos al 10%, las mejores especies fueron *E. crassipes* y *S. auriculata* entre las que no se presentaron diferencias estadísticas al 5% en los porcentajes de remoción de la DBO_5 , SST, N_T y P_T y K. Mientras que *T. angustifolia* presentó el mayor coeficiente de eliminación de la DBO_5 siendo diferente estadísticamente de las demás especies y también presentó los mayores coeficientes de eliminación de SST, N_T , P_T y K.

Considerando el desempeño de las 4 especies acuáticas en la remoción (medida como mg/m^2-d) de los parámetros DBO_5 , SST, N_T , P_T y K en afluentes sin diluir, se determinó que la mejor especie para el postratamiento de las aguas mieles del café, fue la especie flotante *E. crassipes*, seguida de la especie flotante *P. stratiotes*, de la especie emergente *T. angustifolia* y de la especie flotante *S. auriculata*.

***MONOCULTIVO vs COMBINACIÓN DE ESPECIES EN SISTEMAS
ACUÁTICOS CON EFLUENTES DE LOS SMTA.***

5. MONOCULTIVO vs COMBINACIÓN DE ESPECIES EN SISTEMAS ACUÁTICOS CON EFLUENTES DE LOS SMTA (Ensayo 3).

5.1. Introducción.

Dado que las plantas acuáticas son susceptibles a ciertas enfermedades y plagas y las concentraciones densas de una sola especie favorecen la transmisión de enfermedades, la estabilidad de un sistema acuático es favorecida cuando está constituido por varias especies. Así pues, los sistemas acuáticos que involucran varias especies de plantas acuáticas pueden mostrar mayor capacidad de eliminación de contaminación y mayor estabilidad que los que están constituidos por una sola especie (Lord, 1982).

Coleman y Col. (2001), reportan en el tratamiento de aguas residuales domésticas con las especies emergentes *Typha latifolia*, *Juncus effusus* y *Scirpus validus*, que se presentaron diferencias significativas entre especies y sugieren que los policultivos (mezclas de especies) pueden tener un mejor desempeño que los monocultivos.

Los mismos autores reportan que *T. latifolia* fue superior a las otras 2 especies en el proceso de depuración, pero que declinó su crecimiento con la distancia de entrada del afluente, posiblemente por la limitación de nutrientes o problemas de toxicidad. Considerando que *Typha* spp, bajo ciertas condiciones ambientales ha exhibido signos de stress, disminución del crecimiento y reducción de su habilidad para facilitar el tratamiento, muchos trabajos de investigación han sugerido establecer otras especies y cultivos mixtos para proporcionar estabilidad y efectividad al sistema de tratamiento.

Sooknah y Wilkie (2004), reportan que un sistema acuático postratando efluentes anaerobios de excretas de vacuno utilizando únicamente la especie flotante *E. crassipes* mostró, en términos de reducción de nutrientes, DQO, sólidos y salinidad, mejor desempeño que un sistema de policultivo en el que se tuvo una mezcla de las especies flotantes *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *Hydrocotyle umbellata*, que a su vez mostró mejor desempeño que *P. stratiotes* y que *Hydrocotyle umbellata*.

Los mismos autores reportan que el desempeño general de la mezcla de especies flotantes indica que tal sistema tiene potencial en el tratamiento de aguas residuales, dado que visualmente se encontró que *E. crassipes* influyó positivamente en el crecimiento de *Hydrocotyle umbellata* y que las características del crecimiento de las 2 plantas en términos de su morfología (crecimiento vertical cuando la superficie del agua estuvo completamente cubierta por la biomasa) lo hace apropiado para el tratamiento.

5.2. Objetivos e hipótesis.

El objetivo general del presente ensayo es evaluar el desempeño de un sistema acuático de tratamiento que utilice un monocultivo de la especie flotante *E. crassipes* (seleccionada como la mejor en los 2 ensayos anteriores) frente a sistemas acuáticos que utilicen una mezcla de las especies flotantes *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata* y un policultivo utilizando, en su orden, *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* para el postratamiento de las aguas mieles del café, tratadas por digestión anaerobia, bajo las condiciones climáticas de la zona cafetera colombiana.

Como objetivos específicos se tienen:

- ✓ Evaluar en el estado estable, los porcentajes de eliminación de la carga orgánica, en términos de DQO total, DQO filtrada, DBO₅, ST y SST por parte de los 3 sistemas acuáticos operando con efluentes sin diluir del SMTA a un caudal de 1,5Q₁.
- ✓ Determinar en el estado estable, los porcentajes de eliminación de las diferentes formas de nitrógeno (total, nítrico y amoniacal), del fósforo total, los sulfatos y el potasio por parte de los 3 sistemas acuáticos.
- ✓ Determinar en el estado estable, los porcentajes de eliminación de los coliformes totales y fecales por parte de los 3 sistemas acuáticos.
- ✓ Determinar en el estado estable, los coeficientes de eliminación de la DBO₅, SST, N_T, P_T y K por parte de los 3 sistemas acuáticos.
- ✓ Determinar en el estado estable, las tasas de crecimiento y el contenido de minerales de las especies acuáticas que forman parte de los 3 sistemas de tratamiento.
- ✓ Determinar cual sistema de tratamiento es el más apropiado para el postratamiento de las aguas mieles considerando aspectos tales como eliminación de contaminantes, tasas de crecimiento de las especies, resistencia a enfermedades y plagas, facilidades de mantenimiento y operación y costos.
- ✓ Obtener los resultados de las variables climáticas bajo las cuales se desarrolló el ensayo.
- ✓ Obtener ecuaciones de regresión que permitan modelar el efecto de las especies sobre la eliminación de los contaminantes evaluados.

Como primera hipótesis de trabajo se tendrá que la utilización de plantas acuáticas flotantes y emergentes en sistemas de postratamiento, permiten obtener efluentes con una concentración de carga orgánica, evaluada en términos de DQO y DBO₅, inferiores a 490 y 279 ppm, respectivamente.

La segunda hipótesis de trabajo establecerá que con un sistema de postratamiento, que involucre la combinación de plantas acuáticas flotantes y emergentes de diferentes familias, se obtienen porcentajes de remoción, en el agua postratada, mayores a los obtenidos con la mejor planta individual evaluada.

5.3. Materiales y métodos.

5.3.1. Lugar donde se realizó la investigación.

La presente investigación se realizó en el Centro Nacional de Investigaciones de Café, Cenicafé, La granja, Chinchiná.

5.3.2. Fecha de realización.

Este ensayo tuvo una duración de 393 días, comprendidos entre el 28 de septiembre del 2005 y el 26 de octubre del 2006 y repartidos en 2 fases. La primera fase, comprendió desde el 28 de septiembre del 2005 hasta el 20 de abril del 2006 (204 días), en donde los efluentes del SMTA presentaron cargas orgánicas bajas y una segunda fase, comprendida entre el 21 de abril del 2006 y el 26 de octubre del 2006 (189 días), en la cual se lograron obtener efluentes con cargas orgánicas altas.

A partir del 5 de octubre del 2005 se inicia el monitoreo de las variables básicas (Caudal, pH, Temperatura, DQO total, DQO filtrada, DBO₅, Sólidos Totales y Sólidos Suspendedos), en la primera fase, para un total de 11 caracterizaciones.

El estado estable de la primera fase se evaluó entre el día 11 de enero del 2006 y el día 20 de abril del 2006 (para un total de 99 días) y se realizaron 5 muestreos consecutivos. Bajo estas condiciones se evaluaron además de los parámetros mencionados en el párrafo anterior, el nitrógeno Kjeldahl total y filtrado, el nitrógeno amoniacal, los nitratos, el fósforo total y filtrado, los sulfatos, el potasio y los coliformes totales y fecales.

La segunda fase del estado estable, en la cual se evaluaron los mismos parámetros que en la primera, se evaluó entre el día 9 de agosto del 2006 y el día 26 de octubre del 2006 (para un total de 78 días) y se realizaron 4 muestreos consecutivos.

5.3.3. Materiales.

Las necesidades diarias de agua residual, tratada anaerobiamente, fueron de 460 litros para este ensayo, los cuales provenían del beneficio de 500 kg de frutos. Las aguas mieles se obtuvieron de la misma forma que se describió para los ensayos 1 y 2.

Los efluentes provenientes del beneficiadero experimental presentaron, durante la primera fase de este ensayo concentraciones de DQO que variaron entre un valor mínimo de 6370 ppm y máximo de 12753 ppm, con un promedio de 8740 ppm.

En promedio, durante este tercer ensayo, Fase I, las aguas mieles que ingresaron al sistema de tratamiento anaerobio durante el tiempo que duró el mismo presentaron una DQO afluente media de $8740^{(58)} \pm 1617$ ppm y durante el estado estable el valor medio de la DQO afluente fue de $7280^{(25)} \pm 588$ ppm.

La DQO afluente para la primera línea, constituida por una mezcla de las especies flotantes y alimentada con los efluentes provenientes del reactor metanogénico empacado con guadua, fue de $751^{(11)} \pm 639$ ppm, en la primera fase, siendo la remoción de la DQO del sistema del 91,73%. La línea 2 estuvo constituida por las 4 especies evaluadas en los 2 ensayos anteriores y alimentada con los efluentes del reactor metanogénico que estaba empacado con trozos de llanta y para el cual la DQO media fue $590^{(11)} \pm 400$ ppm, para un porcentaje de remoción de la DQO del sistema del 93,25%. Finalmente la línea 3, constituida por *E. crassipes*, estuvo alimentada por el efluente del reactor metanogénico que estaba empacado con trozos de botellas no retornables, cuya DQO media fue $481^{(11)} \pm 339$ ppm, para un porcentaje de remoción de DQO del 94,50%.

Para el estado estable evaluado en la primera fase de este ensayo, los porcentajes de remoción del SMTA fueron del 95,36%, 95,16% y 96,18%, con los reactores metanogénicos empacados con guadua, trozos de llanta y pedazos de botellas no retornables, respectivamente.

Los altos porcentajes de remoción de la carga orgánica en el SMTA estuvieron influenciados no sólo por el cambio de la unidad hidrolítica y la aparición del liquen en la misma, aspectos ya discutidos en el ensayo 2, sino también a que los tiempos de detención hidráulica se incrementaron en los reactores metanogénicos, con capacidad de procesar 792 litros de agua residual/unidad-día y cuyas necesidades fueron de sólo 160 litros de efluente/unidad-día.

Considerando las bajas concentraciones de carga orgánica provenientes del SMTA y la variabilidad de los efluentes obtenidos de los diferentes reactores metanogénicos, se decidió continuar con la experimentación durante la cosecha principal (segundo semestre del año), realizando los máximos esfuerzos para conseguir cantidades suficientes de café para ser procesados en el beneficiadero para el pequeño caficultor y unir los efluentes de los 3 reactores metanogénicos, antes de alimentar las líneas.

Los efluentes provenientes del beneficiadero experimental presentaron, durante la segunda fase de este ensayo concentraciones de DQO que variaron entre un valor mínimo de 7514 ppm y máximo de 22230 ppm, con un promedio de 11653 ppm.

En promedio, durante este tercer ensayo, Fase II, las aguas mieles que ingresaron al sistema de tratamiento anaerobio, durante el tiempo que duró el mismo, presentaron una DQO afluente media de $16006^{(62)} \pm 6520$ ppm y durante el estado estable el valor medio de la DQO afluente fue de $19863^{(27)} \pm 4969$ ppm.

La concentración media, en términos de DQO, de los efluentes del SMTA con los que se alimentaron las 3 líneas del sistema de postratamiento, fueron para la segunda fase del estado estable, de $1670^{(4)} \pm 338$ ppm, siendo los porcentajes de remoción del SMTA del 91,59%, los cuales continúan siendo altos y de nuevo favorecidos por los mayores tiempos de detención hidráulica.

Las altas concentraciones, en términos de DQO, de las aguas mieles que ingresaron al sistema de tratamiento en esta segunda fase, produjeron episodios de acidificación (pH del

efluente < a 5,50) en el reactor metanogénico empacado en guadua que obligaron a su cierre por varios días y a la adición de urea para favorecer su pronto restablecimiento, lo que ocurrió los días 5, 15, 19, 31, 22 y 26 de septiembre del 2006.

Se utilizaron las mismas lagunas y el mismo material biológico descritos en el primer ensayo.

5.3.4. Métodos.

En este ensayo se evaluaron, simultáneamente, 3 tratamientos a saber:

Tratamiento 1 (Línea 3). Se evaluaron 4 lagunas, de 500 litros cada una, conectadas en serie, utilizando la especie flotante *E. crassipes* (seleccionada como la mejor especie en los 2 ensayos anteriores), para postratar las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente.

Tratamiento 2 (Línea 2). Se evaluaron 4 lagunas, de 500 litros cada una, conectadas en serie, en donde el primer paso estuvo constituido por *E. crassipes*, el segundo por *P. stratiotes*, el tercero por *T. angustifolia* y el cuarto por *S. auriculata* (dado que ese fue el orden de mayor a menor encontrado en los 2 ensayos anteriores en la efectividad del tratamiento de las aguas mieles del café provenientes de un tratamiento anaerobio).

Tratamiento 3 (Línea 1). Se evaluaron 4 lagunas, de 500 litros cada una, conectadas en serie, utilizando en cada paso una combinación de las 3 plantas flotantes evaluadas en los 2 ensayos anteriores (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata*).

En la Figura 5.1 se muestra la distribución en campo de los tratamientos evaluados en el tercer ensayo.

5.3.4.1. Densidad de arranque de las plantas evaluadas.

Se utilizó la misma densidad de arranque de los ensayos anteriores: 9,0 kg frescos/m² para *E. crassipes*; 2,0 kg frescos/m² para *P. stratiotes*, 1,5 kg frescos/m² para *S. auriculata* y 30 plantas/m² para *T. angustifolia*.

5.3.4.2. Evaluación de la depuración alcanzada con las macrófitas.

Cada 20 días y hasta que se tuvieron 4 datos en estado estable (cuando el valor de la remoción de la DBO₅ en las lagunas experimentales tuvo una variación menor al 10%), se evaluó la eliminación de carga orgánica determinando la DQO, Sólidos Totales, Sólidos Suspendidos y la DBO₅ en el afluente y en el efluente de las lagunas.

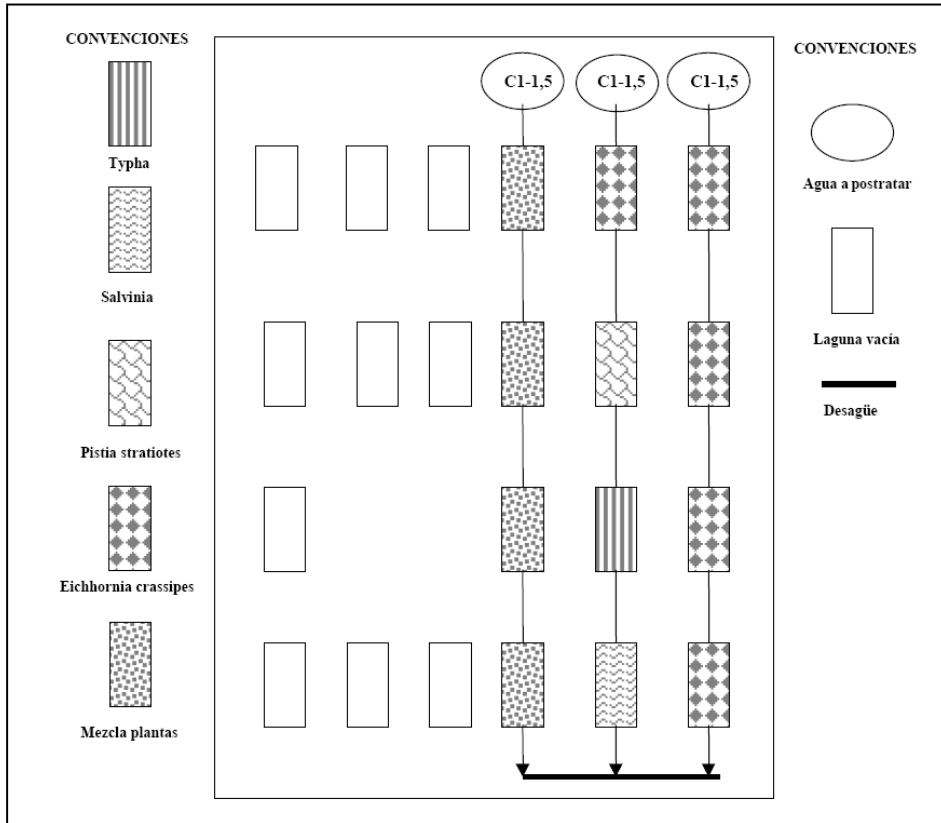


Figura 5.1. Diagrama de planta de la distribución de los tratamientos del ensayo.

Bajo condiciones de estado estable se evaluaron además de los parámetros mencionados en el párrafo anterior, el nitrógeno Kjeldahl total y filtrado, el nitrógeno amoniacal, los nitratos, el fósforo total y filtrado, los sulfatos, el potasio y los coliformes totales y fecales.

5.3.4.3. Muestreos y análisis del agua.

Se realizaron muestreos compuestos cada 20 días. En cada muestreo se tuvo en cuenta el tiempo de detención hidráulica calculado para cada laguna, para tomar las muestras de los efluentes. La toma de los afluentes se realizó los días miércoles y de los efluentes, dependiendo del tiempo de detención hidráulica, se realizó los días viernes y lunes siguiente.

Para la primera fase, se condujeron directamente los efluentes de cada reactor metanogénico (3 en total) a 3 tanques de polietileno de 2 m³, cada uno, para alimentar en forma individual cada una de las líneas experimentales. Dada la heterogeneidad en los porcentajes de remoción de los reactores metanogénicos, en la segunda fase se condujeron nuevamente los 3

efluentes de los reactores metanogénicos a un tanque de mezcla y de allí se llevaron para alimentar las 3 líneas experimentales.

Se utilizó la misma metodología de muestreo y los mismos métodos analíticos descritos en los ensayos anteriores.

5.3.4.4. Variables climáticas.

Se tuvieron como apoyo las mediciones de temperatura y humedad relativa del aire, junto con la precipitación y el brillo solar, tomadas en la estación meteorológica de Cenicafé – La granja (ubicada a menos de 500 metros del sitio de experimentación), cuyo equipo de medición se describió en el primer ensayo.

5.3.4.5. Muestreo y caracterización de la biomasa.

Quincenalmente y durante el tiempo que duró la experimentación, se determinó la tasa de crecimiento de las macrófitas utilizadas en el proceso de depuración y se determinó su contenido de cenizas, siguiendo la misma metodología descrita en el primer ensayo.

5.3.5. Análisis de la información.

Se realizó el mismo análisis de la información que se describió para el ensayo 1.

5.4. Resultados y Discusión.

5.4.1. Condiciones climáticas en las que se desarrolló el ensayo.

En la Tabla 5.1 se presentan los resultados de las variables climáticas bajo las cuales se desarrolló el ensayo 3, tanto para las dos fases del estado estable, como para el tiempo total de duración del mismo.

Al igual que ocurrió en los ensayos 1 y 2, la máxima variación en la variable exógena temperatura entre los promedios de los estados estables y el total del ensayo, fue de sólo el 1,94% y ocurrió entre los promedios de la temperatura mínima.

Variable exógena	Tiempo	Promedio	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Temperatura máxima (°C)	Todo el ensayo.	28,39 ⁽³⁹⁴⁾	2,17	21,40	33,20
	Estado estable FI.	28,75 ⁽¹⁰⁰⁾	2,14	21,40	33,20
	Estado estable FII.	28,88 ⁽⁷⁹⁾	2,19	23,40	32,50
Temperatura mínima (°C)	Todo el ensayo.	17,10 ⁽³⁹⁴⁾	0,92	14,00	19,40
	Estado estable FI.	17,37 ⁽¹⁰⁰⁾	0,92	15,20	19,20
	Estado estable FII.	17,04 ⁽⁷⁹⁾	0,94	14,00	19,00
Temperatura media (°C)	Todo el ensayo.	21,36 ⁽³⁹⁴⁾	1,15	17,80	24,20
	Estado estable FI.	21,57 ⁽¹⁰⁰⁾	1,12	19,20	24,20
	Estado estable FII.	21,56 ⁽⁷⁹⁾	1,18	18,60	24,00
Humedad Relativa (%)	Todo el ensayo.	82,66 ⁽³⁹⁴⁾	6,25	66,00	98,70
	Estado estable FI.	82,58 ⁽¹⁰⁰⁾	5,85	66,00	98,00
	Estado estable FII.	80,41 ⁽⁷⁹⁾	6,26	69,00	97,30
Lluvia (mm)	Todo el ensayo.	7,70 ⁽³⁹⁴⁾	12,74	0,00	77,70
	Estado estable FI.	7,84 ⁽¹⁰⁰⁾	13,81	0,00	72,20
	Estado estable FII.	5,84 ⁽⁷⁹⁾	11,96	0,00	77,70
Brillo Solar (horas)	Todo el ensayo.	4,55 ⁽³⁹⁴⁾	2,58	0,00	10,10
	Estado estable FI.	4,33 ⁽¹⁰⁰⁾	2,48	0,00	9,50
	Estado estable FII.	5,07 ⁽⁷⁹⁾	2,76	0,10	9,50

* Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 5.1. Condiciones Climáticas bajo las que se desarrolló el Ensayo.

Para el caso de la humedad relativa, la variación entre los promedios en el estado estable y el global del ensayo fue del 2,72%.

En el brillo solar se presentaron variaciones mayores, con un incremento del 11,43% para la segunda fase del estado estable respecto al promedio del global del ensayo, mientras que para la primera fase del estado estable se presentó un pequeño decremento (respecto al global) del 4,54%.

Al igual que para el ensayo 2, estos incrementos en el brillo solar se presentaron en el segundo semestre del año.

Para la segunda fase del estado estable se presentaron los menores valores de lluvia, con una disminución del 24,16% respecto al promedio global, mientras que para la primera fase del estado estable se presentó un leve incremento (1,82%).

5.4.2. Resultados de las variables evaluadas durante el proceso de depuración.

A continuación se presentan los promedios de los resultados obtenidos en el monitoreo de las diferentes variables en el estado estable y para las 2 fases del ensayo.

5.4.2.1. Caudales.

En la Tabla 5.2 se presentan los valores promedio de los caudales de entrada y salida de cada una de las lagunas que conformaron las 3 líneas experimentales (denotadas como Ln1, Ln2 y Ln3) y de cada línea, para el estado estable y las 2 fases experimentales del ensayo.

Para las 4 lagunas, dispuestas en serie, que conformaron la línea 1 y en las que se dispusieron mezcladas las 3 especies flotantes, la relación entre los caudales medios de salida y de entrada varió entre 0,92 y 1,05 para la fase I y entre 0,89 y 1,10 para la fase II. Para el global de la línea, la relación fue de 0,90 en la fase I y de 0,93 en la fase II.

Para las 4 lagunas, dispuestas en serie, que conformaron la línea 2 y en las que se dispusieron separadamente y en su respectivo orden, *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*, la relación entre los caudales medios de salida y de entrada varió entre 0,92 y 1,04 para la fase I y entre 0,92 y 1,03 para la fase II. Para el global de la línea, la relación fue de 0,91 tanto en la fase I como en la fase II.

Para las 4 lagunas, dispuestas en serie, que conformaron la línea 3 y en las que se dispuso la macrófita seleccionada como la mejor en el proceso de depuración: *E. crassipes*, la relación entre los caudales medios de salida y de entrada varió entre 0,97 y 1,01 para la fase I y entre 0,89 y 1,02 para la fase II. Para el global de la línea, la relación fue de 0,94 en la fase I y de 0,92 en la fase II.

Laguna	Caudal (ml/min)		pH (unidades)		Temperatura (°C)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Fase I (5)*.						
FLLg1Ln1	105±6,39	98±4,47	8,04	7,79	21,98±1,11	21,30±0,65
FLLg2Ln1	98±4,47	97±5,76	7,79	7,82	21,30±0,65	21,04±0,38
FLLg3Ln1	97±5,76	102±3,81	7,82	8,06	21,04±0,38	21,28±0,50
FLLg4Ln1	102±3,81	94±7,36	8,06	8,09	21,28±0,50	21,12±0,28
ECLg1Ln2	97±3,67	101±8,23	7,95	7,76	22,36±1,80	20,88±1,37
PTLg2Ln2	101±8,23	94±5,15	7,76	7,72	20,88±1,37	20,84±0,73
TFLg3Ln2	94±5,15	96±4,24	7,72	7,31	20,84±0,73	21,34±0,43
SVLg4Ln2	96±4,24	88±10,01	7,31	7,87	21,34±0,43	21,32±0,45
ECLg1Ln3	100±3,78	98±5,63	7,85	7,63	22,32±1,55	20,94±1,30
ECLg2Ln3	98±5,63	95±5,02	7,63	7,71	20,94±1,30	20,94±1,25
ECLg3Ln3	95±5,02	96±5,22	7,71	7,73	20,94±1,25	21,08±0,54
ECLg4Ln3	96±5,22	94±12,16	7,73	7,77	21,08±0,54	21,24±0,70
Total Ln1	105±6,39	94±7,36	8,04	8,09	21,98±1,11	21,12±0,28
Total Ln2	97±3,67	88±10,01	7,95	7,87	22,36±1,80	21,32±0,45
Total Ln3	100±3,78	94±12,16	7,85	7,77	22,32±1,55	21,24±0,70
Fase II (4)*.						
FLLg1Ln1	104±2,99	98±5,44	7,48	7,50	22,23±0,46	20,60±0,12
FLLg2Ln1	98±5,44	87±18,89	7,50	7,68	20,60±0,12	20,53±0,64
FLLg3Ln1	87±18,89	96±4,92	7,68	7,84	20,53±0,64	20,63±0,46
FLLg4Ln1	96±4,92	97±2,65	7,84	7,64	20,63±0,46	20,93±0,41
ECLg1Ln2	104±7,97	96±4,20	7,48	7,53	22,23±0,46	20,30±0,63
PTLg2Ln2	96±4,20	92±5,69	7,53	7,72	20,30±0,63	20,33±0,68
TFLg3Ln2	92±5,69	92±3,86	7,72	7,48	20,33±0,68	20,73±0,81
SVLg4Ln2	92±3,86	95±6,40	7,48	7,74	20,73±0,81	21,15±0,85
ECLg1Ln3	104±4,50	93±2,87	7,48	7,64	22,23±0,46	21,05±0,87
ECLg2Ln3	93±2,87	93±4,20	7,64	7,66	21,05±0,87	20,53±0,84
ECLg3Ln3	93±4,20	95±2,94	7,66	7,58	20,53±0,84	20,73±0,65
ECLg4Ln3	95±2,94	96±2,50	7,58	7,68	20,73±0,65	20,88±0,59
Total Ln1	104±2,99	97±2,65	7,48	7,64	22,23±0,46	20,93±0,41
Total Ln2	104±7,97	95±6,40	7,48	7,74	22,23±0,46	21,15±0,85
Total Ln3	104±4,50	96±2,50	7,48	7,68	22,23±0,46	20,88±0,59

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL**: Mezcla Flotantes, **EC**: *E. crassipes*, **PT**: *P. stratiotes*, **SV**: *S. auriculata*, **TF**: *T. angustifolia*, **Lg**: Laguna, **Ln**: Línea.

Tabla 5.2. Valores promedio de Caudal, pH y Temperatura.

De lo anterior se deduce que el régimen hidráulico de las 3 líneas experimentales fue muy similar entre ellas y entre las 2 fases de evaluación del ensayo.

5.4.2.2. pH.

En la Tabla 5.2 se presentan los valores medios del pH de las corrientes de entrada y de salida de las líneas experimentales y de cada una de las lagunas que las conformaron, para el estado estable y las 2 fases de evaluación.

Para las lagunas que conformaron la línea 1 (mezcla de flotantes), el pH varió entre 7,79 y 8,09 en la fase I y entre 7,48 y 7,84 para la fase II. Para las lagunas que conformaron la línea 2 (4 macrófitas) el pH varió entre 7,31 y 7,92 para la fase I y entre 7,48 y 7,74 para la fase II y para las lagunas que conformaron la línea 3 (*E. crassipes*), el rango de variación del pH estuvo entre 7,63 y 7,81 para la fase I y entre 7,48 y 7,68 para la fase II.

Es decir, que las menores variaciones en el pH de las aguas mieles tratadas por digestión anaerobia, a medida que pasaron por las lagunas que conformaron las líneas, se presentó para la línea 3 que sólo contenía *E. crassipes*, seguida de la línea 1 que contenía a las especies flotantes y de la línea 3 en la que se evaluaron las 4 macrófitas.

El pH de la línea 1 varió de 8,04 (entrada) a 8,09 (salida) en la fase I y de 7,48 a 7,64 en la fase II. Para la línea 2 el cambio entre el pH de entrada y salida fue de 7,95 a 7,87 en la primera fase y de 7,48 a 7,74 para la fase II y para la línea 3, el pH varió de 7,85 a 7,77 en la fase I y de 7,48 a 7,68 en la fase II.

Al igual que ocurrió con los ensayos 1 y 2, los máximos valores de pH registrados en el agua estuvieron muy cerca del valor de 8,00.

5.4.2.3. Temperatura.

En la Tabla 5.2 se presentan los valores medios de la temperatura de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de cada una de las lagunas que las conformaron, para el estado estable y las 2 fases de evaluación.

Para las lagunas que conformaron la línea 1, la temperatura varió entre 21,04 y 21,98°C ($\Delta = 0,94^\circ\text{C}$) en la fase I y entre 20,53 y 22,23°C ($\Delta = 1,70^\circ\text{C}$) en la fase II. Para las lagunas que conformaron la línea 2, la temperatura varió entre 20,84 y 22,36°C ($\Delta = 1,52^\circ\text{C}$) en la fase I y entre 20,30 y 22,23°C ($\Delta = 1,93^\circ\text{C}$) en la fase II. Y para las lagunas que conformaron la línea 3, la temperatura varió entre 20,94 y 22,32°C ($\Delta = 1,38^\circ\text{C}$) en la fase I y entre 20,53 y 22,23°C ($\Delta = 1,70^\circ\text{C}$) en la fase II.

De lo anterior se deduce que la diferencia entre las temperaturas medias del agua en proceso, durante todo el ensayo (fases I y II), fue siempre inferior a 2°C.

Considerando las líneas como una sola laguna, la diferencia en las temperaturas medias de entrada y salida de las corrientes del agua en proceso fueron, para las fases I y II, de 0,86 y 1,30°C, para la línea 1, de 1,04 y 1,08°C para la línea 2 y de 1,08 y 1,35°C para la línea 3.

5.4.2.4. Tiempo de detención hidráulica.

En la Tabla 5.3 se condensan los valores de los volúmenes efectivos de las lagunas de experimentación y del tiempo de detención hidráulica, los cuales fueron calculados de la misma manera que se indicó para el primer ensayo.

Laguna	Volumen Efectivo Laguna (L)	TRH (Días)
Fase I (5)*.		
FLLg1Ln1	511,31	3,50±0,18
FLLg2Ln1	514,28	3,67±0,13
FLLg3Ln1	494,50	3,46±0,13
FLLg4Ln1	518,24	3,68±0,19
ECLg1Ln2	501,76	3,53±0,20
PTLg2Ln2	517,09	3,70±0,24
TFLg3Ln2	225,00	1,65±0,06
SVLg4Ln2	520,17	3,93±0,27
ECLg1Ln3	513,52	3,62±0,16
ECLg2Ln3	490,00	3,53±0,13
ECLg3Ln3	525,28	3,83±0,19
ECLg4Ln3	501,76	3,70±0,34
Total Ln1	2038,33	14,23±0,60
Total Ln2	1764,02	13,25±0,73
Total Ln3	2030,56	14,65±0,95
Fase II (4)*.		
FLLg1Ln1	511,31	3,52±0,12
FLLg2Ln1	514,28	3,90±0,46
FLLg3Ln1	494,50	3,78±0,36
FLLg4Ln1	518,24	3,74±0,06
ECLg1Ln2	501,76	3,49±0,10
PTLg2Ln2	517,09	3,85±0,16
TFLg3Ln2	225,00	1,71±0,04
SVLg4Ln2	520,17	3,88±0,19
ECLg1Ln3	513,52	3,62±0,03
ECLg2Ln3	490,00	3,67±0,06
ECLg3Ln3	525,28	3,89±0,08
ECLg4Ln3	501,76	3,65±0,08
Total Ln1	2038,33	14,11±0,23
Total Ln2	1764,02	12,33±0,50
Total Ln3	2030,56	14,11±0,30

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.3. Valores promedio del tiempo de detención hidráulica.

Para las lagunas que conformaron la línea 1, el tiempo de detención hidráulica varió entre 3,46 y 3,68 días para la fase I y entre 3,52 y 3,90 días para la fase II. Para las lagunas que conformaron la línea 2, el tiempo de detención hidráulica varió entre 1,65 días (correspondiente a *T. angustifolia*) y 3,93 días (*S. auriculata*), en la fase I y entre 1,71 días (*T. angustifolia*) y 3,88 días (*S. auriculata*), en la fase II. Y para las lagunas que conformaron la línea 3, el tiempo de detención hidráulica varió entre 3,53 y 3,83 días para la fase I y entre 3,62 y 3,89 días para la fase II.

Integrando las lagunas respectivas, la línea 1 presentó, para las fases I y II, un tiempo de detención hidráulica de 14,23 y 14,11 días; la línea 2, de 13,25 y 12,33 días y la línea 3 de 14,65 y 14,11 días.

Los menores tiempos de detención hidráulica obtenidos para la línea 2, al compararla con las otras 2 líneas, se debieron a la presencia de la laguna con grava donde estaba sembrada la especie emergente (*T. angustifolia*).

Para las 2 fases del ensayo se alcanzaron, en las respectivas líneas, tiempos de detención hidráulica muy cercanos con diferencias que no alcanzaron a superar las 24 horas.

5.4.2.5. Constituyentes orgánicos.

A continuación se presentan para las 2 fases del ensayo y el estado estable, los porcentajes de eliminación de los constituyentes orgánicos, evaluados como Sólidos Totales, Sólidos Suspendidos Totales, Demanda Química de Oxígeno y Demanda Biológica de Oxígeno.

5.4.2.5.1. Sólidos Totales (ST).

En la Tabla 5.4 se presentan los valores medios de los sólidos totales de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de las lagunas que las conformaron y su porcentaje de remoción, durante el estado estable y para las 2 fases de evaluación.

Para la línea 1, la concentración media de los sólidos totales del afluente fueron de 1005 y 1887 ppm para las fases I y II, respectivamente, alcanzándose una remoción global del 21,34% en la fase I y del 52,40% en la fase II. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron, en ambas fases, en la laguna 4 (final de la línea).

Para la línea 2, la concentración media de los sólidos totales del afluente fueron de 930 y 1887 ppm para las fases I y II, respectivamente, alcanzándose una remoción global del 16,51% en la fase I y del 44,98% en la fase II. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron en la laguna 1 (*E. crassipes*), en la fase I y en la laguna 4 (*S. auriculata*) en la fase II.

Para la línea 3, la concentración media de los sólidos totales del afluente fueron de 995 y 1887 ppm para las fases I y II, respectivamente, alcanzándose una remoción global del 22,19% en la fase I y del 46,96% en la fase II. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron en la laguna 1 en la fase I y en la laguna 4 en la fase II.

En general, los porcentajes de remoción alcanzados por las líneas y por cada una de las lagunas que la conformaron fueron mayores en la fase II, en donde el afluente presentó una mayor concentración de sólidos totales.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción de los ST, se obtuvo que Línea 1>Línea 3>Línea 2.

Laguna	Sólidos Totales (ppm)		Remoción ST (%)	Sólidos suspendidos. (ppm)		Remoción SST (%)
	Afluyente	Efluente		Afl.	Efl.	
Fase I (5)*.						
FLLg1Ln1	1005±329	921±259	7,21±5,36	66±44	45±18	19,00±27,23
FLLg2Ln1	921±259	901±281	2,30±9,56	45±18	31±19	30,16±38,81
FLLg3Ln1	901±281	880±276	2,53±4,08	31±19	29±16	4,00±32,44
FLLg4Ln1	880±276	795±274	10,98±10,44	29±16	18±8	27,08±22,42
ECLg1Ln2	930±236	827±204	10,50±9,44	72±34	29±6	51,86±25,31
PTLg2Ln2	827±204	803±228	3,50±10,27	29±6	24±9	15,52±35,05
TFLg3Ln2	803±228	804±223	-0,31±5,49	24±9	20±13	9,58±60,18
SVLg4Ln2	804±223	795±278	3,34±11,33	20±13	22±8	-29,52±58,65
ECLg1Ln3	995±365	794±192	16,90±14,39	40±10	32±8	20,05±16,26
ECLg2Ln3	794±192	817±234	-1,94±5,83	32±8	31±9	-1,94±40,03
ECLg3Ln3	817±234	790±238	3,83±6,45	31±9	19±6	37,34±18,76
ECLg4Ln3	790±238	775±288	4,37±13,70	19±6	21±7	-13,97±27,98
Total Ln1	1005±329	795±274	21,34±13,66	66±44	18±8	60,63±31,22
Total Ln2	930±236	795±278	16,51±14,31	72±34	22±8	64,81±19,62
Total Ln3	995±365	775±288	22,19±18,04	40±10	21±7	47,61±11,89
Fase II (4)*.						
FLLg1Ln1	1887±596	1690±622	10,80±9,29	207±37	176±30	14,95±3,13
FLLg2Ln1	1690±622	1396±576	18,16±7,22	176±30	116±35	35,01±9,57
FLLg3Ln1	1396±576	1133±375	17,24±7,92	116±35	63±31	48,16±12,20
FLLg4Ln1	1133±375	893±308	20,88±7,37	63±31	32±16	48,34±11,81
ECLg1Ln2	1887±596	1642±436	12,00±4,09	207±37	141±23	31,62±6,41
PTLg2Ln2	1642±436	1498±572	10,59±16,13	141±23	93±18	34,41±6,76
TFLg3Ln2	1498±572	1258±452	15,25±6,31	93±18	42±9	54,53±4,73
SVLg4Ln2	1258±452	1050±460	18,36±7,34	42±9	23±5	46,07±8,78
ECLg1Ln3	1887±596	1730±682	9,18±10,56	207±37	147±32	29,59±5,14
ECLg2Ln3	1730±682	1502±685	14,34±5,10	147±32	91±26	38,01±10,15
ECLg3Ln3	1502±685	1274±540	14,46±3,82	91±26	40±14	56,89±7,89
ECLg4Ln3	1274±540	1016±406	19,83±7,25	40±14	23±4	37,94±17,04
Total Ln1	1887±596	893±308	52,40±7,79	207±37	32±16	85,16±5,77
Total Ln2	1887±596	1050±460	44,98±16,24	207±37	23±5	89,14±1,66
Total Ln3	1887±596	1016±406	46,96±5,99	207±37	23±4	88,65±2,96

Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.4. Valores promedio y porcentajes de remoción de los Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos Totales.

5.4.2.5.2. Sólidos Suspendidos Totales (SST).

En la Tabla 5.4 se presentan los valores medios de los sólidos suspendidos totales de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de las lagunas que las conformaron y su porcentaje de remoción, durante el estado estable y para las 2 fases de evaluación.

Para la línea 1, la concentración media de los sólidos suspendidos totales del afluente fueron de 66 y 207 ppm para las fases I y II, respectivamente, alcanzándose una remoción del 60,63% en la fase I y del 85,16% en la fase II. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron, en la laguna 2, para la fase I y en la laguna 4, para la fase II.

Para la línea 2, la concentración media de los sólidos suspendidos totales del afluente fueron de 72 y 207 ppm para las fases I y II, respectivamente, alcanzándose una remoción del 64,81% en la fase I y del 89,14% en la fase II. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron, en la laguna 1 (*E. crassipes*), para la fase I y en la laguna 3 (*T. angustifolia*), para la fase II.

Para la línea 3, la concentración media de los sólidos suspendidos totales del afluente fueron de 40 y 207 ppm para las fases I y II, respectivamente, alcanzándose una remoción del 47,61% en la fase I y del 88,65% en la fase II. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron, en la laguna 3, para las fases I y II.

En general, los porcentajes de remoción alcanzados por las líneas y por cada una de las lagunas que la conformaron fueron mayores en la fase II, en donde el afluente presentó una mayor concentración de sólidos suspendidos totales.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción de los SST, se obtuvo que Línea 2>Línea 1>Línea 3.

5.4.2.5.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO).

En la Tabla 5.5 se presentan los resultados de los valores medios de la DQO total y filtrada de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de las lagunas que las conformaron y su porcentaje de remoción, durante el estado estable y para las 2 fases de evaluación.

Para la línea 1, los valores medios de la concentración de la DQO total y filtrada del afluente fueron de 338 y 231 ppm para la fase I y de 1670 y 866 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada de 76,40 y 74,65% en la fase I y de 84,30 y 80,22% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada se alcanzaron, en la laguna 2, para la fase I y en la laguna 4, para la DQO total y en la laguna 3 para la DQO filtrada, en la fase II.

Para la línea 2, los valores medios de la concentración de la DQO total y filtrada del afluente fueron de 352 y 249 ppm para la fase I y de 1670 y 866 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada de 75,82 y 74,13% en la fase I y de 86,37 y 83,13% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de la DQO total se alcanzaron en la laguna 2 (*P. stratiotes*) y de la DQO filtrada en la laguna 1 (*E. crassipes*) para la fase I y en la laguna 3 (*T. angustifolia*), para la DQO total y filtrada, en la fase II.

Laguna	DQOtotal (ppm)		Remoción DQO _t (%)	DQOfiltrada (ppm)		Remoción DQO _f (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
Fase I (5)*.						
FLLg1Ln1	338±74	234±90	32,15±16,17	231±51	170±37	25,79±7,39
FLLg2Ln1	234±90	115±38	47,89±15,24	170±37	84±20	49,92±10,88
FLLg3Ln1	115±38	90±24	19,35±9,21	84±20	71±20	16,35±9,49
FLLg4Ln1	90±24	78±18	12,59±8,37	71±20	59±21	17,73±12,47
ECLg1Ln2	352±76	214±96	40,85±17,62	249±59	145±44	41,87±10,16
PTLg2Ln2	214±96	109±26	42,05±20,26	145±44	85±15	37,87±17,81
TFLg3Ln2	109±26	96±23	12,69±6,11	85±15	75±21	13,42±12,23
SVLg4Ln2	96±23	84±18	11,49±5,32	75±21	65±20	13,82±9,31
ECLg1Ln3	278±98	135±35	48,62±16,07	217±47	120±37	42,50±20,25
ECLg2Ln3	135±35	83±19	37,58±7,97	120±37	70±18	38,76±16,15
ECLg3Ln3	83±19	72±14	12,74±6,72	70±18	64±19	10,21±9,83
ECLg4Ln3	72±14	66±14	8,74±4,46	64±19	53±21	19,22±11,38
Total Ln1	338±74	78±18	76,40±5,48	231±51	59±21	74,65±6,51
Total Ln2	352±76	84±18	75,82±3,36	249±59	65±20	74,13±5,67
Total Ln3	278±98	66±14	74,85±6,93	217±47	53±21	76,04±7,08
Fase II (4)*.						
FLLg1Ln1	1670±338	1297±325	22,88±4,69	866±172	680±136	21,32±5,63
FLLg2Ln1	1297±325	903±277	30,97±5,94	680±136	449±126	34,48±8,40
FLLg3Ln1	903±277	512±217	44,79±7,89	449±126	275±66	38,22±7,54
FLLg4Ln1	512±217	272±135	47,03±7,94	275±66	171±43	37,55±4,39
ECLg1Ln2	1670±338	1242±286	25,83±3,95	866±172	678±147	21,33±10,19
PTLg2Ln2	1242±286	821±251	34,58±10,00	678±147	434±149	36,97±8,78
TFLg3Ln2	821±251	438±159	46,88±7,71	434±149	241±77	44,09±8,91
SVLg4Ln2	438±159	229±59	45,61±8,83	241±77	145±34	38,13±7,30
ECLg1Ln3	1670±338	1285±356	23,92±6,06	866±172	578±173	33,82±11,53
ECLg2Ln3	1285±356	814±170	35,40±7,40	578±173	339±67	39,81±7,70
ECLg3Ln3	814±170	488±142	40,69±7,83	339±67	138±8	58,32±6,94
ECLg4Ln3	488±142	287±78	40,40±6,97	138±8	93±3	32,75±5,41
Total Ln1	1670±338	272±135	84,30±4,69	866±172	171±43	80,22±3,23
Total Ln2	1670±338	229±59	86,37±0,98	866±172	145±34	83,13±2,93
Total Ln3	1670±338	287±78	82,91±1,63	866±172	93±3	89,04±1,84

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.5. Valores promedio y porcentajes de remoción de la DQO total y DQO filtrada.

Para la línea 3, los valores medios de la concentración de la DQO total y filtrada del afluente fueron de 278 y 217 ppm para la fase I y de 1670 y 866 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada de 74,85 y 76,04% en la fase I y de 82,91 y 89,04% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada se alcanzaron en la laguna 1 para la fase I y en la laguna 3 en la fase II.

En general, los porcentajes de remoción de la DQO total y filtrada alcanzados por las líneas fueron mayores en la fase II, en donde el afluente presentó una mayor concentración de DQO.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción de la DQO filtrada, se obtuvo que Línea 3>Línea 2>Línea 1 y en la remoción de la DQO total que Línea 2>Línea 1>Línea 3.

Al analizar los porcentajes de remoción de la DQO total alcanzados en las lagunas cuando operaron con afluentes sin diluir y a bajas concentraciones de DQO (< 400 ppm) (fase I), condensados en la Tabla 5.5, se observa que estos fueron muy inferiores a los encontrados en el ensayo 2, para TRH similares y concentraciones de DQO similares (pero obtenidas por dilución), en donde los porcentajes de remoción estuvieron siempre por encima del 70%.

De igual manera, se observa en los resultados condensados en la Tabla 5.5 para la fase I, que no sólo los porcentajes de remoción de la DQO total fueron bajos en las primeras lagunas de tratamiento (inferiores al 50%), sino también que cuando el agua en proceso pasó a las lagunas finales de tratamiento, los porcentajes de eliminación de la DQO disminuyeron drásticamente a valores menores al 20%. Aspecto que contrasta con el comportamiento de las lagunas cuando operaron con afluentes con altas concentraciones de DQO (> 1000 ppm) (fase II), en donde a medida que se realizaba el tratamiento, los porcentajes de remoción de la DQO total por laguna se incrementaron, pasando del 23% en las lagunas iniciales a más del 40% en las lagunas finales.

Field (1987), reporta que el agua residual del café es biodegradable en casi su totalidad durante la digestión anaerobia y que sólo el 8% de la DQO afluente queda sin degradar bajo la forma de compuestos fenólicos. El mismo autor reporta para los compuestos fenólicos presentes en las aguas residuales del café, básicamente taninos y ácido clorogénico, una eliminación por digestión anaerobia del 26,9% en 7 días (que es el tiempo de detención hidráulico que se tiene en los SMTA diseñados por Cenicafé). Para tiempos de proceso de 10 y 13 días el autor reporta porcentajes de eliminación del 34,1 y 43,4% respectivamente.

Hernández y Londoño (1988), reportan la presencia de cafeína y ácido clorogénico en la aguas mieles del café, al igual que la presencia de otros ácidos fenólicos, como el cafeico y el ferúlico.

Se puede, entonces, inferir que a medida que la concentración de DQO disminuye en el efluente del SMTA, por efecto de la acción biológica, la tasa de degradación de los compuestos aún presentes en el agua se hace más lenta, por ser estos más difíciles de degradar.

Lo anterior explica porque a concentraciones de DQO bajas, obtenidas por dilución, los porcentajes de remoción obtenidos con las plantas acuáticas fueron mucho mayores que cuando estas concentraciones se obtuvieron por efecto de la acción biológica. Para el primer caso, en el agua residual estaban aún presentes compuestos con tasas de degradación altas,

mientras que en el segundo caso la contaminación orgánica era exclusiva de compuestos con tasas de degradación muy baja.

Para ilustrar lo dicho en el párrafo anterior, el coeficiente de eliminación medio de la DQO fue de 0,4889 d⁻¹ para *E. crassipes*, en el ensayo 2, para un TRH de 2,76 días, carga orgánica aplicada de 49,56 kg de DBO/ha-d y una concentración de DQO de 64 ppm, obtenida por la dilución de los efluentes del SMTA, lo que permitió alcanzar un porcentaje de remoción del 73,60%. Para esta misma especie, a una concentración de DQO muy similar (72 ppm) obtenida por un proceso biológico (efluente de la laguna 3, de la línea 3, del presente ensayo, Fase I), para una carga orgánica similar (51,90 kg de DBO/ha-d) y un TRH de 3,70 días, el coeficiente de eliminación medio de la DQO fue de 0,0248 d⁻¹ y el porcentaje de remoción de la DQO de sólo el 8,74%, es decir una tasa de eliminación 19,71 veces más baja que la alcanzada con el efluente diluido.

A partir de los coeficientes de eliminación de la DQO encontrados para las 4 especies acuáticas evaluadas en el presente estudio, con afluentes diluidos y sin diluir, provenientes del SMTA, se elaboró la Tabla 5.6.

DQOafluente (ppm) (Intervalo)	Carga Orgánica. (kgDBO/ha-d) (Intervalo)	K _{DQOod} (d ⁻¹)	K _{DQOosd} (d ⁻¹)	DQO media (ppm)	$\frac{K_{DQOod}}{K_{DQOosd}}$	Especie
64-72	49,6-51,9	0,4889	0,0248	68	19,71	<i>E. crassipes</i>
64-83	49,6-59,9	0,4889	0,0368	74	13,29	<i>E. crassipes</i>
135-257	103,9-231,8	0,3249	0,1355	196	2,40	<i>E. crassipes</i>
257-278	169,4-202,8	0,3697	0,1959	268	1,89	<i>E. crassipes</i>
64-109	37,1-81,8	0,8337	0,0844	87	9,88	<i>T. angustifolia</i>
96-133	65,2-71,9	0,3653	0,0313	115	11,67	<i>S. auriculata</i>
214-257	166,4-167,5	0,4165	0,1615	236	2,58	<i>P. stratiotes</i>
352-534	259,4-260,9	0,2816	0,1597	443	1,76	<i>E. crassipes</i>

Tabla 5.6. Coeficientes de eliminación de DQO en afluentes diluidos (d) y sin diluir (sd).

Graficando el valor medio de DQO de cada intervalo vs la razón entre los coeficientes de eliminación de la DQO diluida y sin diluir, para *E. crassipes*, se obtuvo una ecuación de regresión potencial que permitió describir la relación entre la concentración de DQO en el afluente y la tasa de disminución del coeficiente de eliminación de la DQO sin diluir, la cual presentó un coeficiente de determinación de 0,98 y la siguiente expresión:

$$\frac{K_{DQOd}}{K_{DQOsd}} = 22771 * (DQO_{af})^{-1,7045} \triangleright (\text{Ec.5.1})$$

Los valores de predicción obtenidos mediante este modelo matemático presentaron un error máximo del 17,6% respecto a los obtenidos experimentalmente y el modelo permite predecir que a concentraciones de DQO por encima de 360 ppm no se presentarían diferencias significativas en los coeficientes de eliminación de la DQO con la especie *E. crassipes*, a partir de efluentes provenientes del SMTA, ya sean diluidos o no.

Graficando el valor medio de DQO de cada intervalo vs la razón entre los coeficientes de eliminación de la DQO diluida y sin diluir, involucrando las 4 especies de macrófitas evaluadas en el presente trabajo, se obtuvo una ecuación de regresión potencial que permitió describir la relación entre la concentración de DQO en el afluente y la tasa de disminución del coeficiente de eliminación de la DQO sin diluir, la cual presentó un coeficiente de determinación de 0,91 y la siguiente expresión:

$$\frac{K_{DQOd}}{K_{DQOsd}} = 2914,3 * (DQO_{af})^{-1,2349} \triangleright (\text{Ec.5.2})$$

Los valores de predicción obtenidos mediante este modelo matemático presentaron un error máximo del 32,7% respecto a los obtenidos experimentalmente y el modelo permite predecir que a concentraciones de DQO por encima de 640 ppm no se presentarían diferencias significativas en los coeficientes de eliminación de la DQO diluida y sin diluir para las 4 especies estudiadas.

Finalmente, con todos los datos experimentales (8 en total) se obtuvo una ecuación de regresión potencial (con un coeficiente de determinación de 0,91) y la siguiente expresión:

$$\frac{K_{DQOd}}{K_{DQOsd}} = 5774,8 * (DQO_{af})^{-1,3932} \triangleright (\text{Ec.5.3})$$

Los valores de predicción obtenidos mediante este modelo matemático presentaron un error máximo del 54,2% respecto a los obtenidos experimentalmente y el modelo permite predecir que a concentraciones de DQO por encima de 500 ppm no se presentarían diferencias significativas en los coeficientes de eliminación de la DQO diluida y sin diluir para las 4 especies estudiadas.

En la Figura 5.2 se presentan las gráficas correspondientes a las relaciones encontradas entre la DQO afluente y los coeficientes de eliminación.

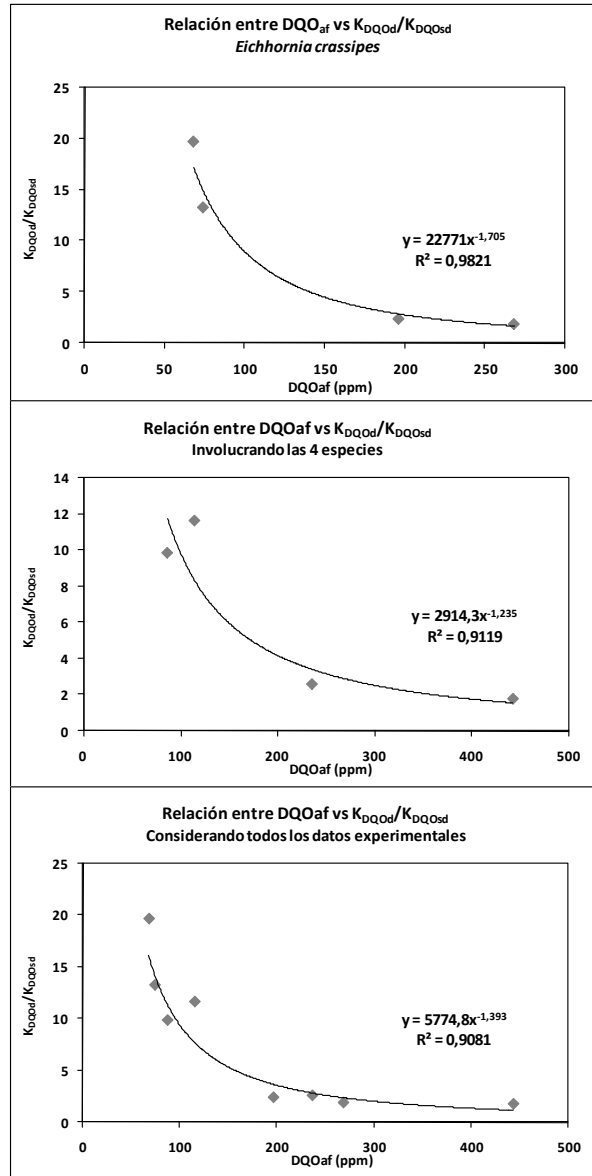


Figura 5.2. Relación entre la DQO afluente y la razón entre los coeficientes de eliminación de la DQO diluida y sin diluir (K_{DQOd}/K_{DQOsd}).

5.4.2.5.4. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅).

En la Tabla 5.7 se presentan los resultados de los valores medios de la DBO₅ de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de las lagunas que las conformaron y su porcentaje de remoción, durante el estado estable y para las 2 fases de evaluación.

Laguna	DBO ₅ (ppm)		Remoción DBO ₅ (%)	Carga Hidráulica L _w (m ³ /m ² -día)	Carga orgánica C _L (kg DBO ₅ /ha-día)
	Afluente	Efluente			
Fase I (5)*.					
FLLg1Ln1	193±56	125±49	36,54±17,22	0,15±0,01	291,83±84,84
FLLg2Ln1	125±49	63±24	47,80±11,50	0,14±0,01	176,11±71,16
FLLg3Ln1	63±24	46±14	23,54±8,42	0,14±0,01	87,75±33,73
FLLg4Ln1	46±14	40±12	14,25±4,77	0,15±0,01	67,68±18,64
ECLg1Ln2	185±52	116±52	39,51±14,16	0,14±0,01	259,44±76,12
PTLg2Ln2	116±52	60±17	42,81±16,18	0,15±0,01	166,43±66,01
TFLg3Ln2	60±17	52±17	13,99±6,84	0,14±0,01	81,78±24,94
SVLg4Ln2	52±17	45±13	12,81±4,26	0,14±0,01	71,88±22,75
ECLg1Ln3	141±36	73±17	45,11±14,12	0,14±0,01	202,75±69,40
ECLg2Ln3	73±17	44±11	39,77±10,65	0,14±0,01	103,90±29,15
ECLg3Ln3	44±11	38±9	14,13±4,40	0,14±0,01	59,89±15,05
ECLg4Ln3	38±9	34±9	10,77±5,57	0,14±0,01	51,90±13,76
Total Ln1	193±56	40±12	79,41±3,07	0,04±0,00	72,96±21,21
Total Ln2	185±52	45±13	75,44±3,77	0,03±0,00	64,86±19,03
Total Ln3	141±46	34±9	75,13±5,26	0,04±0,00	50,69±17,35
Fase II (4)*.					
FLLg1Ln1	796±206	607±162	23,72±6,06	0,15±0,00	1198,20±328,04
FLLg2Ln1	607±162	413±134	32,79±4,76	0,14±0,01	848,31±197,98
FLLg3Ln1	413±134	231±73	43,71±5,70	0,13±0,03	533,25±232,14
FLLg4Ln1	231±73	116±30	48,14±10,41	0,14±0,01	318,59±106,51
ECLg1Ln2	796±206	597±155	24,78±5,84	0,15±0,01	1191,79±309,59
PTLg2Ln2	597±155	379±153	38,20±8,95	0,14±0,01	822,28±223,98
TFLg3Ln2	379±153	178±84	53,59±4,98	0,13±0,01	507,48±236,29
SVLg4Ln2	178±84	100±37	42,30±5,06	0,13±0,01	231,87±101,18
ECLg1Ln3	796±206	610±161	23,30±9,02	0,15±0,01	1187,76±275,56
ECLg2Ln3	610±161	368±122	40,29±6,54	0,13±0,00	819,14±233,38
ECLg3Ln3	368±122	218±82	41,16±8,43	0,13±0,01	485,01±143,91
ECLg4Ln3	218±82	130±52	40,54±4,44	0,14±0,00	299,91±115,20
Total Ln1	796±206	116±30	85,00±3,65	0,04±0,00	299,55±82,01
Total Ln2	796±206	100±37	87,65±2,07	0,04±0,00	297,95±77,40
Total Ln3	796±206	130±52	84,07±3,06	0,04±0,00	296,94±68,89

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.7. Valores promedio y porcentajes de remoción DBO₅, y valores promedio de Carga Hidráulica y Carga Orgánica aplicadas.

Para la línea 1, la concentración media de la DBO₅ del afluente fue de 193 y 796 ppm para las fases I y II, respectivamente, alcanzándose una remoción del 79,41% en la fase I y del 85,00% en la fase II. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron, en la laguna 2, para la fase I y en la laguna 4, para la fase II.

Para la línea 2, la concentración media de la DBO₅ del afluente fue de 185 y 796 ppm para las fases I y II, respectivamente, alcanzándose una remoción del 75,44% en la fase I y del 87,65% en la fase II. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron, en la laguna 2 (*P. stratiotes*), para la fase I y en la laguna 3 (*T. angustifolia*), para la fase II.

Para la línea 3, la concentración media de la DBO₅ del afluente fue de 141 y 796 ppm para las fases I y II, respectivamente, alcanzándose una remoción del 75,13% en la fase I y del 84,07% en la fase II. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron, en la laguna 1, para la fase I y en la laguna 3, para la fase II.

En general, los porcentajes de remoción alcanzados por las líneas fueron mayores en la fase II, en donde el afluente presentó una mayor concentración de DBO₅.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción de la DBO₅ se obtuvo que Línea 2>Línea 1>Línea 3.

Con afluentes concentrados (Fase II) y TRH entre 12,33 y 14,11 días, se obtuvieron, en las 3 líneas experimentales, efluentes con valores de DQO y DBO₅ menores a 490 y 279 ppm, respectivamente que permiten corroborar la primera hipótesis de trabajo “*la utilización de plantas acuáticas flotantes y emergentes en sistemas de postratamiento, permiten obtener efluentes con una concentración de carga orgánica, evaluada en términos de DQO y DBO₅, inferiores a 490 y 279 ppm, respectivamente*”.

5.4.2.5.5. Carga Hidráulica (L_w) y Carga Orgánica (C_L).

Para la determinación de las cargas hidráulicas y orgánicas se utilizaron las mismas ecuaciones descritas en el ensayo 1.

En la Tabla 5.7 se condensan los valores medios de la carga hidráulica y la carga orgánica obtenidos para las 3 líneas experimentales y las lagunas que las conformaron durante el estado estable y para las 2 fases de evaluación.

La carga hidráulica media recibida por las líneas 1 y 3 fue igual entre sí y en las 2 fases de evaluación, con valores de 0,04 m³/m²-d. Para la línea 2, la carga hidráulica media fue 0,03 m³/m²-d en la fase I y 0,04 m³/m²-d en la fase II.

Para las lagunas que conformaron la línea 1, la carga hidráulica media varió entre 0,14 y 0,15 m³/m²-d, en la fase I del ensayo y entre 0,13 y 0,15 m³/m²-d en la fase II. Para las lagunas que conformaron la línea 2, la carga hidráulica media varió entre 0,14 y 0,15 m³/m²-d, en la

fase I del ensayo y entre 0,13 y 0,15 m³/m²-d en la fase II y para las lagunas que conformaron la línea 3, la carga hidráulica media fue 0,14 m³/m²-d, en la fase I del ensayo y varió entre 0,13 y 0,15 m³/m²-d en la fase II.

La carga orgánica media aplicada en la línea 1 fue de 72,96 kg DBO₅/ha-día, para la fase I y de 299,55 kg DBO₅/ha-día para la fase II. Para la línea 2, la carga orgánica media aplicada fue 64,86 kg DBO₅/ha-día, para la fase I y de 297,95 kg DBO₅/ha-día para la fase II y para la línea 3, la carga orgánica media aplicada fue de 50,69 kg DBO₅/ha-día, para la fase I y de 296,94 kg DBO₅/ha-día para la fase II.

Para las lagunas que conformaron la línea 1, las mayores cargas orgánicas aplicadas fueron recibidas por la laguna 1, para las 2 fases, con valores de 291,83 kg DBO₅/ha-día en la fase I y 1198,20 kg DBO₅/ha-día en la fase II. Para las lagunas que conformaron la línea 2, las mayores cargas orgánicas aplicadas fueron recibidas por la laguna 1 (*E. crassipes*), para las 2 fases, con valores de 259,44 kg DBO₅/ha-día en la fase I y 1191,79 kg DBO₅/ha-día en la fase II. Para las lagunas que conformaron la línea 3, las mayores cargas orgánicas aplicadas fueron recibidas por la laguna 1, para las 2 fases, con valores de 202,75 kg DBO₅/ha-día en la fase I y 1187,76 kg DBO₅/ha-día en la fase II.

Considerando las cargas orgánicas aplicadas, en las 2 fases del ensayo, la cargas fueron mayores para Línea 1>Línea 2>Línea 3.

5.4.2.6. Nutrientos.

A continuación se detalla la remoción del nitrógeno, en sus diferentes formas, del fósforo, el potasio y los sulfatos en las lagunas experimentales evaluadas en las 2 fases del ensayo 3.

5.4.2.6.1. Nitrógeno Total Kjeldahl (N-NTK).

En la Tabla 5.8 se presentan los resultados de los valores medios del nitrógeno Kjeldahl, total y filtrado de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de las lagunas que las conformaron y su porcentaje de remoción, durante el estado estable y para las 2 fases de evaluación.

Para la línea 1, los valores medios del N-NTK total y filtrado del afluente fueron de 35,4 y 28,0 ppm para la fase I y de 82,5 y 63,7 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción del N-NTK total y filtrado de 69,36 y 67,70% en la fase I y de 61,76 y 72,52% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del N-NTK total y filtrado se alcanzaron, en la laguna 3 (para el total) y en la laguna 4 (para el filtrado), para la fase I y en la laguna 4 (tanto para el total como para el filtrado), en la fase II.

Para la línea 2, los valores medios del N-NTK total y filtrado del afluente fueron de 34,1 y 28,6 ppm para la fase I y de 82,5 y 63,7 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de

remoción del N-NTK total y filtrado de 62,64 y 64,57% en la fase I y de 67,90 y 79,67% en la fase II.

Laguna	N-NTK (ppm)		Remoción N-NTK (%)	N-NTK filt. (ppm)		Remoción N-NTK _f (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
Fase I (5)*.						
FLLg1Ln1	35,4±8,6	29,8±5,0	14,53±9,59	28,0±5,1	24,2±3,4	12,59±8,46
FLLg2Ln1	29,8±5,0	24,5±5,6	18,08±8,32	24,2±3,4	17,1±5,9	30,22±22,48
FLLg3Ln1	24,5±5,6	16,7±6,1	33,29±14,25	17,1±5,9	14,7±5,0	9,67±23,26
FLLg4Ln1	16,7±6,1	10,6±6,5	31,95±30,23	14,7±5,0	9,1±4,2	34,13±29,40
ECLg1Ln2	34,1±8,1	23,4±2,5	28,00±17,91	28,6±7,1	19,4±2,2	29,09±15,83
PTLg2Ln2	23,4±2,5	17,6±4,1	25,36±10,14	19,4±2,2	13,6±4,2	29,86±18,96
TFLg3Ln2	17,6±4,1	14,5±2,7	17,38±7,93	13,6±4,2	11,2±3,2	17,34±5,25
SVLg4Ln2	14,5±2,7	12,3±2,7	11,11±31,59	11,2±3,2	9,6±1,4	6,78±32,63
ECLg1Ln3	29,4±8,1	21,5±5,0	22,50±23,34	24,8±6,5	16,8±7,0	31,97±27,82
ECLg2Ln3	21,5±5,0	17,3±4,2	19,77±3,26	16,8±7,0	14,8±5,3	7,11±18,10
ECLg3Ln3	17,3±4,2	12,9±2,6	23,56±14,80	14,8±5,3	11,0±2,8	18,83±29,85
ECLg4Ln3	12,9±2,6	11,3±1,3	10,26±20,03	11,0±2,8	8,0±1,1	25,42±9,91
Total Ln1	35,4±8,6	10,6±4,5	69,36±12,47	28,0±5,1	9,1±4,2	67,70±11,93
Total Ln2	34,1±8,1	12,3±2,7	62,64±11,16	28,6±7,1	9,6±1,4	64,57±11,07
Total Ln3	29,4±8,1	11,3±1,3	58,99±12,74	24,8±6,5	8,0±1,1	66,68±6,65
Fase II (4)*.						
FLLg1Ln1	82,5±17,6	74,2±15,9	10,02±2,11	63,7±14,3	56,6±11,7	10,81±4,42
FLLg2Ln1	74,2±15,9	65,3±12,9	11,66±5,03	56,6±11,7	44,7±8,5	20,62±5,06
FLLg3Ln1	65,3±12,9	47,7±13,3	27,74±6,23	44,7±8,5	29,4±8,6	35,21±7,94
FLLg4Ln1	47,7±13,3	31,8±11,9	33,98±10,26	29,4±8,6	17,7±5,2	39,36±11,71
ECLg1Ln2	82,5±17,6	71,6±16,6	13,32±4,85	63,7±14,3	54,4±12,9	14,61±3,80
PTLg2Ln2	71,6±16,6	62,1±16,2	13,55±4,29	54,4±12,9	44,5±14,2	19,18±8,15
TFLg3Ln2	62,1±16,2	42,7±10,7	30,85±6,79	44,5±14,2	25,6±11,3	43,71±13,59
SVLg4Ln2	42,7±10,7	26,8±11,0	37,63±18,38	25,6±11,3	13,0±4,0	45,57±12,03
ECLg1Ln3	82,5±17,6	72,8±16,3	11,83±2,38	63,7±14,3	51,9±10,1	18,07±2,69
ECLg2Ln3	72,8±16,3	60,8±14,6	16,62±4,92	51,9±10,1	44,5±13,3	15,57±9,85
ECLg3Ln3	60,8±14,6	41,3±6,3	30,88±6,83	44,5±13,3	22,6±7,8	49,71±5,77
ECLg4Ln3	41,3±6,3	32,4±7,5	22,22±7,30	22,6±7,8	14,6±8,5	38,39±16,68
Total Ln1	82,5±17,6	31,8±11,9	61,76±9,06	63,7±14,3	17,7±5,2	72,52±4,32
Total Ln2	82,5±17,6	26,8±11,0	67,90±9,14	63,7±14,3	13,0±4,0	79,67±2,52
Total Ln3	82,5±17,6	32,4±7,5	60,61±4,42	63,7±14,3	14,6±8,5	78,10±8,81

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.8. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Kjeldahl, Total y filtrado.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del N-NTK total y filtrado se alcanzaron, en la laguna 1 (*E. crassipes*), para el total y en la laguna 2 (*P. stratiotes*), para el filtrado, para la fase I y en la laguna 4 (*S. auriculata*), tanto para el total como para el filtrado, en la fase II.

Para la línea 3, los valores medios del N-NTK total y filtrado del afluente fueron de 29,4 y 24,8 ppm para la fase I y de 82,5 y 63,7 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción del N-NTK total y filtrado de 58,99 y 66,68% en la fase I y de 60,61 y 78,10% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del N-NTK total y filtrado se alcanzaron, en la laguna 3 (para el total) y en la laguna 1 (para el filtrado), para la fase I y en la laguna 3 (tanto para el total como para el filtrado), en la fase II.

En general, los porcentajes de remoción alcanzados por las líneas fueron mayores en la fase II, en donde el afluente presentó una mayor concentración de NTK total y filtrado.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción del N-NTK filtrado se obtuvo que Línea 2>Línea 3>Línea 1 y en la remoción del N-NTK total que Línea 2>Línea 1>Línea 3.

5.4.2.6.2. Nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y Nitrógeno nítrico (N-NO₃).

En la Tabla 5.9 se presentan los resultados de los valores medios del nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y del nitrógeno nítrico (N-NO₃) de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de las lagunas que las conformaron y su porcentaje de remoción, durante el estado estable y para las 2 fases de evaluación.

Los valores medios del N-NH₃ del afluente de la línea 1 fueron de 24,1 y 56,6 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 67,45 y 76,76%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del N-NH₃ se alcanzaron, en la laguna 4 tanto en la fase I como en la fase II.

Para la línea 2, los valores medios del N-NH₃ del afluente fueron de 24,9 y 56,6 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 65,24 y 78,56%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del N-NH₃ se alcanzaron, en la laguna 1 (*E. crassipes*) en la fase I y en la laguna 3 (*T. angustifolia*) en la fase II.

Para la línea 3, los valores medios del N-NH₃ del afluente fueron de 22,7 y 56,6 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 65,77 y 80,77%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del N-NH₃ se alcanzaron, en la laguna 1 para la fase I y en la laguna 3 para la fase II.

En general, los porcentajes de remoción alcanzados por las líneas fueron mayores en la fase II, en donde el afluente presentó una mayor concentración de N-NH₃.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción del N-NH₃ se obtuvo que Línea 2=Línea 3>Línea 1.

Laguna	N-NH ₃ (ppm)		Remoción N-NH ₃ (%)	N-NO ₃ (ppm)		Remoción N-NO ₃ (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
Fase I (5)*.						
FLLg1Ln1	24,1±5,6	18,1±5,4	25,67±6,73	0,82±0,43	0,55±0,23	29,15±11,91
FLLg2Ln1	18,1±5,4	14,5±4,1	19,04±9,46	0,55±0,23	0,34±0,19	37,77±20,94
FLLg3Ln1	14,5±4,1	13,4±5,5	10,59±17,09	0,34±0,19	0,19±0,16	51,02±25,90
FLLg4Ln1	13,4±5,5	8,0±3,7	38,88±14,28	0,19±0,16	0,12±0,14	51,09±28,94
ECLg1Ln2	24,9±7,6	15,5±4,3	34,94±20,20	0,87±0,51	0,53±0,32	35,66±19,39
PTLg2Ln2	15,5±4,3	12,3±5,1	22,24±12,27	0,53±0,32	0,27±0,19	50,24±16,25
TFLg3Ln2	12,3±5,1	10,5±3,2	11,68±10,60	0,27±0,19	0,20±0,14	27,20±22,88
SVLg4Ln2	10,5±3,2	7,8±2,6	24,27±16,62	0,20±0,14	0,14±0,13	39,15±20,08
ECLg1Ln3	22,7±7,0	14,0±5,1	35,88±22,13	0,95±0,47	0,54±0,37	43,98±19,31
ECLg2Ln3	14,0±5,1	12,2±4,5	12,46±2,50	0,54±0,37	0,26±0,12	46,87±25,11
ECLg3Ln3	12,2±4,5	9,7±2,6	17,30±18,49	0,26±0,12	0,21±0,14	27,63±25,14
ECLg4Ln3	9,7±2,6	7,6±2,6	23,01±9,69	0,21±0,14	0,17±0,10	2,20±59,39
Total Ln1	24,1±5,6	8,0±3,7	67,45±10,12	0,82±0,43	0,12±0,14	87,32±13,39
Total Ln2	24,9±7,6	7,8±2,6	65,24±19,99	0,87±0,51	0,14±0,13	85,79±8,98
Total Ln3	22,7±7,0	7,6±2,6	65,77±11,23	0,95±0,47	0,17±0,10	81,92±11,02
Fase II (4)*.						
FLLg1Ln1	56,6±11,5	47,7±7,7	15,15±4,62	2,21±0,29	2,01±0,28	8,86±7,34
FLLg2Ln1	47,7±7,7	39,4±8,2	17,63±6,81	2,01±0,28	1,72±0,11	13,76±7,29
FLLg3Ln1	39,4±8,2	22,8±5,2	42,00±7,21	1,72±0,11	1,23±0,12	28,79±4,57
FLLg4Ln1	22,8±5,2	12,9±1,3	42,00±11,15	1,23±0,12	0,85±0,13	30,67±8,18
ECLg1Ln2	56,6±11,5	44,4±6,7	20,70±6,32	2,21±0,29	2,05±0,39	7,75±5,39
PTLg2Ln2	44,4±6,7	35,7±7,0	19,80±7,37	2,05±0,39	1,70±0,25	16,42±4,95
TFLg3Ln2	35,7±7,0	20,2±4,5	42,12±15,99	1,70±0,25	1,22±0,14	28,28±5,46
SVLg4Ln2	20,2±4,5	12,0±3,7	41,04±10,51	1,22±0,14	0,85±0,15	29,96±9,75
ECLg1Ln3	56,6±11,5	46,6±8,8	17,24±5,57	2,21±0,29	1,86±0,31	16,11±4,25
ECLg2Ln3	46,6±8,8	32,7±5,8	29,46±6,38	1,86±0,31	1,31±0,34	30,24±7,00
ECLg3Ln3	32,7±5,8	17,6±4,6	46,17±11,33	1,31±0,34	0,96±0,23	26,74±5,96
ECLg4Ln3	17,6±4,6	10,6±0,8	37,26±11,62	0,96±0,23	0,59±0,16	38,13±11,41
Total Ln1	56,6±11,5	12,9±1,3	76,76±3,96	2,21±0,29	0,85±0,13	60,96±8,31
Total Ln2	56,6±11,5	12,0±3,7	78,56±6,61	2,21±0,29	0,85±0,15	61,22±7,25
Total Ln3	56,6±11,5	10,6±0,8	80,77±2,96	2,21±0,29	0,59±0,16	73,62±5,41

*Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL**: Mezcla Flotantes, **EC**: *E. crassipes*, **PT**: *P. stratiotes*, **SV**: *S. auriculata*, **TF**: *T. angustifolia*, **Lg**: Laguna, **Ln**: Línea.

Tabla 5.9. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Amoniacal y Nitrógeno Nítrico.

Los valores medios de N-NO₃ del afluente de la línea 1 fueron de 0,82 y 2,21 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 87,32 y 60,96%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de N-NO₃ se alcanzaron, en la laguna 4 tanto en la fase I como en la fase II.

Para la línea 2, los valores medios de N-NO₃ del afluente fueron de 0,87 y 2,21 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 85,79 y 61,22%. Al

interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de N-NO₃ se alcanzaron en la laguna 2 (*P. stratiotes*) en la fase I y en la laguna 4 (*S. auriculata*) en la fase II.

Para la línea 3, los valores medios de N-NO₃ del afluente fueron de 0,95 y 2,21 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 81,92 y 73,62%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de N-NO₃ se alcanzaron en la laguna 2 para la fase I y en la laguna 4 para la fase II.

En general, los porcentajes de remoción alcanzados por las líneas fueron mayores en la fase I, en donde el afluente presentó una menor concentración de N-NO₃.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción del N-NO₃ se obtuvo que Línea 3>Línea 2>Línea 1.

5.4.2.6.3. Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total.

En la Tabla 5.10 se presentan los resultados de los valores medios del nitrógeno orgánico (N_{org}) y del nitrógeno total (N_T) de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de las lagunas que las conformaron y su porcentaje de remoción, durante el estado estable y para las 2 fases de evaluación.

Para la línea 1, los valores medios del N_{org} y N_T del afluente fueron de 11,3 y 36,2 ppm para la fase I y de 25,9 y 84,7 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción del N_{org} y N_T de 72,14 y 69,72% en la fase I y de 25,39 y 61,71% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del N_{org} y N_T se alcanzaron, en la laguna 3 para la fase I y en la laguna 4 para la fase II.

Para la línea 2, los valores medios del N_{org} y N_T del afluente fueron de 9,1 y 34,9 ppm para la fase I y de 25,9 y 84,7 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción del N_{org} y N_T de 55,66 y 63,21% en la fase I y de 49,35 y 67,71% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del N_{org} y N_T se alcanzaron, en la laguna 3 (*T. angustifolia*) para N_{org} y en la laguna 1 (*E. crassipes*) para N_T en la fase I y en la laguna 4 (*S. auriculata*) para N_{org} y N_T en la fase II.

Para la línea 3, los valores medios del N_{org} y N_T del afluente fueron de 6,6 y 30,3 ppm para la fase I y de 25,9 y 84,7 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción del N_{org} y N_T de 40,59 y 59,70% en la fase I y de 9,89 y 60,97% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del N_{org} y N_T se alcanzaron, en la laguna 2 para N_{org} y en la laguna 3 para N_T en la fase I y en la laguna 3 para N_{org} y N_T en la fase II.

Laguna	N-Norg (ppm)		Remoción N-Norg. (%)	N-N _T (ppm)		Remoción N-N _T (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
Fase I (5)*.						
FLLg1Ln1	11,3±4,9	11,6±0,9	-14,98±35,52	36,2±8,9	30,3±5,0	14,89±9,60
FLLg2Ln1	11,6±0,9	10,0±2,5	13,91±22,99	30,3±5,0	24,8±5,7	18,44±8,27
FLLg3Ln1	10,0±2,5	3,4±1,0	64,76±14,64	24,8±5,7	16,9±6,1	33,46±14,08
FLLg4Ln1	3,4±1,0	2,5±1,9	0,12±104,28	16,9±6,1	10,7±4,5	32,14±29,46
ECLg1Ln2	9,1±2,0	8,0±4,1	13,81±35,37	34,9±8,4	23,9±2,3	28,22±17,53
PTLg2Ln2	8,0±4,1	5,4±3,0	33,28±6,28	23,9±2,3	17,9±4,0	25,80±10,36
TFLg3Ln2	5,4±3,0	3,9±3,3	33,77±33,18	17,9±4,0	14,6±2,6	17,52±7,93
SVLg4Ln2	3,9±3,3	4,4±5,0	-60,13±226,75	14,6±2,6	12,4±2,7	11,60±30,87
ECLg1Ln3	6,6±1,7	7,6±2,4	-24,09±62,85	30,3±8,4	22,1±4,8	23,12±22,44
ECLg2Ln3	7,6±2,4	5,1±1,8	33,08±5,36	22,1±4,8	17,6±4,2	20,75±2,81
ECLg3Ln3	5,1±1,8	3,2±0,5	32,39±17,08	17,6±4,2	13,1±2,6	23,58±14,57
ECLg4Ln3	3,2±0,5	3,7±2,8	-13,50±80,46	13,1±2,6	11,4±1,3	10,32±20,02
Total Ln1	11,3±4,9	2,5±1,9	72,14±21,25	36,2±8,9	10,7±4,5	69,72±12,29
Total Ln2	9,1±2,0	4,4±5,0	55,66±49,91	34,9±8,4	12,4±2,7	63,21±10,73
Total Ln3	6,6±1,7	3,7±2,8	40,59±50,55	30,3±8,4	11,4±1,3	59,70±12,41
Fase II (4)*.						
FLLg1Ln1	25,9±9,8	26,5±10,3	-3,83±13,28	84,7±17,9	76,2±16,0	9,97±1,96
FLLg2Ln1	26,5±10,3	25,8±6,5	-5,00±31,01	76,2±16,0	67,0±12,9	11,72±5,05
FLLg3Ln1	25,8±6,5	24,9±10,8	6,61±20,36	67,0±12,9	49,0±13,3	27,74±6,01
FLLg4Ln1	24,9±10,8	19,0±11,8	26,82±16,18	49,0±13,3	32,7±11,8	33,83±10,00
ECLg1Ln2	25,9±9,8	27,1±10,2	-9,24±25,27	84,7±17,9	73,6±16,9	13,17±4,71
PTLg2Ln2	27,1±10,2	26,4±9,4	2,05±3,54	73,6±16,9	63,8±16,3	13,61±4,13
TFLg3Ln2	26,4±9,4	22,4±9,0	16,38±6,96	63,8±16,3	43,9±10,8	30,81±6,65
SVLg4Ln2	22,4±9,0	14,8±10,5	40,38±33,88	43,9±10,8	27,6±11,1	37,39±17,95
ECLg1Ln3	25,9±9,8	26,2±11,1	-2,65±19,96	84,7±17,9	74,7±16,5	11,94±2,36
ECLg2Ln3	26,2±11,1	28,0±9,7	-10,58±12,23	74,7±16,5	62,1±14,8	16,97±4,76
ECLg3Ln3	28,0±9,7	23,7±6,4	12,54±14,85	62,1±14,8	42,3±6,4	30,79±6,82
ECLg4Ln3	23,7±6,4	21,7±7,5	9,46±11,12	42,3±6,4	32,9±7,6	22,59±7,44
Total Ln1	25,9±9,8	19,0±11,8	25,39±31,62	84,7±17,9	32,7±11,8	61,71±8,76
Total Ln2	25,9±9,8	14,8±10,5	49,35±27,22	84,7±17,9	27,6±11,1	67,71±8,99
Total Ln3	25,9±9,8	21,7±7,5	9,89±28,64	84,7±17,9	32,9±7,6	60,97±4,36

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.10. Valores promedio y porcentajes de remoción de Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Total.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción del N_{org} y N_T se obtuvo, para ambos, que Línea 2>Línea 1>Línea 3.

5.4.2.6.4. Fosfatos totales y filtrados.

En la Tabla 5.11 se presentan los resultados de los valores medios de los fosfatos P-PO₄ totales y filtrados de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de las lagunas que las conformaron y su porcentaje de remoción, durante el estado estable y para las 2 fases de evaluación.

Laguna	PO ₄ (ppm)		Remoción PO ₄ (%)	PO ₄ filt. (ppm)		Remoción PO ₄ filt. (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
Fase I (5)*						
FLLg1Ln1	26,5±6,3	21,6±4,0	17,12±8,13	21,9±6,4	16,9±4,0	21,48±8,37
FLLg2Ln1	21,6±4,0	18,4±3,1	13,81±11,87	16,9±4,0	13,4±2,1	17,79±19,83
FLLg3Ln1	18,4±3,1	14,9±5,1	20,58±19,30	13,4±2,1	9,5±3,8	30,00±23,52
FLLg4Ln1	15,0±4,9	10,2±2,4	27,81±19,25	9,5±3,8	6,1±2,4	34,09±10,87
ECLg1Ln2	27,0±5,2	19,2±3,4	28,27±7,74	22,0±6,4	13,7±3,7	35,29±15,95
PTLg2Ln2	19,2±3,4	17,1±3,5	11,54±7,20	13,7±3,7	13,9±3,0	-4,69±26,05
TFLg3Ln2	17,1±3,5	11,2±3,2	32,81±22,70	13,9±3,0	8,7±3,0	35,70±24,91
SVLg4Ln2	11,3±3,1	10,3±3,8	3,88±38,24	8,7±3,0	4,8±4,1	34,71±66,67
ECLg1Ln3	25,0±5,2	20,3±4,6	18,82±7,82	21,1±4,5	14,7±2,9	29,31±12,29
ECLg2Ln3	20,3±4,6	16,9±2,7	14,48±15,07	14,7±2,9	10,7±2,3	24,11±27,94
ECLg3Ln3	16,9±2,7	12,1±3,1	28,96±11,35	10,7±2,3	8,5±2,3	20,52±11,67
ECLg4Ln3	12,2±3,0	10,6±4,1	15,03±12,63	8,5±2,3	6,5±2,2	21,11±28,56
Total Ln1	26,5±6,3	10,2±2,4	58,84±17,38	21,9±6,4	6,1±2,4	69,90±13,69
Total Ln2	27,0±5,2	10,3±3,8	62,10±10,19	22,0±6,4	4,8±4,1	73,75±23,90
Total Ln3	25,0±5,2	10,6±4,1	57,71±12,69	21,1±4,5	6,5±2,2	68,30±10,29
Fase II (4)*.						
FLLg1Ln1	57,7±11,1	50,3±10,7	12,98±2,63	41,9±10,0	35,4±6,6	14,78±6,09
FLLg2Ln1	50,3±10,7	40,3±7,9	19,59±4,09	35,4±6,6	27,4±5,3	21,94±11,66
FLLg3Ln1	40,3±7,9	30,6±9,6	25,36±8,25	27,4±5,3	20,2±3,2	26,06±3,77
FLLg4Ln1	30,6±9,6	21,4±9,2	31,38±8,58	20,2±3,2	14,1±3,0	30,68±5,74
ECLg1Ln2	57,7±11,1	49,3±10,0	14,76±6,84	41,9±10,0	35,0±5,0	15,21±8,07
PTLg2Ln2	49,3±10,0	37,2±9,5	24,92±5,18	35,0±5,0	27,8±3,9	19,74±13,35
TFLg3Ln2	37,2±9,5	29,9±9,6	20,54±5,33	27,8±3,9	19,6±2,0	28,90±9,36
SVLg4Ln2	29,9±9,6	19,1±3,6	34,17±8,51	19,6±2,0	14,8±2,1	24,11±9,19
ECLg1Ln3	57,7±11,1	49,2±9,6	14,78±4,10	41,9±10,0	33,3±6,5	19,81±10,69
ECLg2Ln3	49,2±9,6	36,5±7,4	25,79±3,33	33,3±6,5	26,8±5,7	19,24±7,98
ECLg3Ln3	36,5±7,4	27,6±8,3	25,22±9,59	26,8±5,7	15,3±0,9	41,20±12,29
ECLg4Ln3	27,6±8,3	20,8±5,4	23,82±4,03	15,3±0,9	11,1±1,2	26,93±8,23
Total Ln1	57,7±11,1	21,4±9,2	63,83±8,67	41,9±10,0	14,1±3,0	66,01±5,82
Total Ln2	57,7±11,1	19,1±3,6	66,81±3,53	41,9±10,0	14,8±2,1	63,23±9,66
Total Ln3	57,7±11,1	20,8±5,4	63,95±5,68	41,9±10,0	11,1±1,2	72,01±8,24

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.11. Valores promedio y porcentajes de remoción de Fosfatos totales y filtrados.

Para la línea 1, los valores medios de los P-PO₄ totales y filtrados del afluente fueron de 26,5 y 21,9 ppm para la fase I y de 57,7 y 41,9 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción de los P-PO₄ totales y filtrados de 58,84 y 69,90% en la fase I y de 63,83 y 66,01% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de P-PO₄ totales y filtrados se alcanzaron, en la laguna 4, tanto para la fase I como para la fase II.

Para la línea 2, los valores medios de los P-PO₄ totales y filtrados del afluente fueron de 27,0 y 22,0 ppm para la fase I y de 57,7 y 41,9 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción de los P-PO₄ totales y filtrados de 62,10 y 73,75% en la fase I y de 66,81 y 63,23% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de P-PO₄ totales y filtrados se alcanzaron, en la laguna 3 (*T. angustifolia*) para la fase I y en la laguna 4 (*S. auriculata*), para los P-PO₄ totales y laguna 3 (*T. angustifolia*) para los P-PO₄ filtrados, para la fase II.

Para la línea 3, los valores medios de los P-PO₄ totales y filtrados del afluente fueron de 25,0 y 21,1 ppm para la fase I y de 57,7 y 41,9 ppm, para la fase II, siendo los porcentajes de remoción de los P-PO₄ totales y filtrados de 57,71 y 68,30% en la fase I y de 63,95 y 72,01% en la fase II.

Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de P-PO₄ totales y filtrados se alcanzaron, en la laguna 3 para los P-PO₄ totales y en la laguna 1 para los P-PO₄ filtrados en la fase I y en la laguna 2 para los P-PO₄ totales y laguna 3 para los P-PO₄ filtrados, para la fase II.

En general, los porcentajes de remoción alcanzados por las líneas fueron mayores en la fase II, en donde el afluente presentó una mayor concentración P-PO₄ totales.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción de P-PO₄ totales, se obtuvo que Línea 2>Línea 1>Línea 3 y en la remoción de P-PO₄ filtrados, se obtuvo que Línea 3>Línea 1>Línea 2.

5.4.2.6.5. Potasio y Sulfatos.

En la Tabla 5.12 se presentan los resultados de los valores medios del potasio (K) y de los sulfatos (S-SO₄) de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de las lagunas que las conformaron y su porcentaje de remoción, durante el estado estable y para las 2 fases de evaluación.

Laguna	K (ppm)		Remoción K (%)	SO ₄ (ppm)		Remoción SO ₄ (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
Fase I (5)*.						
FLLg1Ln1	139±50	129±50	8,33±2,23	15,0±7,1	8,8±4,4	41,18±18,06
FLLg2Ln1	129±50	116±51	9,74±13,20	8,8±4,4	10,0±4,3	-27,67±60,62
FLLg3Ln1	116±51	107±40	6,23±7,25	10,0±4,3	8,6±3,8	8,06±45,52
FLLg4Ln1	107±40	80±23	23,28±11,23	8,6±3,8	6,4±3,4	21,83±24,14
ECLg1Ln2	131±32	113±32	13,99±7,22	11,2±4,1	8,8±4,3	19,52±24,11
PTLg2Ln2	113±32	100±27	11,62±5,69	8,8±4,3	10,0±3,8	-19,67±18,72
TFLg3Ln2	100±27	93±23	6,39±6,38	10,0±3,8	6,8±4,9	36,81±29,72
SVLg4Ln2	92±24	85±24	8,26±5,70	6,8±4,9	7,6±3,3	-53,00±112,56
ECLg1Ln3	151±75	101±36	26,89±19,91	11,8±4,8	8,6±4,3	29,22±9,77
ECLg2Ln3	101±36	98±35	3,07±8,37	8,6±4,3	7,8±4,0	7,50±11,18
ECLg3Ln3	98±35	86±25	10,33±5,55	7,8±4,0	7,8±4,9	2,46±34,28
ECLg4Ln3	86±25	79±31	10,47±10,14	7,8±4,9	8,2±4,7	-8,48±20,75
Total Ln1	139±50	80±23	41,44±5,82	15,0±7,1	6,4±3,4	55,79±12,41
Total Ln2	131±32	85±24	35,32±10,98	11,2±4,1	7,6±3,3	31,67±11,86
Total Ln3	151±75	79±31	42,82±20,34	11,8±4,8	8,2±4,7	32,55±21,11
Fase II (4)*.						
FLLg1Ln1	273±84	250±81	8,79±2,22	19,8±4,1	17,5±2,9	10,80±3,87
FLLg2Ln1	250±81	215±58	12,69±5,75	17,5±2,9	14,5±2,4	17,03±6,53
FLLg3Ln1	215±58	173±60	21,11±9,05	14,5±2,4	11,8±2,1	18,42±10,72
FLLg4Ln1	173±60	130±43	24,25±5,85	11,8±2,1	9,0±1,4	23,05±5,19
ECLg1Ln2	273±84	242±65	10,55±3,77	19,8±4,1	19,5±5,1	1,70±9,64
PTLg2Ln2	242±65	188±57	22,68±3,97	19,5±5,1	15,8±4,5	19,38±5,88
TFLg3Ln2	188±57	152±52	20,38±6,28	15,8±4,5	12,5±4,4	21,61±7,96
SVLg4Ln2	152±52	115±38	23,81±2,88	12,5±4,4	10,0±4,0	19,05±15,87
ECLg1Ln3	273±84	236±75	13,65±2,46	19,8±4,1	17,5±3,4	11,21±4,71
ECLg2Ln3	236±75	200±69	14,61±10,90	17,5±3,4	14,5±3,0	16,54±11,89
ECLg3Ln3	200±69	159±55	20,68±0,88	14,5±3,0	12,5±4,0	15,10±10,67
ECLg4Ln3	159±55	123±52	23,60±9,42	12,5±4,0	9,3±2,6	25,24±8,05
Total Ln1	273±84	130±43	52,27±8,70	19,8±4,1	9,0±1,4	53,39±9,10
Total Ln2	273±84	115±38	58,13±3,30	19,8±4,1	10,0±4,0	50,14±11,10
Total Ln3	273±84	123±52	55,03±9,59	19,8±4,1	9,3±2,6	53,12±9,68

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL**: Mezcla Flotantes, **EC**: *E. crassipes*, **PT**: *P. stratiotes*, **SV**: *S. auriculata*, **TF**: *T. angustifolia*, **Lg**: Laguna, **Ln**: Línea.

Tabla 5.12. Valores promedio y porcentajes de remoción de Potasio y Sulfatos.

Los valores medios del K del afluente de la línea 1 fueron de 139 y 273 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 41,44 y 52,27%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del K se alcanzaron en la laguna 4, tanto en la fase I como en la fase II.

Para la línea 2, los valores medios del K del afluente fueron de 131 y 273 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 35,32 y 58,13%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del K se alcanzaron, en la laguna 1 (*E. crassipes*) en la fase I y en la laguna 4 (*S. auriculata*) en la fase II.

Para la línea 3, los valores medios del K del afluente fueron de 151 y 273 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 42,82 y 55,03%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción del K se alcanzaron, en la laguna 1 en la fase I y en la laguna 4 en la fase II.

En general, los porcentajes de remoción alcanzados por las líneas fueron mayores en la fase II, en donde el afluente presentó una mayor concentración de K.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción de K, se obtuvo que Línea 3>Línea 2>Línea 1

Los valores medios de los sulfatos (S-SO₄) del afluente de la línea 1 fueron de 15,0 y 19,8 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 55,79 y 53,39%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de los S-SO₄ se alcanzaron en la laguna 1 para la fase I y en la laguna 4 para la fase II.

Para la línea 2, los valores medios de los S-SO₄ del afluente fueron de 11,2 y 19,8 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 31,67 y 50,14%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de S-SO₄ se alcanzaron, en la laguna 3 (*T. angustifolia*) tanto en la fase I como en la fase II.

Para la línea 3, los valores medios de los S-SO₄ del afluente fueron de 11,8 y 19,8 ppm para las fases I y II, respectivamente, siendo los porcentajes de remoción del 32,55 y 53,12%. Al interior de la línea, los mayores porcentajes de remoción de S-SO₄ se alcanzaron en la laguna 1, para la fase I y en la laguna 4 para la fase II.

En general, los porcentajes de remoción alcanzados por las líneas fueron mayores en la fase II, en donde el afluente presentó una mayor concentración de S-SO₄.

Considerando el rendimiento global en las 2 fases, en la remoción de S-SO₄, se obtuvo que Línea 1>Línea 3>Línea 2.

5.4.2.7. Coliformes Totales y Fecales.

En la Tabla 5.13 se condensan los resultados de los valores medios de coliformes totales y fecales de los afluentes y efluentes de las líneas experimentales y de las lagunas que las conformaron, para el estado estable y las 2 fases de evaluación. En la Tabla 5.14 se presentan los porcentajes de remoción para este grupo de microorganismos.

Laguna	Coliformes totales (NMP/100ml)		Coliformes fecales (NMP/100ml)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Fase I (5)*.				
FLLg1Ln1	1,5x10 ⁵ ±5,6x10 ⁴	4,3x10 ⁴ ±4,5x10 ⁴	<3	<3
FLLg2Ln1	4,3x10 ⁴ ±4,5x10 ⁴	7,2x10 ³ ±8,4x10 ³	<3	<3
FLLg3Ln1	7,2x10 ³ ±8,4x10 ³	4,4x10 ³ ±3,6x10 ³	<3	<3
FLLg4Ln1	4,4x10 ³ ±3,6x10 ³	8,6x10 ² ±1,2x10 ³	<3	<3
ECLg1Ln2	1,1x10 ⁵ ±6,4x10 ⁴	3,1x10 ⁴ ±2,8x10 ⁴	<3	<3
PTLg2Ln2	3,1x10 ⁴ ±2,8x10 ⁴	8,9x10 ³ ±8,7x10 ³	<3	<3
TFLg3Ln2	8,9x10 ³ ±8,7x10 ³	3,5x10 ³ ±2,4x10 ³	<3	<3
SVLg4Ln2	3,5x10 ³ ±2,4x10 ³	9,8x10 ² ±1,7x10 ³	<3	<3
ECLg1Ln3	1,6x10 ⁵ ±4,8x10 ⁴	2,4x10 ⁴ ±2,6x10 ⁴	<3	<3
ECLg2Ln3	2,4x10 ⁴ ±2,6x10 ⁴	8,8x10 ³ ±8,8x10 ³	<3	<3
ECLg3Ln3	8,8x10 ³ ±8,8x10 ³	3,7x10 ³ ±4,3x10 ³	<3	<3
ECLg4Ln3	3,7x10 ³ ±4,3x10 ³	1,6x10 ³ ±2,2x10 ³	<3	<3
Total Ln1	1,5x10 ⁵ ±5,6x10 ⁴	8,6x10 ² ±1,2x10 ³	<3	<3
Total Ln2	1,1x10 ⁵ ±6,4x10 ⁴	9,8x10 ² ±1,7x10 ³	<3	<3
Total Ln3	1,6x10 ⁵ ±4,8x10 ⁴	1,6x10 ³ ±2,2x10 ³	<3	<3
Fase II (4)*.				
FLLg1Ln1	4,8x10 ⁶ ±3,0x10 ⁶	4,1x10 ⁵ ±3,4x10 ⁵	4,3x10 ³ ±7,2x10 ³	<3
FLLg2Ln1	4,1x10 ⁵ ±3,4x10 ⁵	4,7x10 ⁴ ±6,9x10 ⁴	<3	<3
FLLg3Ln1	4,7x10 ⁴ ±6,9x10 ⁴	1,1x10 ⁴ ±1,9x10 ⁴	<3	<3
FLLg4Ln1	1,1x10 ⁴ ±1,9x10 ⁴	9,5x10 ² ±9,5x10 ²	<3	<3
ECLg1Ln2	4,8x10 ⁶ ±3,0x10 ⁶	4,4x10 ⁵ ±3,1x10 ⁵	4,3x10 ³ ±7,2x10 ³	<3
PTLg2Ln2	4,4x10 ⁵ ±3,1x10 ⁵	1,4x10 ⁴ ±6,8x10 ³	<3	<3
TFLg3Ln2	1,4x10 ⁴ ±6,8x10 ³	3,8x10 ³ ±3,8x10 ³	<3	<3
SVLg4Ln2	3,8x10 ³ ±3,8x10 ³	1,0x10 ³ ±3,5x10 ²	<3	<3
ECLg1Ln3	4,8x10 ⁶ ±3,0x10 ⁶	4,0x10 ⁵ ±2,4x10 ⁵	4,3x10 ³ ±7,2x10 ³	<3
ECLg2Ln3	4,0x10 ⁵ ±2,4x10 ⁵	6,1x10 ⁴ ±3,8x10 ⁴	<3	<3
ECLg3Ln3	6,1x10 ⁴ ±3,8x10 ⁴	2,1x10 ⁴ ±3,3x10 ⁴	<3	<3
ECLg4Ln3	2,1x10 ⁴ ±3,3x10 ⁴	9,8x10 ² ±4,6x10 ²	<3	<3
Total Ln1	4,8x10 ⁶ ±3,0x10 ⁶	9,5x10 ² ±9,5x10 ²	4,3x10 ³ ±7,2x10 ³	<3
Total Ln2	4,8x10 ⁶ ±3,0x10 ⁶	1,0x10 ³ ±3,5x10 ²	4,3x10 ³ ±7,2x10 ³	<3
Total Ln3	4,8x10 ⁶ ±3,0x10 ⁶	9,8x10 ² ±4,6x10 ²	4,3x10 ³ ±7,2x10 ³	<3

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.13. Valores promedio de Coliformes totales y fecales.

La línea 1 presentó para sus afluentes, un recuento de coliformes totales de $1,5 \times 10^5$ NMP/100 ml y $4,8 \times 10^6$ NMP/100 ml, en las fases I y II respectivamente. Para el grupo de coliformes fecales los recuentos fueron negativos para la fase I y $4,3 \times 10^3$ NMP/100 ml para la fase II.

Laguna	%Remoción Coliformes Totales.	%Remoción Coliformes fecales.
Fase I (5)*.		
FLLg1Ln1	71,10±27,24	0,00±0,00
FLLg2Ln1	66,66±53,73	0,00±0,00
FLLg3Ln1	-17,00±74,63	0,00±0,00
FLLg4Ln1	55,84±49,93	0,00±0,00
ECLg1Ln2	67,23±38,90	0,00±0,00
PTLg2Ln2	65,28±27,15	0,00±0,00
TFLg3Ln2	-5,81±94,52	0,00±0,00
SVLg4Ln2	75,50±43,32	0,00±0,00
ECLg1Ln3	81,66±25,38	0,00±0,00
ECLg2Ln3	46,43±49,93	0,00±0,00
ECLg3Ln3	37,52±38,17	0,00±0,00
ECLg4Ln3	52,73±50,37	0,00±0,00
Total Ln1	99,50±0,71	0,00±0,00
Total Ln2	98,99±1,94	0,00±0,00
Total Ln3	99,09±1,28	0,00±0,00
Fase II (4)*.		
FLLg1Ln1	85,12±18,96	50,00±57,74
FLLg2Ln1	90,94±7,08	0,00±0,00
FLLg3Ln1	83,16±8,72	0,00±0,00
FLLg4Ln1	67,10±29,69	0,00±0,00
ECLg1Ln2	87,60±14,11	50,00±57,74
PTLg2Ln2	94,62±5,55	0,00±0,00
TFLg3Ln2	77,58±13,48	0,00±0,00
SVLg4Ln2	49,30±38,95	0,00±0,00
ECLg1Ln3	87,37±14,14	50,00±57,74
ECLg2Ln3	81,17±12,78	0,00±0,00
ECLg3Ln3	74,98±26,81	0,00±0,00
ECLg4Ln3	80,82±14,24	0,00±0,00
Total Ln1	99,96±0,05	50,00±57,74
Total Ln2	99,97±0,03	50,00±57,74
Total Ln3	99,97±0,03	50,00±57,74

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.14. Valores promedio de Remoción de Coliformes totales y fecales.

Los porcentajes de remoción para el grupo de coliformes totales fueron de 99,50 y 99,96% para las fases I y II, respectivamente. Para el grupo de coliformes fecales, los porcentajes de remoción fueron de 0% en la fase I (el recuento tanto a la entrada como a la salida de la línea fue negativo) y del 50% en la fase II (se presentaron algunos muestreos en los que no se detectó la presencia de este grupo de microorganismos en las corrientes de entrada y de salida de la línea).

La línea 2 presentó, en los afluentes, un recuento de coliformes totales de $1,1 \times 10^5$ NMP/100 ml y $4,8 \times 10^6$ NMP/100 ml, en las fases I y II respectivamente. Para el grupo de coliformes fecales los recuentos fueron negativos para la fase I y $4,3 \times 10^3$ NMP/100 ml para la fase II.

Los porcentajes de remoción para el grupo de coliformes totales fueron de 98,99 y 99,97% para las fases I y II, respectivamente. Para el grupo de coliformes fecales, los porcentajes de remoción fueron de 0% en la fase I y del 50% en la fase II.

La línea 3 presentó, en los afluentes, un recuento de coliformes totales de $1,6 \times 10^5$ NMP/100 ml y $4,8 \times 10^6$ NMP/100 ml, en las fases I y II respectivamente. Para el grupo de coliformes fecales los recuentos fueron negativos para la fase I y $4,3 \times 10^3$ NMP/100 ml para la fase II.

Los porcentajes de remoción para el grupo de coliformes totales fueron de 99,09 y 99,97% para las fases I y II, respectivamente. Para el grupo de coliformes fecales, los porcentajes de remoción fueron de 0% en la fase I y del 50% en la fase II.

De acuerdo con los resultados obtenidos en la remoción de los coliformes totales y fecales se deduce que el desempeño de las 3 líneas fue similar en la eliminación de este grupo de microorganismos.

5.4.3. Análisis estadístico de las variables respuesta.

En las Tablas 5.15 a 5.17 se presentan el promedio, la desviación estándar, los valores mínimos y máximos de las variables seleccionadas como variables respuesta para las 3 líneas experimentales y el efecto de la concentración de los afluentes, según análisis de varianza a un $\alpha = 0,05$. En las Tablas 12-20 a 12-22 de los anexos se presentan los componentes del análisis de varianza para las variables respuesta.

Para la línea 1, compuesta de 4 lagunas dispuestas en serie y conteniendo las 3 especies flotantes, en cada laguna, sólo se presentó efecto de la concentración del afluente en las variables respuesta porcentaje de remoción de la DBO₅ y coeficiente de eliminación del K (Tabla 5.15).

Variable	Concentración (% expresado como fracción)	Promedio	Efecto Concent.	Desv. estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0(Fase II)	85,00	Sí	3,65	81,86	90,25
	0,2(Fase I)	79,41		3,07	75,14	82,26
Remoción SST (%)	1,0(Fase II)	85,16	No	5,77	77,52	90,16
	0,2(Fase I)	60,63		31,22	15,38	93,10
Remoción N _{Total} (%)	1,0(Fase II)	61,71	No	8,76	52,07	72,38
	0,2(Fase I)	69,72		12,29	52,33	84,71
Remoción P _{Total} (%)	1,0(Fase II)	63,83	No	8,67	52,34	72,65
	0,2(Fase I)	58,84		17,38	29,35	75,03
Remoción Potasio (%)	1,0(Fase II)	52,27	No	8,70	41,49	60,74
	0,2(Fase I)	41,44		5,82	31,70	47,42
Coef. Elim. (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,1366	No	0,0217	0,1212	0,1686
	0,2(Fase I)	0,1118		0,0120	0,0969	0,1276
Coef. Elim. (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,1390	No	0,0261	0,1081	0,1647
	0,2(Fase I)	0,0886		0,0703	0,0126	0,1842
Coef. Elim. (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,0693	No	0,0158	0,0533	0,0895
	0,2(Fase I)	0,0886		0,0299	0,0557	0,1333
Coef. Elim. (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,0734	No	0,0159	0,0537	0,0916
	0,2(Fase I)	0,0670		0,0271	0,0239	0,0966
Coef. Elim. (K _K) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,0532	Sí	0,0121	0,0388	0,0651
	0,2(Fase I)	0,0377		0,0054	0,0287	0,0431

Tabla 5.15. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para la línea 1. (Mezcla plantas flotantes).

Para la línea 2, compuesta de 4 lagunas dispuestas en serie y conteniendo las 4 especies evaluadas, una por laguna, se presentó efecto de la concentración del afluente en las variables respuesta porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de la DBO₅, de los SST y K. No se presentó efecto de la concentración sobre las variables respuesta porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de N_T y P_T (Tabla 5.16).

Variable	Concentración (% expresado como fracción)	Promedio	Efecto Concent.	Desv. estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0(Fase II)	87,65	Sí	2,07	84,67	89,49
	0,2(Fase I)	75,44		3,77	71,35	81,53
Remoción SST (%)	1,0(Fase II)	89,14	Sí	1,66	86,89	90,75
	0,2(Fase I)	64,81		19,62	30,77	80,65
Remoción N _{Total} (%)	1,0(Fase II)	67,71	No	8,99	58,36	78,42
	0,2(Fase I)	63,21		10,73	47,61	74,89
Remoción P _{Total} (%)	1,0(Fase II)	66,81	No	3,53	61,59	69,04
	0,2(Fase I)	62,10		10,19	47,72	75,58
Remoción Potasio (%)	1,0(Fase II)	58,13	Sí	3,30	54,78	62,37
	0,2(Fase I)	35,32		10,98	22,65	52,47
Coef. Elim. (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,1705	Sí	0,0120	0,1531	0,1803
	0,2(Fase I)	0,1066		0,0091	0,1014	0,1227
Coef. Elim. (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,1811	Sí	0,0161	0,1667	0,2011
	0,2(Fase I)	0,0868		0,0355	0,0267	0,1213
Coef. Elim. (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,0939	No	0,0215	0,0715	0,1177
	0,2(Fase I)	0,0785		0,0235	0,0478	0,1038
Coef. Elim. (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,0901	No	0,0111	0,0734	0,0962
	0,2(Fase I)	0,0752		0,0189	0,0492	0,1024
Coef. Elim. (K _K) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,0709	Sí	0,0066	0,0648	0,0802
	0,2(Fase I)	0,0336		0,0129	0,0214	0,0550

Tabla 5.16. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para la línea 2. (4 especies en serie).

Para la línea 3, compuesta de 4 lagunas dispuestas en serie y conteniendo la especie flotante *E. crassipes*, se presentó efecto de la concentración del afluente en las variables respuesta porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de la DBO₅, y de los SST (Tabla 5.17).

Variable	Concentración (% expresado como fracción)	Promedio	Efecto Concent.	Desv. estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Remoción DBO ₅ (%)	1,0(Fase II)	84,07	Sí	3,06	80,10	87,31
	0,2(Fase I)	75,13		5,26	70,16	83,43
Remoción SST (%)	1,0(Fase II)	88,65	Sí	2,96	84,70	91,76
	0,2(Fase I)	47,61		11,89	33,33	64,71
Remoción N _{Total} (%)	1,0(Fase II)	60,97	No	4,36	57,52	67,35
	0,2(Fase I)	59,70		12,41	49,85	76,95
Remoción P _{Total} (%)	1,0(Fase II)	63,95	No	5,68	57,53	70,51
	0,2(Fase I)	57,71		12,69	41,10	71,43
Remoción Potasio (%)	1,0(Fase II)	55,03	No	9,59	46,49	68,78
	0,2(Fase I)	42,82		20,34	14,67	66,87
Coef. Elim. (K _{DBO}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,1312	Sí	0,0134	0,1162	0,1486
	0,2(Fase I)	0,0973		0,0211	0,0776	0,1281
Coef. Elim. (K _{SST}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,1559	Sí	0,0165	0,1331	0,1717
	0,2(Fase I)	0,0454		0,0157	0,0302	0,0713
Coef. Elim. (K _{NT}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,0669	No	0,0069	0,0616	0,0770
	0,2(Fase I)	0,0665		0,0287	0,0443	0,1093
Coef. Elim. (K _{PT}) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,0730	No	0,0115	0,0607	0,0879
	0,2(Fase I)	0,0615		0,0206	0,0340	0,0804
Coef. Elim. (K _K) (d ⁻¹)	1,0(Fase II)	0,0582	No	0,0177	0,0430	0,0838
	0,2(Fase I)	0,0407		0,0228	0,0118	0,0709

Tabla 5.17. Promedio, Desviación estándar, valores mínimos y máximos de las variables evaluadas en cada concentración para la línea 3. (*E. crassipes*).

5.4.3.1. Comparación de promedios mediante Prueba Tukey.

En las Tablas 5.18 y 5.19 se presentan los resultados de la comparación de promedios de las variables respuesta mediante la prueba de Tukey para un $\alpha = 0,05$.

Laguna	Valores promedio de Remoción (%)				
	DBO ₅	SST	N _T	P _T	K
Lagunas operando con afluentes menos concentrados (Fase I).					
Mezcla flotantes (L1)	79,41 A	60,63 A	69,72 A	58,84 A	41,44 A
4 especies acuáticas (L2)	75,44 A	64,81 A	63,21 A	62,10 A	35,32 A
<i>Eichhornia crassipes</i> (L3)	75,13 A	47,61 A	59,70 A	57,71 A	42,82 A
Lagunas operando con afluentes concentrados (Fase II).					
Mezcla flotantes (L1)	85,00 A	85,16 A	61,71 A	63,83 A	52,27 A
4 especies acuáticas (L2)	87,65 A	89,14 A	67,71 A	66,81 A	58,13 A
<i>Eichhornia crassipes</i> (L3)	84,07 A	88,65 A	60,97 A	63,95 A	55,03 A

Nota: La comparación es válida sólo para cada variable y en cada rango de concentración. Promedios acompañados de la misma letra no presentaron diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5%.

Tabla 5.18. Comparación de promedios en las variables porcentaje de remoción.

Laguna	Coeficientes de eliminación (d ⁻¹)				
	K _{DBO5}	K _{SST}	K _{NT}	K _{PT}	K _K
Lagunas operando con afluentes menos concentrados (Fase I).					
Mezcla flotantes (L1)	0,11185A	0,08862A	0,08864A	0,06701A	0,03769A
4 especies acuáticas (L2)	0,10662A	0,08677A	0,07848A	0,07521A	0,03358A
<i>Eichhornia crassipes</i> (L3)	0,09732A	0,04357A	0,06650A	0,06149A	0,04072A
Lagunas operando con afluentes concentrados (Fase II).					
Mezcla flotantes (L1)	0,13658B	0,13899B	0,06934A	0,07344A	0,05319A
4 especies acuáticas (L2)	0,17051A	0,18113A	0,09394A	0,09011A	0,07087A
<i>Eichhornia crassipes</i> (L3)	0,13119B	0,15591AB	0,06695A	0,07302A	0,05824A

Nota: La comparación es válida sólo para cada variable y en cada rango de concentración. Promedios acompañados de la misma letra no presentaron diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5%.

Tabla 5.19. Comparación de promedios en las variables coeficiente de eliminación.

De acuerdo con los datos condensados en la Tabla 5.18, no se presentaron diferencias estadísticas según prueba de Tukey al 5%, en los porcentajes de eliminación de la DBO₅, SST, N_T, P_T y K, alcanzados entre las 3 líneas cuando estas operaron con afluentes más o menos concentrados, aunque sí se presentaron diferencias, como se discutió anteriormente, entre los porcentajes de remoción alcanzados por cada línea cuando esta operó con afluentes más y menos concentrados.

Para el caso de los coeficientes de eliminación de la DBO₅, SST, N_T, P_T y K, no se presentaron diferencias estadísticas según prueba de Tukey al 5%, entre las 3 líneas cuando estas operaron con afluentes menos concentrados.

Cuando las líneas se alimentaron con afluentes concentrados, se presentaron diferencias estadísticas en los coeficientes de eliminación de la DBO₅, siendo el coeficiente alcanzado, en la línea que involucró las 4 especies evaluadas, estadísticamente diferente de los

obtenidos en las líneas que contenían sólo las especies flotantes y a la especie seleccionada, entre los que no se presentaron diferencias estadísticas.

De igual manera, el coeficiente de eliminación de los SST de la línea 2 (que contenía las 4 especies), fue diferente estadísticamente del obtenido en la línea 1 (Especies flotantes). Pero no se presentaron diferencias estadísticas entre los coeficientes de eliminación de los SST entre la línea 2 y la línea 3 y entre la línea 3 y la línea 1.

5.4.3.2. Efecto de las líneas en la remoción de los parámetros de interés.

En la Tabla 5.20 se presenta la remoción promedia alcanzada por las 3 líneas experimentales en el estado estable, para las 2 fases de evaluación y expresada en $\text{mg}/\text{m}^2\text{-d}$, de la DBO_5 , SST, N_T , P_T , K y S.

Laguna	$\text{mg}/\text{m}^2\text{-día}$					
	DBO_5	SST	N_T	P_T	K	S
Fase I.						
Mezcla flotantes (L1)	5803	1509	957	197	2193	106
4 especies acuáticas (L2)	4873	1630	771	195	1615	41
<i>Eichhornia crassipes</i> (L3)	3793	690	649	173	2319	46
Fase II.						
Mezcla flotantes (L1)	25401	6624	1962	461	5352	132
4 especies acuáticas (L2)	26192	6934	2152	483	5952	124
<i>Eichhornia crassipes</i> (L3)	25122	6895	1938	462	5634	131

Tabla 5.20. Remoción promedio de contaminantes de cada laguna experimental.

Cuando las líneas operaron con afluentes menos concentrados ($\text{DQO} < 500 \text{ ppm}$), las máximas remociones de la DBO_5 se alcanzaron en la línea 1 (mezcla flotantes) y fueron de $5803 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$, seguida de la línea 2 (4 especies) con $4873 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$ y de la línea 3 (*E. crassipes*) con $3793 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$. Para los SST, las máximas remociones se alcanzaron en la línea 2 y fueron de $1630 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$, seguida de la línea 1 con $1509 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$ y de la línea 3 con $690 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$.

En la remoción de los nutrimentos. Para el N_T , las máximas remociones se alcanzaron en la línea 1 y fueron de $957 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$, seguida de la línea 2 con $771 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$ y de la línea 3 con $649 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$. Para el P_T , las máximas remociones se alcanzaron en la línea 1 y fueron de $197 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$, seguida de la línea 2 con $195 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$ y de la línea 3 con $173 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$. Para el K, las máximas remociones se alcanzaron en la línea 3 y fueron de $2319 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$, seguida de la línea 1 con $2193 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$ y de la línea 2 con $1615 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$ y finalmente para el S, las máximas remociones se alcanzaron en la línea 1 y fueron de $106 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$, seguida de la línea 3 con $46 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$ y de la línea 2 con $41 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$.

Cuando las líneas operaron con afluentes concentrados ($\text{DQO} < 1000 \text{ ppm}$), las máximas remociones de la DBO_5 se alcanzaron en la línea 2 (4 especies) y fueron de $26192 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$, seguida de la línea 1 (mezcla flotantes) con $25401 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$ y de la línea 3 (*E. crassipes*) con $25122 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$. Para los SST, las máximas remociones se alcanzaron en la línea 2 y fueron de $6934 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$, seguida de la línea 3 con $6895 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$ y de la línea 1 con $6624 \text{ mg}/\text{m}^2\text{-d}$.

En la remoción de los nutrimentos. Para el N_T , las máximas remociones se alcanzaron en la línea 2 y fueron de 2152 mg/m^2-d , seguida de la línea 1 con 1962 mg/m^2-d y de la línea 3 con 1938 mg/m^2-d . Para el P_T , las máximas remociones se alcanzaron en la línea 2 y fueron de 483 mg/m^2-d , seguida de la línea 3 y 1 con valores similares 462 y 461 mg/m^2-d . Para el K, las máximas remociones se alcanzaron en la línea 2 y fueron de 5952 mg/m^2-d , seguida de la línea 3 con 5634 mg/m^2-d y de la línea 1 con 5352 mg/m^2-d .

Para el S, las máximas remociones se alcanzaron en las líneas 1 y 3 fueron de 132 y 131 mg/m^2-d , seguida de la línea 2 con 124 mg/m^2-d .

Estadísticamente no se presentaron diferencias significativas, entre las 3 líneas experimentales evaluadas, en los porcentajes de remoción de las variables seleccionadas, operando con afluentes más y menos concentrados. Para determinar la mejor línea en el postratamiento de las aguas mieles, se consideró la posición que ocupó cada línea en la eliminación de los parámetros de interés, de acuerdo con los datos condensados en la Tabla 5.20, asignando la posición 1 a la línea que presentó la mayor remoción del parámetro y la posición 3 a la línea que presentó la menor remoción y realizando la sumatoria global de los puntajes asignados (Tabla 5.21).

Concentración Afluente	Variable respuesta	Línea 1. Mezcla flotantes	Línea 2. 4 especies	Línea 3. <i>E. crassipes</i>
DQO<500ppm	% remoción DBO_5	1	2	3
	% remoción SST	2	1	3
	% remoción N_T	1	2	3
	% remoción P_T	1	2	3
	% remoción K	2	3	1
DQO>1000ppm	% remoción DBO_5	2	1	3
	% remoción SST	3	1	2
	% remoción N_T	2	1	3
	% remoción P_T	3	1	2
	% remoción K	3	1	2
Puntaje total		20	15	25

Tabla 5.21. Puntaje global de las 3 líneas experimentales en el postratamiento de las aguas mieles del café.

De acuerdo con los puntajes obtenidos en la Tabla 21, se puede inferir que un sistema de postratamiento que involucre la utilización de las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* es mejor, en la eliminación de los parámetros DBO_5 , SST, N_T , P_T y K, que uno que involucre la utilización de las 3 especies flotantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*) que a su vez es mejor que uno que involucre solamente la utilización de *E. crassipes*, aunque entre ellos no se presentaron diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5% en los porcentajes de eliminación de estas variables.

De esta manera se cumple la segunda hipótesis de trabajo que estableció que “*con un sistema de postratamiento, que involucre la combinación de plantas acuáticas flotantes y emergentes de diferentes familias, se obtienen porcentajes de remoción, en el agua postratada, mayores a los obtenidos con la mejor planta individual evaluada*”.

5.4.3.3. Ecuaciones de regresión para la mejor especie (*E. crassipes*).

Con la especie flotante *E. crassipes*, por haber sido seleccionada como la mejor en el postratamiento de las aguas mieles del café, se generaron una cantidad significativa de nuevos datos experimentales (fases I y II del ensayo 3), que integrados a los ya obtenidos (ensayo 1 y 2) permiten obtener nuevas relaciones entre las cargas aplicadas y removidas de DBO_5 , SST, N_T , P_T y K.

En la Figura 5.3 se muestran las gráficas correspondientes a los valores medios de carga aplicada y removida para las variables DBO_5 , SST y N_T y en la Figura 5.4 las gráficas correspondientes a los valores medios de carga aplicada y removida para P_T y K, en g/m^2 -día, para *E. crassipes*, obtenidos durante la presente investigación. Mediante regresiones lineales y no lineales se obtuvieron las ecuaciones que se presentan en los gráficos y que permitieron relacionar las remociones obtenidas con la carga aplicada, a las condiciones del experimento.

Para la DBO_5 , se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación de regresión obtenida, realizando una regresión potencial y para los SST mediante una regresión logarítmica.

Para el N_T y P_T , se alcanzaron mejores ajustes de la ecuación de regresión obtenida, realizando una regresión potencial.

Con los valores medios obtenidos, durante los períodos de estado estable y para los 3 ensayos del presente estudio, de las cargas aplicadas de DBO_5 , SST, N_T , P_T y K, sus remociones medias alcanzadas y las tasas medias de crecimiento para la especie *E. crassipes*, se ensayaron varias combinaciones con el fin de encontrar una ecuación que permitiera relacionar las remociones en función de la carga y de la tasa de crecimiento de la macrófita. Para ello se realizaron análisis de regresión múltiple, hasta obtener la ecuación de regresión con el valor del coeficiente de determinación más alto, eliminando las variables que estadísticamente no fueron significativas.

A continuación se presentan las ecuaciones obtenidas. Los parámetros estadísticos del análisis de varianza de las ecuaciones obtenidas se condensan en la Tablas 12-23 de los anexos.

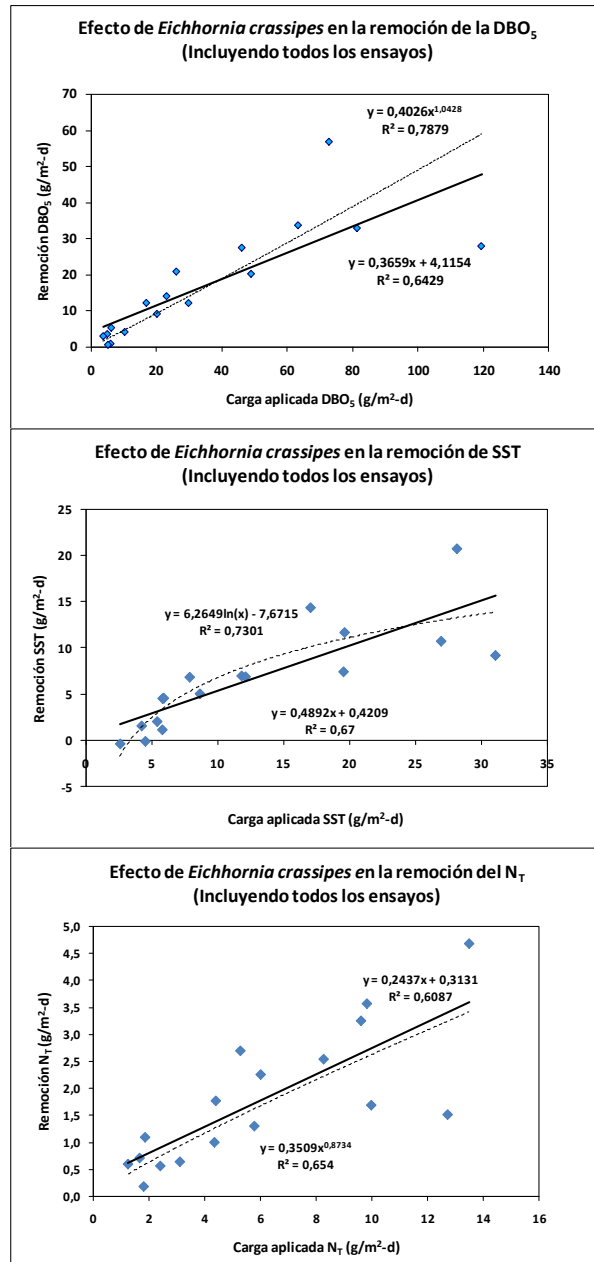


Figura 5.3. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción, para las variables DBO₅, SST y N_T, para la especie flotante *E. crassipes* considerando los 3 ensayos evaluados.

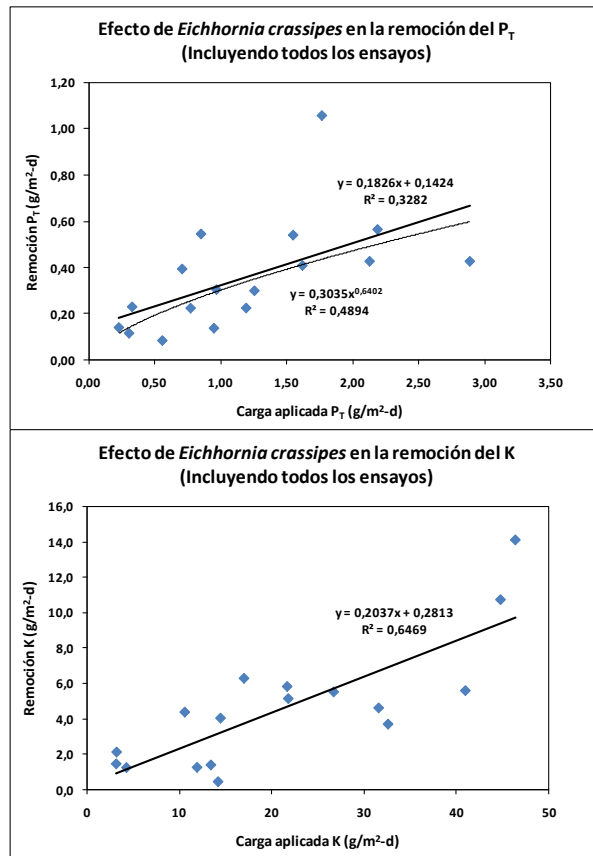


Figura 5.4. Relación entre la carga aplicada y la tasa de remoción, para las variables P_T y K, para la especie flotante *E. crassipes* considerando los 3 ensayos evaluados.

Ecuaciones de regresión para la remoción de: DBO_5 (RDBO), SST (RSST), N_T (RNT), P_T (RPT) y K (RK) para la especie *E. crassipes*, considerando los 3 ensayos.

$$\text{Sqrt RDBO} = 1,694 + 0,158(DBO_{af}) - 0,01983(CP) - 0,00144(DBO_{af})^2 + 7,499 \cdot 10^{-5}(CP)^2$$

$$R^2 = 0,928.$$

$$RSST = 4,995 - 0,03144(CP) + 0,01369(SST_{af})^2 + 0,00256(SST_{af})(CP).$$

$$R^2 = 0,813.$$

$$\text{Exp RNT} = 17,23 - 10,98(NT_{af}) + 1,264(NT_{af})^2 + 0,02339(NT_{af})(CP) - 7,861 \cdot 10^{-5}(NT_{af})(CP)^2$$

$$R^2 = 0,914.$$

$$\text{Sqrt RPT} = 0,03233 + 0,899(\text{PT}_{\text{af}}) - 0,270(\text{PT}_{\text{af}})^2 - 0,00578(\text{PT}_{\text{af}})(\text{CP}) + 1,498 \cdot 10^{-5} (\text{CP})^2 + 0,00213(\text{PT}_{\text{af}})^2(\text{CP}).$$
$$R^2 = 0,796.$$

$$\text{RK} = 0,689 + 0,00555(\text{K}_{\text{af}})^2 + 0,00194(\text{K}_{\text{af}})(\text{CP}) - 4,607 \cdot 10^{-5} (\text{K}_{\text{af}})^2(\text{CP}) - 3,285 \cdot 10^{-6} (\text{K}_{\text{af}})(\text{CP})^2.$$
$$R^2 = 0,830.$$

Siendo (DBO, SST, NT, PT, K)_{af}, la carga aplicada al sistema, en g/m²-d, y CP la tasa de crecimiento de la planta en g/m²-d.

5.4.3.4. Coeficientes cinéticos de eliminación de la DQO y la DBO₅ para la mejor especie (*E. crassipes*).

Teniendo presente que la eliminación de la contaminación orgánica, aún presente en las aguas mieles del café tratadas por anaerobiosis, siguió una cinética de primer orden cuando se utilizaron las diferentes macrófitas y que las diferencias de temperatura entre los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales no fue superior, en ninguno de los ensayos a 2°C y se mantuvo siempre en torno a los 20°C y basados en la climatología presente en la zona cafetera, se puede despreciar, con un porcentaje de error bajo, el efecto de la temperatura sobre los coeficientes cinéticos obtenidos, permitiendo que se puedan utilizar en el diseño preliminar de sistemas de postratamiento de aguas mieles del café en la zona cafetera central de Colombia, que abarca al mayor porcentaje de productores.

En la Tabla 5.22 se condensan los valores medios de los coeficientes cinéticos para la DQO y DBO₅ encontrados para *E. crassipes* en el desarrollo de los 3 ensayos.

5.4.4. Caracterización de la biomasa.

5.4.4.1. Tasas de crecimiento.

En la Tabla 5.23 se presentan las tasas medias de crecimiento de las 4 especies acuáticas evaluadas, para el estado estable y las 2 fases de evaluación del ensayo.

Para la línea 1 (mezcla flotantes) operando con afluentes menos concentrados (DQO < 500 ppm, Fase I), *E. crassipes* fue la especie que presentó las mayores tasas medias de crecimiento, las cuales oscilaron entre 214,4 y 290,7 g/m²-d, mientras que *P. stratiotes* siempre presentó tasas medias de mortalidad que oscilaron entre 14,4 y 75,2 g/m²-d y *S. auriculata* presentó tasas medias de mortalidad en las 2 primeras lagunas (92,8 y 10,3 g/m²-d), mientras que para las 2 lagunas finales las tasas medias de crecimiento fueron de 15,5 y 0,0 g/m²-d. La mayor carga orgánica media recibida en esta línea, correspondió a la primera laguna y fue de 291,83 kg DBO₅/ha-día.

Tratamiento	DQO (ppm)	DBO ₅ (ppm)	Carga orgánica (kg DBO ₅ /ha-d)	k _{DQO} (d ⁻¹)	k _{DBO} (d ⁻¹)
Q ₁ C ₁	1299	684	727,15	0,2903	0,2946
Q ₁ C _{0,4}	534	255	260,94	0,2816	0,3071
Q ₁ C _{0,1}	133	64	61,72	0,3239	0,3428
1,5Q ₁ C ₁	671	309	461,48	0,2302	0,2949
1,5Q ₁ C _{0,4}	257	113	169,37	0,3697	0,3926
1,5Q ₁ C _{0,1}	64	24	37,22	0,5701	0,4935
2Q ₁ C ₁	671	309	635,95	0,1948	0,2698
2Q ₁ C _{0,4}	257	113	231,84	0,3249	0,3486
2Q ₁ C _{0,1}	64	24	49,56	0,4889	0,4518
Lg1Ln2FII	1670	796	1191,79	0,0860	0,0820
Lg1Ln3FII	1670	796	1187,76	0,0760	0,0750
Lg2Ln3FII	1285	610	819,14	0,1200	0,1420
Lg3Ln3FII	814	368	485,01	0,1360	0,1390
Lg4Ln3FII	488	218	299,91	0,1430	0,1430
Lg1Ln2FI	352	185	259,44	0,1597	0,1498
Lg1Ln3FI	278	141	202,75	0,1959	0,1738
Lg2Ln3FI	135	73	103,90	0,1355	0,1471
Lg3Ln3FI	83	44	59,89	0,0368	0,0404
Lg4Ln3FI	72	38	51,90	0,0248	0,0313

Tabla 5.22. Coeficientes cinéticos medios de eliminación de la DQO y DBO₅ utilizando *E. crassipes*. (Incluyendo los datos de los 3 ensayos).

Para la línea 1 operando con afluentes más concentrados (DQO>1000 ppm, Fase II), todas las especies presentaron mortalidad en las 2 primeras lagunas, en donde la carga orgánica media aplicada superó los 848 kg DBO₅/ha-día. En las 2 últimas lagunas fue, nuevamente, *E. crassipes* la especie que presentó las mayores tasas medias de crecimiento, las cuales fueron de 190,5 y 212,1 g/m²-d, mientras que *P. stratiotes* presentó tasas medias de crecimiento de 56,3 y 90,9 g/m²-d y *S. auriculata* presentó una tasa media de mortalidad en la tercera laguna (la cual recibió una carga orgánica media de 533,25 kg DBO₅/ha-día) y una tasa media de crecimiento de 34,6 g/m²-d en la cuarta laguna.

Laguna	Macrófita	Crecimiento Promedio ± Desviación Estándar	
		g/m ² -día	Ton/ha-año
Fase I (7)*			
Flotantes Lg1Ln1	<i>E. crassipes</i>	224,7±224,6	820±820
	<i>P. stratiotes</i>	-75,2±72,1	-275±263
	<i>S. auriculata</i>	-92,8±45,3	-339±165
Flotantes Lg2Ln1	<i>E. crassipes</i>	214,4±38,6	783±141
	<i>P. stratiotes</i>	-14,4±38,2	-53±139
	<i>S. auriculata</i>	-10,3±27,3	-38±100
Flotantes Lg3Ln1	<i>E. crassipes</i>	286,5±185,4	1046±677
	<i>P. stratiotes</i>	-18,6±49,1	-68±179
	<i>S. auriculata</i>	15,5±40,9	56±149
Flotantes Lg4Ln1	<i>E. crassipes</i>	290,7±111,0	1061±405
	<i>P. stratiotes</i>	-18,6±49,1	-68±179
	<i>S. auriculata</i>	0,0±0,0	0±0
<i>Eichhornia</i> Lg1Ln2	<i>E. crassipes</i>	187,1±144,1	683±526
<i>Pistia</i> Lg2Ln2	<i>P. stratiotes</i>	-76,2±121,4	-278±443
<i>Typha</i> Lg3Ln2	<i>T. angustifolia</i>	88,9±0,0	324±0
<i>Salvinia</i> Lg4Ln2	<i>S. auriculata</i>	27,9±21,5	102±78
<i>Eichhornia</i> Lg1Ln3	<i>E. crassipes</i>	200,0±51,5	730±188
<i>Eichhornia</i> Lg2Ln3	<i>E. crassipes</i>	195,9±51,3	715±187
<i>Eichhornia</i> Lg3Ln3	<i>E. crassipes</i>	185,0±60,6	675±221
<i>Eichhornia</i> Lg4Ln3	<i>E. crassipes</i>	156,5±46,2	571±169
Fase II (5)*			
Flotantes Lg1Ln1	<i>E. crassipes</i>	-99,6±24,7	-363±90
	<i>P. stratiotes</i>	-73,6±11,9	-269±43
	<i>S. auriculata</i>	-108,2±0,0	-395±0
Flotantes Lg2Ln1	<i>E. crassipes</i>	-56,3±24,7	-205±90
	<i>P. stratiotes</i>	-39,0±23,7	-142±87
	<i>S. auriculata</i>	-77,9±19,4	-284±71
Flotantes Lg3Ln1	<i>E. crassipes</i>	190,5±46,9	695±171
	<i>P. stratiotes</i>	56,3±54,3	205±198
	<i>S. auriculata</i>	-51,9±11,9	-190±43
Flotantes Lg4Ln1	<i>E. crassipes</i>	212,1±9,7	774±35
	<i>P. stratiotes</i>	90,9±23,7	332±87
	<i>S. auriculata</i>	34,6±32,8	126±120
<i>Eichhornia</i> Lg1Ln2	<i>E. crassipes</i>	-142,9±43,7	-521±160
<i>Pistia</i> Lg2Ln2	<i>P. stratiotes</i>	-4,3±31,4	-16±115
<i>Typha</i> Lg3Ln2	<i>T. angustifolia</i>	50,0±0	183±0
<i>Salvinia</i> Lg4Ln2	<i>S. auriculata</i>	45,7±15,6	167±57
<i>Eichhornia</i> Lg1Ln3	<i>E. crassipes</i>	-167,1±42,4	-610±155
<i>Eichhornia</i> Lg2Ln3	<i>E. crassipes</i>	-52,9±68,3	-193±249
<i>Eichhornia</i> Lg3Ln3	<i>E. crassipes</i>	114,3±46,6	417±170
<i>Eichhornia</i> Lg4Ln3	<i>E. crassipes</i>	137,1±18,5	501±67

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.23. Tasa de crecimiento de las macrófitas, en g/m²-día.

Para la línea 2, operando con afluentes menos concentrados ($DQO < 500$ ppm, Fase I), *E. crassipes* recibiendo una carga orgánica media de 259,44 kg DBO_5 /ha-día, presentó una tasa media de crecimiento de 187,1 g/m^2-d ; *P. stratiotes* recibiendo una carga orgánica media de 166,43 kg DBO_5 /ha-día presentó una tasa media de mortalidad de 76,2 g/m^2-d ; *T. angustifolia* recibiendo una carga orgánica media de 81,78 kg DBO_5 /ha-día, presentó una tasa media de crecimiento, de su parte aérea, de 88,9 g/m^2-d y *S. auriculata* recibiendo una carga orgánica media de 71,88 kg DBO_5 /ha-día presentó una tasa media de crecimiento de 27,9 g/m^2-d .

Para la línea 2, operando con afluentes más concentrados ($DQO > 1000$ ppm, Fase II), *E. crassipes* recibiendo una carga orgánica media de 1191,79 kg DBO_5 /ha-día, presentó una tasa media de mortalidad de 142,9 g/m^2-d ; *P. stratiotes* recibiendo una carga orgánica media de 822,28 kg DBO_5 /ha-día presentó una tasa media de mortalidad de 4,3 g/m^2-d ; *T. angustifolia* recibiendo una carga orgánica media de 507,48 kg DBO_5 /ha-día, presentó una tasa media de crecimiento, de su parte aérea, de 50,0 g/m^2-d y *S. auriculata* recibiendo una carga orgánica media de 231,87 kg DBO_5 /ha-día presentó una tasa media de crecimiento de 45,7 g/m^2-d .

Para la línea 3, operando con afluentes menos concentrados ($DQO < 500$ ppm, Fase I), *E. crassipes* recibiendo una carga orgánica media de 202,75 kg DBO_5 /ha-día (laguna 1), presentó una tasa media de crecimiento de 200,0 g/m^2-d ; recibiendo una carga orgánica media de 103,90 kg DBO_5 /ha-día (laguna 2), presentó una tasa media de crecimiento de 195,9 g/m^2-d ; recibiendo una carga orgánica media de 59,89 kg DBO_5 /ha-día (laguna 3), presentó una tasa media de crecimiento de 185,0 g/m^2-d y recibiendo una carga orgánica media de 51,90 kg DBO_5 /ha-día (laguna 4) presentó una tasa media de crecimiento de 156,5 g/m^2-d .

Para la línea 3, operando con afluentes más concentrados ($DQO > 1000$ ppm, Fase II), *E. crassipes* recibiendo una carga orgánica media de 1187,76 kg DBO_5 /ha-día (laguna 1), presentó una tasa media de mortalidad de 167,1 g/m^2-d ; recibiendo una carga orgánica media de 819,14 kg DBO_5 /ha-día (laguna 2), presentó una tasa media de mortalidad de 52,9 g/m^2-d ; recibiendo una carga orgánica media de 485,01 kg DBO_5 /ha-día (laguna 3), presentó una tasa media de crecimiento de 114,3 g/m^2-d y recibiendo una carga orgánica media de 299,91 kg DBO_5 /ha-día (laguna 4) presentó una tasa media de crecimiento de 137,1 g/m^2-d .

En la Figura 5.5 se relacionan los datos de carga orgánica aplicada, en g/m^2-d y las tasas de crecimiento, en g/m^2-d , para las 3 especies flotantes durante las 2 fases de evaluación y en la Figura 5.6 el efecto de la carga orgánica aplicada y de la DQO y DBO_5 del afluente sobre las tasas de crecimiento de *E. crassipes* para los 3 ensayos evaluados.

Mediante regresiones lineales y no lineales se buscaron ecuaciones que describieran el efecto de la carga orgánica aplicada y de la DQO y DBO_5 del afluente sobre las tasas de crecimiento de las diferentes especies flotantes, encontrando que los mayores coeficientes de determinación de las ecuaciones se consiguieron mediante regresiones lineales.

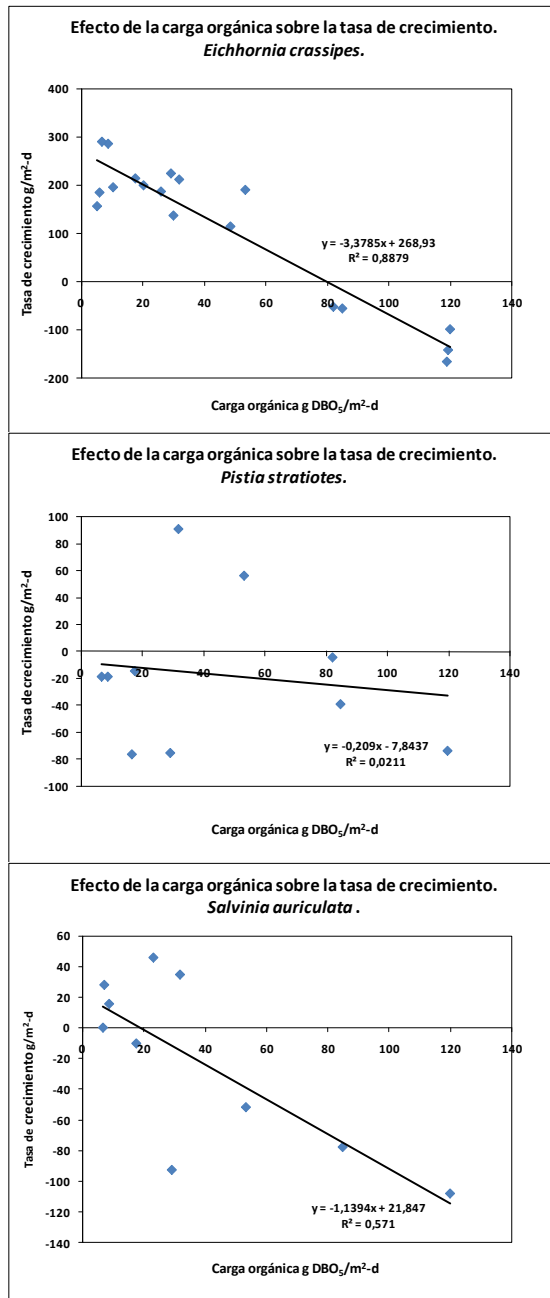


Figura 5.5. Efecto de la carga orgánica aplicada sobre las tasas de crecimiento de las especies flotantes.

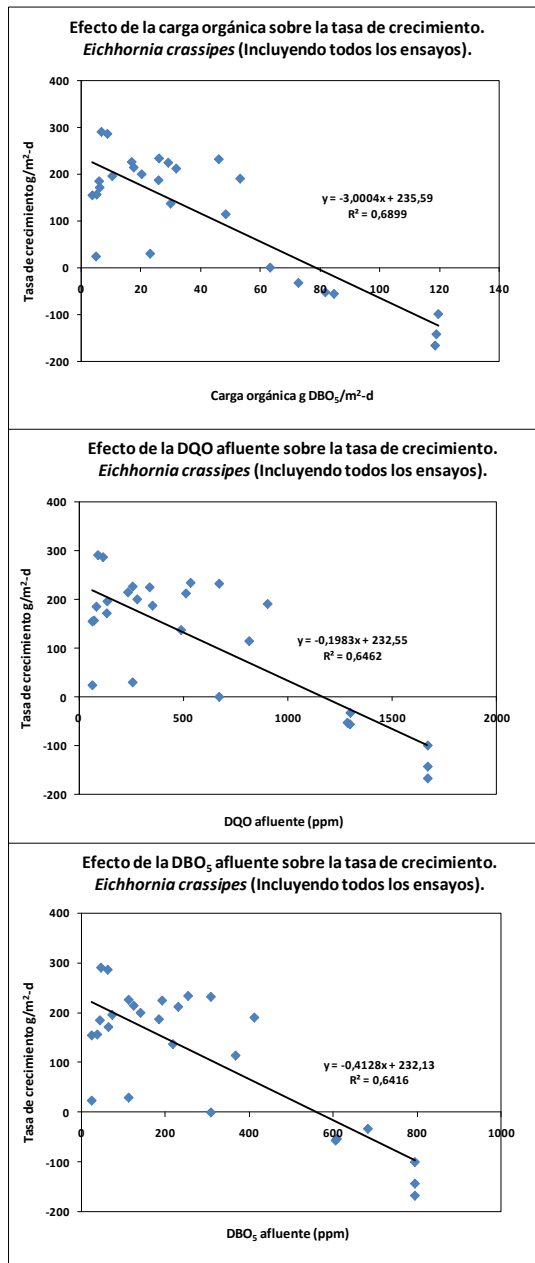


Figura 5.6. Efecto de la carga orgánica aplicada, DQO y DBO₅ del afluente sobre las tasas de crecimiento de la especie flotante *E. crassipes* (Todos los ensayos).

Los parámetros estadísticos del análisis de varianza de las ecuaciones obtenidas para *E. crassipes* incluyendo todos los ensayos, se condensan en la Tablas 12-24 a 12-26 de los anexos.

P. stratiotes, que en el ensayo 2 había exhibido una relación lineal negativa entre la carga orgánica aplicada y su tasa de crecimiento y cuya ecuación presentó un coeficiente de determinación de 0,85 y con la cual se predice que su tasa de crecimiento es cero para una carga orgánica media aplicada de aproximadamente 739 kg DBO₅/ha-día, presentó tasas de mortalidad, en la fase I de este ensayo, aún a cargas orgánicas bajas (67,68 kg DBO₅/ha-día), lo que influyó en el bajo ajuste de la ecuación de regresión obtenida.

La causa de la tasa de mortalidad de *P. stratiotes*, en la fase I del ensayo, fue un insecto del orden Lepidóptera y de la familia Pyralidae, que se alimentó de sus hojas (Figuras 5.7-1, 5.7-2 y 5.7-3). Determinando el patrón de coloración alar de la mariposa se determinó que pertenece al género *Samea* spp. Esta plaga podría controlarse mediante control biológico utilizando nematodos de la familia Steinernematidae, género *Steinernema* spp, o mediante la utilización de parasitoides de la familia Pteromalidae (*Trichogramma pretiosum*).

Otro insecto perteneciente al orden Lepidóptera, familia Aididae y del género *Sibine* spp (Figura 5.7-4), conocido popularmente como “monturita” en su estado larval, se encontró alimentándose de las hojas de *T. angustifolia*, pero sin generar daños de importancia.

En las lagunas con las macrófitas flotantes se encontraron una gran variedad de artrópodos asociados a las raíces de las plantas, del orden Hemiptera, familia Notonectidae (se encontraron 2 morfotipos de chinches), orden Coleóptera, Familias Dytiscidae e Hydrophilidae (son escarabajos acuáticos y se encontraron 2 morfotipos de Dytiscidae y 1 de Hydrophilidae), Orden Odonata, Subórdenes Anisoptera y Zygoptera (se encontraron estados inmaduros de libélulas), Subfilum Crustácea, Clase Ostrácoda (se encontraron crustáceos muy pequeños entre las raíces de las plantas acuáticas), Orden Díptera, familia Culícidae (se encontraron larvas de mosquitos hematófagos).

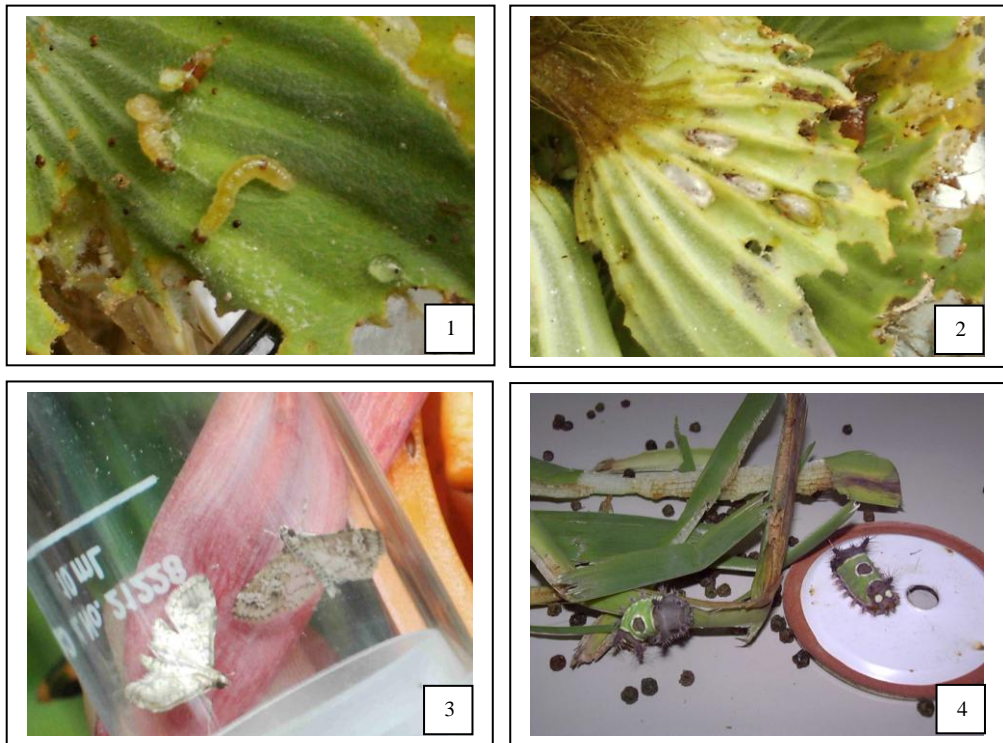


Figura 5.7. Insectos encontrados asociados a las macrófitas. 1. Larvas de *Samea* spp. 2. Crisálida de *Samea* spp. 3. Adultos de *Samea* spp. 4. Larvas de *Sibine* spp.

En la Figura 5.8 se presenta el aspecto final de las 12 lagunas que conformaron las 3 líneas experimentales evaluadas durante la Fase I del ensayo.

5.4.4.2. Contenido de minerales.

En la Tabla 5.24 se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a *E. crassipes* al inicio y al final de la Fase I del ensayo, para las diferentes lagunas que conformaron la línea 3 y para la parte aérea (Hoja-Tallo) y para la parte sumergida (Raíces) de las plantas.

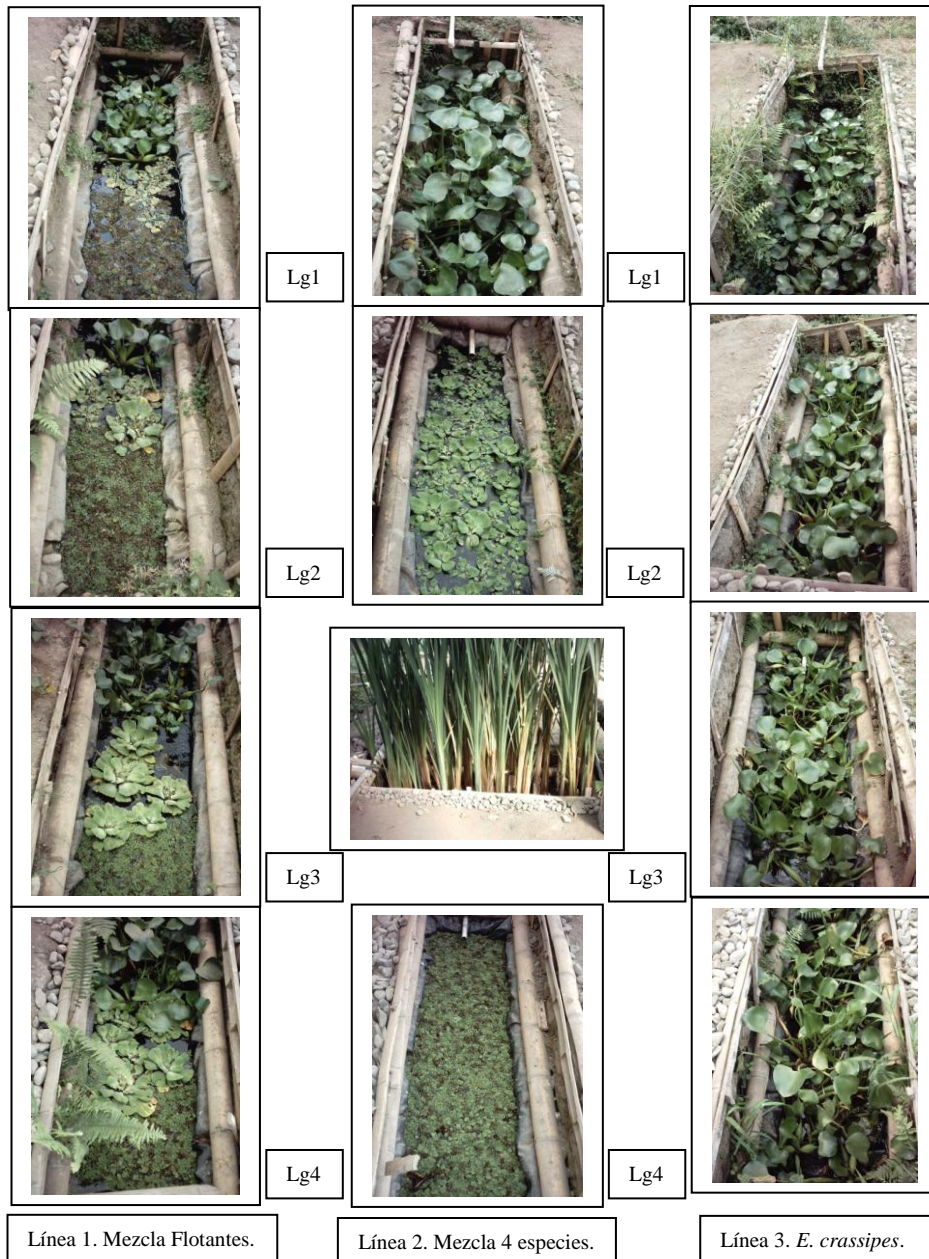


Figura 5.8. Aspecto final de las 3 líneas experimentales durante la fase I.

Parte de la planta y Tratamiento.		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cenizas (%)
Aérea.	I(1) [*]	2,02	0,85	2,62	2,90	0,37	14,00
Lg1Ln3	F(4) [*]	2,47±0,40	1,20±0,14	11,13±3,79	3,15±1,11	0,53±0,11	26,12±4,07
Raíces.	I(1) [*]	2,32	1,30	2,03	3,00	0,63	23,48
Lg1Ln3	F(4) [*]	2,82±0,74	1,11±0,33	6,74±4,00	1,68±0,50	0,48±0,17	34,08±7,50
Aérea.	I(1) [*]	2,08	0,99	12,90	1,82	0,51	28,64
Lg2Ln3	F(4) [*]	2,20±0,33	0,98±0,09	8,25±1,62	2,88±1,36	0,48±0,08	25,26±4,38
Raíces.	I(1) [*]	1,90	0,89	7,90	1,64	0,40	29,75
Lg2Ln3	F(4) [*]	2,51±0,65	0,95±0,12	7,00±1,76	1,52±0,35	0,42±0,06	32,99±7,53
Aérea.	I(1) [*]	2,01	0,85	10,50	1,96	0,47	26,25
Lg3Ln3	F(4) [*]	2,15±0,07	1,18±0,26	11,98±2,43	2,07±0,14	0,53±0,05	31,50±5,29
Raíces.	I(1) [*]	1,63	0,63	2,99	1,22	0,41	43,02
Lg3Ln3	F(4) [*]	2,19±0,48	0,98±0,19	6,20±2,64	1,46±0,43	0,48±0,04	41,64±17,42
Aérea.	I(1) [*]	1,74	0,70	12,70	1,94	0,75	38,04
Lg4Ln3	F(4) [*]	1,95±0,33	0,85±0,19	8,80±4,54	2,05±0,39	0,46±0,12	28,43±2,74
Raíces.	I(1) [*]	2,01	1,10	4,70	1,73	0,44	59,90
Lg4Ln3	F(4) [*]	1,98±0,55	0,81±0,14	8,28±1,02	2,14±0,54	0,46±0,07	24,60±3,57
		Fe (ppm)		Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)
Aérea.	I(1) [*]	1084		378	232	7	36
Lg1Ln3	F(4) [*]	1049±244		550±278	926±704	9±1	44±11
Raíces.	I(1) [*]	12431		1483	2526	17	59
Lg1Ln3	F(4) [*]	12133±5074		1240±803	362±311	20±10	47±26
Aérea.	I(1) [*]	2508		399	2094	16	30
Lg2Ln3	F(4) [*]	899±413		515±215	820±749	10±2	52±11
Raíces.	I(1) [*]	13163		1445	1289	20	15
Lg2Ln3	F(4) [*]	6987±1022		755±120	288±249	21±5	35±9
Aérea.	I(1) [*]	714		376	592	11	36
Lg3Ln3	F(4) [*]	876±265		345±22	853±558	8±2	42±5
Raíces.	I(1) [*]	11723		659	71	32	38
Lg3Ln3	F(4) [*]	11019±7458		682±244	918±383	24±11	29±14
Aérea.	I(1) [*]	2217		332	2178	18	27
Lg4Ln3	F(4) [*]	7746±14462		188±68	473±505	12±10	52±22
Raíces.	I(1) [*]	20178		534	124	38	17
Lg4Ln3	F(4) [*]	2966±1749		647±221	442±183	10±2	41±4

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.24. Valores promedio del contenido de minerales de *E. crassipes* en la línea 3 al inicio y al final del ensayo.

Para las plantas que crecieron en la primera laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mg, Cenizas, Mn, Zn, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Fe. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 22,28, 41,18 y 324,81%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de N y K, del orden del 21,55 y 232,02% y un decremento en su contenido de P, del orden de 14,62%.

Para las plantas que crecieron en la segunda laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, Ca, Mn y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de P, K, Mg, Cenizas, Fe, Zn y Cu. Siendo el incremento en el contenido de N, en la parte aérea, del orden del 5,77% y el decremento en los contenidos de P y K del orden de 1,01 y 36,05%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de N y P, del orden del 32,11 y 6,74% y un decremento en su contenido de K, del orden de 11,39%.

Para las plantas que crecieron en la tercera laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Zn y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Mn y Cu. Siendo el incremento en el contenido de N, P, K en la parte aérea, del orden del 6,97, 38,82 y 14,10%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de N, P, K del orden del 34,36, 55,56 y 107,36%, respectivamente.

Para las plantas que crecieron en la cuarta laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, P, Ca, Fe, y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de K, Mg, Cenizas, Mn, Zn y Cu. Siendo el incremento en el contenido de N y P en la parte aérea, del orden del 12,07 y 21,43%, respectivamente y el decremento en los contenidos de K del orden de 30,71%. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de K, del orden del 76,17% y un decremento en su contenido de N y P, del orden de 1,49 y 26,36%, respectivamente.

En la Tabla 5.25 se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a las 4 especies acuáticas que formaron parte de la línea 2, al inicio y al final de la Fase I del ensayo.

Para *E. crassipes* creciendo en la primera laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, P, Mn, y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de K, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Zn y Cu. Siendo los incrementos en el contenido de N y P de la parte aérea del orden del 44,56 y 29,47%, respectivamente y el decremento en el contenido de K de 36,79%. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de N y P, del orden del 48,90 y 22,73% y un decremento en su contenido de K, del orden de 61,98%.

Parte de la planta y Tratamiento.		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cenizas (%)
EC. Aérea. Lg1Ln2	I(1)*	1,93	0,95	14,00	2,80	0,66	32,69
	F(4)*	2,79±0,78	1,23±0,45	8,85±1,26	2,52±0,42	0,45±0,08	24,95±2,71
EC. Raíces. Lg1Ln2	I(1)*	2,27	1,10	11,10	1,87	0,59	32,48
	F(4)*	3,38±0,26	1,35±0,17	4,22±0,25	1,76±0,50	0,34±0,04	25,86±0,23
PT. Hoja. Lg2Ln2	I(1)*	3,07	0,88	9,90	3,80	0,73	29,75
	F(4)*	3,09±0,38	0,95±0,17	10,13±3,16	3,15±1,03	0,60±0,08	34,79±5,03
PT. Raíces. Lg2Ln2	I(1)*	3,21	1,10	8,00	1,50	0,40	38,91
	F(1)*	3,69	1,50	3,97	3,20	0,70	33,87
TF. Hoja. Lg3Ln2	I(1)*	1,23	0,19	2,93	1,37	0,23	11,07
	F(4)*	1,41±0,33	0,26±0,08	4,44±2,13	1,67±0,22	0,30±0,07	14,18±2,40
SV. Total. Lg4Ln2	I(1)*	2,87	0,50	4,80	1,97	0,48	17,27
	F(4)*	3,17±0,20	0,49±0,08	4,23±1,05	2,87±2,20	0,49±0,08	23,83±5,00
		Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)	
EC. Aérea. Lg1Ln2	I(1)*	1239	230	653	10	42	
	F(4)*	963±501	378±148	388±256	9±1	57±32	
EC. Raíces. Lg1Ln2	I(1)*	4490	1287	1090	12	30	
	F(4)*	15368±4106	489±193	244±148	25±6	66±25	
PT. Hoja. Lg2Ln2	I(1)*	2091	653	374	9	47	
	F(2)*	4204±2765	628±408	692±357	14±6	57±15	
PT. Raíces. Lg2Ln2	I(1)*	15623	2034	128	14	27	
	F(1)*	15565	1447	497	25	89	
TF. Hoja. Lg3Ln2	I(1)*	233	672	43	5	13	
	F(4)*	511±314	480±170	72±43	6±2	14±3	
SV. Total. Lg4Ln2	I(1)*	1880	1551	64	14	28	
	F(4)*	3640±1581	1741±454	259±331	20±8	42±15	

Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.25. Valores promedio del contenido de minerales de las 4 especies en la línea 2 al inicio y al final del ensayo.

Para *P. stratiotes* creciendo en la segunda laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, P, K, Cenizas, Fe, Zn, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Ca, Mg y Mn. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 0,65, 7,95 y 2,32%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de N y P, del orden del 14,95 y 36,36% y un decremento en su contenido de K, del orden de 50,38%.

Para *T. angustifolia* creciendo en la tercera laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Zn, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Mn. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 14,63, 36,84 y 51,54%, respectivamente.

Para *S. auriculata* creciendo en la cuarta laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Zn, Cu y B y un decremento en sus contenidos de P, K. Siendo los incrementos en el contenido de N del orden de 10,45% y los decrementos en el contenido de P, K del orden del 2,00 y 11,88%, respectivamente.

En la Tabla 5.26 (A y B) se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes* que formaron parte de la línea 1, al inicio y al final de la Fase I del ensayo.

Para *E. crassipes* creciendo en la primera laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, Mn y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de P, K, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Zn y Cu. Siendo el incremento en el contenido de N en la parte aérea del orden del 6,96% y el decremento en los contenidos de P y K, del orden de 18,33 y 25,82%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó un incremento en su contenido de K del orden del 120,09% y un decremento en su contenido de N y P, del orden de 11,95 y 32,35%.

Para *E. crassipes* creciendo en la segunda laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, Mn y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de P, K, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Zn y Cu. Siendo los incrementos en el contenido de N en la parte aérea del orden del 23,72% y los decrementos en el contenido de P y K, del orden de 5,00 y 41,63%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó incremento en sus contenidos de N, P, K, del orden del 43,18, 93,75 y 80,27%.

Parte planta y Tratamiento.		Determinación.					
		N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Ceniza (%)
EC. Aérea. Lg1Ln1	I(1) [*]	2,30	1,20	9,10	3,10	0,69	31,23
	F(4) [*]	2,46±0,25	0,98±0,19	6,75±2,06	2,23±0,67	0,43±0,08	23,10±3,63
EC. Raíces. Lg1Ln1	I(1) [*]	2,93	1,70	2,34	1,82	0,23	20,33
	F(4) [*]	2,58±0,72	1,15±0,49	5,15±2,31	1,88±0,81	0,44±0,10	30,20±6,10
EC. Aérea. Lg2Ln1	I(1) [*]	2,15	1,40	14,70	3,00	0,58	39,54
	F(4) [*]	2,66±0,66	1,33±0,18	8,58±1,03	2,63±0,64	0,49±0,13	26,47±3,14
EC. Raíces. Lg2Ln1	I(1) [*]	1,76	0,80	3,65	1,24	0,44	46,57
	F(4) [*]	2,52±0,14	1,55±0,40	6,58±3,54	2,94±1,37	0,49±0,12	33,43±4,09
PT. Hoja. Lg2Ln1	I(1) [*]	3,08	1,80	11,80	4,90	0,62	44,51
	F(4) [*]	3,10±0,41	1,14±0,39	13,65±2,45	3,90±1,72	0,63±0,20	37,57±4,62
PT. Raíces. Lg2Ln1	I(1) [*]	3,10	0,58	10,80	1,57	0,70	32,95
	F(1) [*]	3,14	1,19	7,41	1,90	0,40	34,37
EC. Aérea. Lg3Ln1	I(1) [*]	1,87	0,81	5,20	1,66	0,56	58,55
	F(4) [*]	2,19±0,49	0,73±0,13	8,93±1,35	1,85±0,35	0,49±0,07	28,42±2,75
EC. Raíces. Lg3Ln1	I(1) [*]	2,01	0,63	5,20	1,29	0,44	36,07
	F(4) [*]	2,31±0,28	0,88±0,05	8,20±1,95	1,54±0,13	0,43±0,05	26,42±4,89
PT. Hoja. Lg3Ln1	I(1) [*]	2,56	0,71	8,80	3,70	0,49	29,79
	F(4) [*]	2,63±0,53	0,91±0,24	13,63±2,95	3,30±0,58	0,63±0,20	36,74±6,75
PT. Raíces. Lg3Ln1	I(1) [*]	2,76	0,52	12,40	2,80	0,66	32,31
	F(1) [*]	3,02	0,72	15,70	1,77	0,50	39,33
EC. Aérea. Lg4Ln1	I(1) [*]	1,76	0,70	6,50	1,89	0,37	25,01
	F(4) [*]	2,05±0,32	1,05±0,45	12,03±4,18	2,41±0,63	0,50±0,07	29,25±6,78
EC. Raíces. Lg4Ln1	I(1) [*]	2,35	0,87	3,55	1,44	0,56	62,92
	F(4) [*]	2,29±0,57	1,03±0,30	8,30±1,63	1,67±0,21	0,46±0,07	29,21±7,38
PT. Hoja. Lg4Ln1	I(1) [*]	2,66	0,77	7,10	3,20	0,41	28,40
	F(1) [*]	3,13	0,84	8,80	3,20	0,59	28,20
PT. Raíces. Lg4Ln1	I(1) [*]	2,98	0,70	8,20	1,76	0,57	27,97
	F(1) [*]	3,21	1,14	13,59	2,35	0,54	38,20

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.26A. Valores promedio del contenido de minerales de *E. crassipes* y *P. stratiotes* en la línea 1 al inicio y al final del ensayo.

Parte planta y Tratamiento.		Determinación.				
		Fe (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	B (ppm)
EC. Aérea. Lg1Ln1	I(1)*	2437	443	1710	15	35
	F(4)*	2328±2071	483±157	519±311	10±4	53±8
EC. Raíces. Lg1Ln1	I(1)*	23438	479	298	23	21
	F(4)*	12208±8575	762±178	276±162	24±10	65±19
EC. Aérea. Lg2Ln1	I(1)*	3318	353	2706	13	37
	F(4)*	1020±834	435±161	455±244	9±3	43±9
EC. Raíces. Lg2Ln1	I(1)*	12945	1105	389	29	41
	F(4)*	14227±3827	823±163	511±302	21±10	40±9
PT. Hoja. Lg2Ln1	I(1)*	8161	953	1198	13	84
	F(4)*	3863±4869	412±282	591±511	11±5	55±14
PT. Raíces. Lg2Ln1	I(1)*	5983	1884	953	32	27
	F(1)*	16581	1330	357	28	25
EC. Aérea. Lg3Ln1	I(1)*	10873	346	102	32	23
	F(4)*	1904±792	535±229	400±417	14±3	46±9
EC. Raíces. Lg3Ln1	I(1)*	9442	1427	296	27	27
	F(4)*	3415±1430	832±345	432±163	18±5	50±23
PT. Hoja. Lg3Ln1	I(1)*	1179	256	195	4	61
	F(4)*	1742±1908	411±455	913±1108	9±3	63±10
PT. Raíces. Lg3Ln1	I(1)*	10561	773	344	13	18
	F(1)*	1882	688	688	13	38
EC. Aérea. Lg4Ln1	I(1)*	493	214	249	7	45
	F(4)*	727±184	413±119	581±165	8±1	53±14
EC. Raíces. Lg4Ln1	I(1)*	18234	731	138	44	11
	F(4)*	6998±5792	1291±613	438±444	16±4	45±20
PT. Hoja. Lg4Ln1	I(1)*	1032	321	1011	3	62
	F(1)*	1734	995	843	8	39
PT. Raíces. Lg4Ln1	I(1)*	8764	2685	666	13	44
	F(1)*	15687	414	118	10	48

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **FL:** Mezcla Flotantes, **EC:** *E. crassipes*, **PT:** *P. stratiotes*, **SV:** *S. auriculata*, **TF:** *T. angustifolia*, **Lg:** Laguna, **Ln:** Línea.

Tabla 5.26B. Valores promedio del contenido de minerales de *E. crassipes* y *P. stratiotes* en la línea 1 al inicio y al final del ensayo.

Para *P. stratiotes* creciendo en la segunda laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, K y Mg de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de P, Ca, Cenizas, Fe, Mn, Zn, Cu y B. Siendo los incrementos en el contenido de N y K en la parte aérea del orden del 0,65 y 15,68%, respectivamente y el decremento en el contenido de P del 36,67%. Para el caso de las raíces, se presentó un incremento en sus contenidos de N y P, del orden del 1,29 y 105,17% y un decremento en su contenido de K, del orden de 31,39%.

Para *E. crassipes* creciendo en la tercera laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, K, Ca, Mn, Zn y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de P, Mg, Cenizas, Fe y Cu. Siendo los incrementos en el contenido de N y K en la parte aérea del orden del 17,11 y 71,73%, respectivamente y el decremento en el contenido de P del 9,88%. Para el caso de las raíces, se presentó un incremento en sus contenidos de N, P y K, del orden del 14,93, 39,68 y 57,69%, respectivamente.

Para *P. stratiotes* creciendo en la tercera laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, P, K, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Zn, Cu y B de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Ca. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 2,73, 28,17 y 54,89%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó un incremento en sus contenidos de N, P, K, del orden del 9,42, 38,46 y 26,61%, respectivamente.

Para *E. crassipes* creciendo en la cuarta laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, P, K, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Zn, Cu y B de la parte aérea de las plantas. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 16,48, 50,00 y 85,08%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó un incremento en sus contenidos de P y K, del orden del 18,39 y 133,80% y un decremento en su contenido de N, del orden de 2,55%.

Para *P. stratiotes* creciendo en la cuarta laguna de la línea, se presentó un incremento en el contenido de N, P, K, Mg, Fe, Mn y Cu de la parte aérea de las plantas y un decremento en sus contenidos de Zn y B, permaneciendo constantes el Ca y las Cenizas. Siendo los incrementos en el contenido de N, P, K en la parte aérea del orden del 17,67, 9,09 y 23,94%, respectivamente. Para el caso de las raíces, se presentó un incremento en sus contenidos de N, P y K, del orden del 7,72, 62,86 y 65,73%, respectivamente.

5.5. Conclusiones.

Las 3 líneas experimentales evaluadas (mezcla flotantes, policultivo de 4 especies y monocultivo con *E. crassipes*) presentaron efluentes con pHs cercanos a 8 cuando fueron alimentadas con afluentes con altas y bajas concentraciones de DQO, por lo que no se presentaron problemas de toxicidad por amoníaco. La diferencia entre las temperaturas medias del agua en proceso, durante todo el ensayo (fases I y II), fue siempre inferior a 2°C.

En general, para las 3 líneas experimentales, los porcentajes de remoción de ST, SST, DQO total, DQO filtrada, DBO₅, N-NTK total, N-NTK filtrado, N-NH₃, P-PO₄ totales, P-PO₄ filtrados, K y S-SO₄ alcanzados fueron mayores con afluentes más concentrados. Sólo la remoción de N-NO₃ fue mayor con afluentes menos concentrados.

Las 3 líneas experimentales mostraron un desempeño similar en la remoción de los coliformes totales y fecales.

A medida que la concentración de DQO disminuye en el efluente del SMTA, por efecto de la acción biológica, quedan compuestos con menores tasas de degradación, lo que explica los bajos porcentajes de eliminación de la DQO alcanzados con las macrófitas en afluentes con bajas concentraciones, que contrastaron con los altos porcentajes de eliminación encontrados cuando las macrófitas se alimentaron a bajas concentraciones de DQO obtenidas mediante la dilución de los afluentes del SMTA.

Para las 4 especies acuáticas evaluadas se puede predecir, mediante una ecuación de regresión potencial ($R^2 = 0,91$), que a valores de DQO en los afluentes mayores a 500 ppm, no se presentarían diferencias significativas en los coeficientes de eliminación de este parámetro, independiente de que provenga de un proceso de dilución.

Con las 3 líneas experimentales operando con afluentes con una DQO media de 1670 ppm, TRH entre 12 y 14 días, un caudal medio de 104 ml/min y cargas orgánicas medias aplicadas entre 296,94 y 299,55 kg DBO₅/ha-día se obtuvieron efluentes con valores de DQO y DBO₅ menores a 490 y 279 ppm que permiten corroborar la primera hipótesis de trabajo.

La línea experimental 1 (mezcla flotantes) sólo presentó efecto de la concentración del afluente en las variables respuesta porcentaje de remoción de la DBO₅ y coeficiente de eliminación del K. La línea experimental 2 (policultivo 4 especies) presentó efecto de la concentración del afluente en las variables respuesta porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de la DBO₅, SST y K. La línea experimental 3 (monocultivo *E. crassipes*), presentó efecto de la concentración del afluente en las variables respuesta porcentaje de remoción y coeficiente de eliminación de la DBO₅ y de los SST.

No se presentaron diferencias estadísticas según prueba de Tukey al 5%, en los porcentajes de eliminación ni coeficientes de eliminación de la DBO₅, SST, N_T, P_T y K alcanzados entre las 3 líneas experimentales cuando estas operaron con afluentes menos concentrados. Con afluentes concentrados no se presentaron diferencias estadísticas en los porcentajes de eliminación de las variables analizadas, entre las 3 líneas experimentales, pero sí en el coeficiente de eliminación de la DBO₅, siendo el coeficiente alcanzado, en la línea con el policultivo de las 4 especies, estadísticamente diferente de las 2 líneas restantes, entre las que no se presentaron diferencias estadísticas.

Considerando el desempeño de las 3 líneas experimentales en la remoción (medida como mg/m²-d) de los parámetros DBO₅, SST, N_T, P_T y K en afluentes sin diluir, se puede inferir que el sistema de postratamiento que involucró la utilización de las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* fue mejor que el sistema que utilizó la mezcla de las 3 especies flotantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*) que a su vez fue mejor que el sistema que estuvo operando solamente con *E. crassipes*, aunque entre ellos no se presentaron diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5% en los porcentajes de eliminación de estas variables.

Se encontró un insecto del orden Lepidóptera y de la familia Pyralidae, que se alimentó de las hojas de *P. stratiotes*, ocasionando un daño significativo a la especie. Determinando el patrón de coloración alar de la mariposa se determinó que pertenece al género *Samea* spp. Otro insecto perteneciente al orden Lepidóptera, familia Aididae y del género *Sibine* spp, se encontró alimentándose de las hojas de *T. angustifolia*, pero sin generar daños de importancia.

En las lagunas con las macrófitas flotantes se encontraron una gran variedad de artrópodos asociados a las raíces de las plantas, de los órdenes Hemíptera, Coleóptera, Odonata y Díptera, de éste último orden y de la familia Culicidae, se encontraron larvas de mosquitos hematófagos.

Las ecuaciones de regresión obtenidas para la mejor especie (*E. crassipes*) permiten predecir que se presenta inhibición de su crecimiento a concentraciones de DQO de 1172 ppm (n = 27, R² = 0,65), equivalentes a 562 ppm como DBO₅.

Las ecuaciones de regresión obtenidas para la mejor especie (*E. crassipes*) permiten predecir que se presenta inhibición de su crecimiento con cargas orgánicas medias aplicadas de 785 kg DBO₅/ha-d (n = 27, R² = 0,69).

Para el diseño de un sistema de postratamiento con *E. crassipes*, se pueden utilizar los valores medios de los coeficientes cinéticos de eliminación de la DQO y la DBO₅ encontrados en el presente estudio: k_{DQO} = 0,1483 (135 < DQO < 1285 ppm); k_{DBO} = 0,1491 (73 < DBO₅ < 610 ppm).

EVALUACIÓN A ESCALA DE FINCA CAFETERA.

6. EVALUACIÓN A ESCALA DE FINCA CAFETERA.

6.1. Introducción.

La evaluación de sistemas de tratamiento de aguas residuales a escala de explotación cafetera permite no sólo validar la información generada a escala de laboratorio y de planta piloto, sino que, en muchos casos, permite generar información adicional contribuyendo a la obtención de los parámetros de diseño adecuados, desde el punto de vista técnico y económico, para generar la solución definitiva para ser recomendada para los tratamientos en finca.

Cuando las investigaciones se realizan para construir un gran número de soluciones, como es el caso de los sistemas de postratamiento de las aguas mieles, que beneficiarían a más de 500.000 productores, es prudente disponer de la mejor información posible a nivel de laboratorio, planta piloto y campo y no se debe ahorrar ningún esfuerzo técnico ni económico, ya que un error en el diseño de la solución, por deficiencia en la cantidad de información o por falta de precisión en esta, puede representar el despilfarro de enormes sumas de dinero por parte de los usuarios de la tecnología.

Grady (1985), citado por Orozco y Giraldo (1986), menciona que los resultados de operación en sistemas de tratamiento biológico que operan bajo condiciones reales, con variación de cargas orgánicas e hidráulicas, han permitido detectar que el porcentaje de remoción de materia orgánica que en condiciones de laboratorio fuese del orden de tratamiento secundario, en condiciones de campo no siempre lo es. El mismo autor reporta que el rendimiento de los sistemas de tratamiento a escala de laboratorio correlaciona bien con las cargas orgánicas, de una forma consistente con la comprensión actual de los procesos biológicos, a diferencia de los sistemas a escala de campo en donde no siempre se presenta esta correlación.

Para el caso de los sistemas modulares de tratamiento anaerobio desarrollados por Cenicafé, los primeros prototipos que se evaluaron a escala de finca cafetera permitieron generar información básica en temas relacionados con su operación, mantenimiento, sobrecarga, resistencia química y mecánica del material de los componentes del sistema, lo que facilitó el rediseño de sus componentes para obtener sistemas más funcionales y duraderos. Los sistemas que ahora se tienen en campo cuentan adicionalmente con trampas de pulpa, unidades de tratamiento en polietileno, reboses y áreas de infiltración en caso de sobrecargas hidráulicas y válvulas para la descarga de lodos y mantenimiento de las unidades.

6.2. Objetivos.

El objetivo general del ensayo es validar a escala de finca cafetera un sistema de postratamiento, acoplado en serie con el sistema modular de tratamiento anaerobio de las aguas mieles del café, que utilice las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes* (que resultaron ser las mejores en la remoción de carga orgánica en los estudios de microcosmos) de forma que se generen efluentes con el mínimo impacto negativo posible sobre el ecosistema acuático cafetero colombiano.

Como objetivos específicos se tienen:

- ✓ Determinar la eliminación de carga orgánica, en términos de DQO, DBO₅, SST y ST por parte de un sistema acuático de tratamiento que utilice las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes*.
- ✓ Obtener efluentes con concentraciones de DQO y DBO₅ inferiores a 490 y 279 ppm, respectivamente.
- ✓ Evaluar el efecto de las condiciones climáticas sobre el proceso de depuración por parte del sistema acuático.
- ✓ Evaluar la presencia de enfermedades y plagas en las especies acuáticas utilizadas en el tratamiento.
- ✓ Utilizar los efluentes del sistema de postratamiento en la producción de tilapia roja.

6.3. Materiales y métodos.

6.3.1. Lugar donde se realizó la investigación.

La investigación en campo se realizó en la finca San Bernardo, ubicada en el Municipio de San José, Caldas, Colombia, a 5° 04' de latitud norte, 75° 48' de longitud oeste y una altura de 1430 msnm, Ecotopo 107B. Con una temperatura promedio histórica de 21,3°C, brillo solar entre 96,4 y 180,6 horas/mes, radiación solar entre 14,3 y 18,4 MJ/m²-día, una humedad histórica del aire entre 77,7% y 84,5% y una precipitación anual entre 1923 y 2940 mm/año (Anuarios Meteorológicos Cafeteros, 2004, 2005, 2006). La finca tiene una extensión de 7,2 ha y una producción anual de café cercana a 1000 @ cps.

6.3.2. Fecha de realización.

La evaluación del sistema de postratamiento se realizó durante los meses de cosecha principal (octubre, noviembre y diciembre) de los años 2004, 2005 y 2006.

6.3.3. Materiales.

En el desarrollo de la investigación se utilizaron los siguientes materiales:

6.3.3.1. Sustratos: Como afluentes del sistema de postratamiento se utilizaron las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente en el Sistema Modular de Tratamiento Anaerobio (SMTA) instalado en la finca, el cual constó de una trampa de pulpas de 100 litros de capacidad, fabricada en mampostería, un reactor hidrolítico – acidogénico de 8 m³ de capacidad (fabricado en plastilona), una recámara en polietileno de 250 litros y un reactor metanogénico de 2 m³ de capacidad construido en polietileno y empacado con tusas de maíz (Figura 6.1-1) como material de soporte de los microorganismos metanogénicos.

Para obtener los efluentes del Sistema Modular de Tratamiento Anaerobio que alimentaron en forma continua las lagunas de postratamiento, se benefició café cereza sin selección proveniente de la recolección de frutos de la especie *Coffea arabica* L. (Variedades Colombia y Castillo Regional), utilizando la metodología de lavado en tanques descrita por Zambrano (1993).

6.3.3.2. Material biológico: Para el sistema de postratamiento se utilizó el Jacinto acuático [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms] y la lechuga o repollo de agua (*Pistia stratiotes* L.), provenientes de La Granja (Cenicafé), por ser las mejores especies encontradas en la remoción de carga orgánica en los ensayos realizados a escala de microcosmos (Rodríguez, 1997). En la producción piscícola se utilizaron alevines de tilapia roja provenientes de un estanque comercial.

6.3.3.3. Lagunas: se construyeron 3 lagunas de postratamiento (Figuras 6.1-2, 6.1-3, 6.1-4, 6.1-5), cada una con una capacidad efectiva de 4,5 m³ (1,5 m de ancho * 6,0 m de largo * 0,5 m de altura de agua) y un espejo de agua de 9 m², las cuales se impermeabilizaron con

material plástico, se conectaron en serie y cuyos dispositivos de salida del agua fueron similares a los descritos para el ensayo 1. La primera laguna se sembró con Jacinto de agua, la segunda con Lechuga de agua y en la tercera se colocó una mezcla Jacinto – Lechuga.

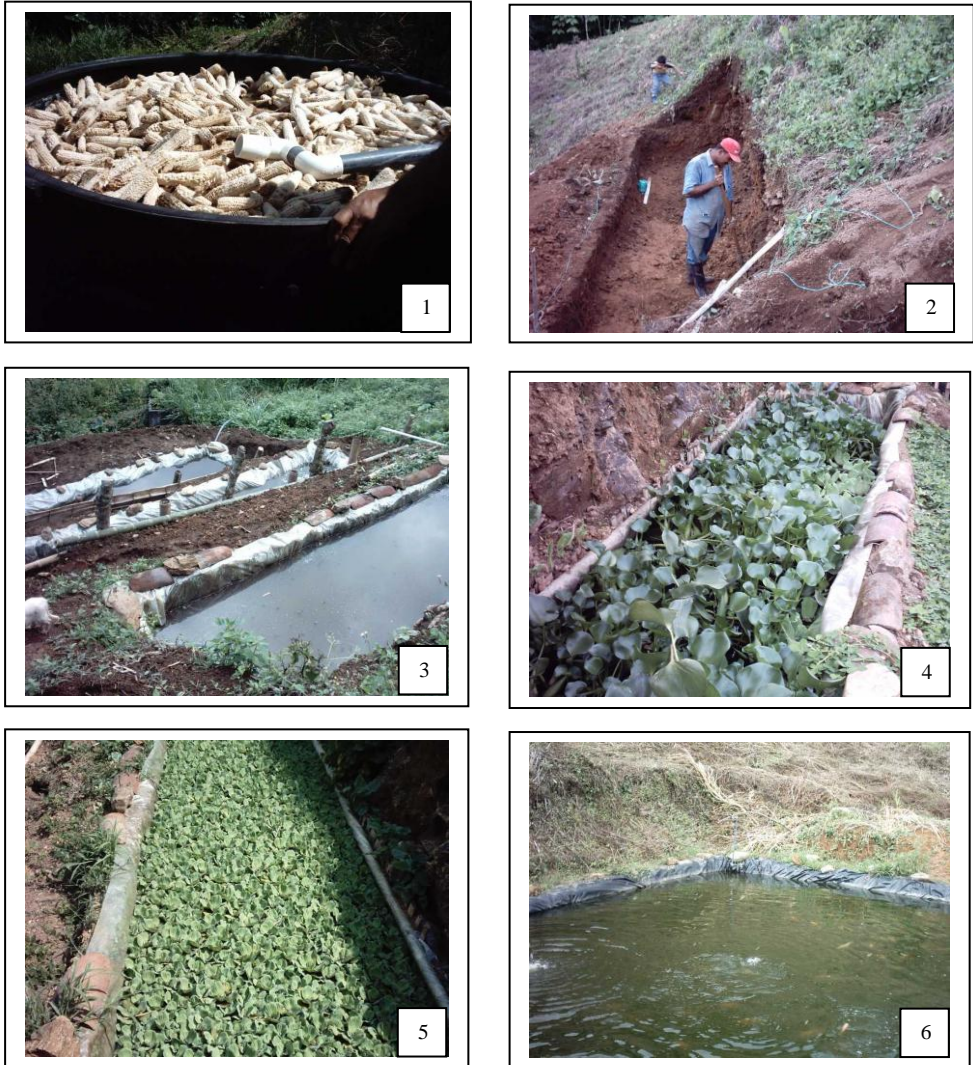


Figura 6.1. Evaluación del postratamiento a escala de Finca Cafetera. 1. Reactor metanogénico empacado con tusas de maíz. 2. Construcción de las lagunas de postratamiento. 3. Llenado de las lagunas. 4. Laguna con Jacintos de agua. 5. Laguna con Lechuga de agua. 6. Pecera con Tilapia roja a donde llegan los efluentes.

Al final de las lagunas de postratamiento se construyó una pecera con un espejo de agua de 50 m² y una profundidad media de 1,2 metros, conteniendo 400 alevines de Tilapia roja (producto de cruce de cuatro especies del género *Oreochromis* de la familia *Cichlidae*) y a la cual se condujo el efluente del sistema de postratamiento, una vez estabilizado, (Figura 6.1-6) y el cual también se alimentó con agua de un nacimiento con un caudal medio de 600 ml/min en verano y de 1800 ml/min en invierno.

6.3.4. Métodos.

6.3.4.1. Densidad de arranque de las plantas evaluadas.

Se utilizó la misma densidad de arranque de los ensayos anteriores: 9,0 kg frescos/m² para *E. crassipes* y 2,0 kg frescos/m² para *P. stratiotes*.

6.3.4.2. Evaluación de la depuración alcanzada en el sistema de tratamiento.

Se realizaron muestreos mensuales durante la época de cosecha (meses de octubre, noviembre y diciembre) durante los años 2004, 2005 y 2006. En cada muestreo se tomaron muestras del agua resultante del lavado de café, muestras a la salida de la recámara dosificadora, a la salida del reactor metanogénico y a la salida del sistema de postratamiento, con el fin de evaluar la depuración alcanzada en el SMTA, en el sistema acuático de tratamiento y en el sistema global. La técnica de muestreo fue similar a la descrita para el ensayo 1.

Sólo se determinó la eliminación de carga orgánica (análisis de DQO, DBO₅, Sólidos Totales y Sólidos Suspendidos), utilizando las mismas técnicas descritas en el ensayo 1.

El esquema del sistema de tratamiento y los puntos de muestreo, se presentan en la Figura 6.2.

6.3.4.3. Variables climáticas.

Se tuvieron como apoyo las mediciones de precipitación tomadas en la Estación Pluviométrica “Santafé”, ubicada en el Municipio de Anserma y ubicada en el mismo ecotopo cafetero (107B), a 5° 11' de latitud norte y 75°47' de longitud oeste y a una altura de 1415 msnm (Anuarios Meteorológicos Cafeteros 2004, 2005, 2006).

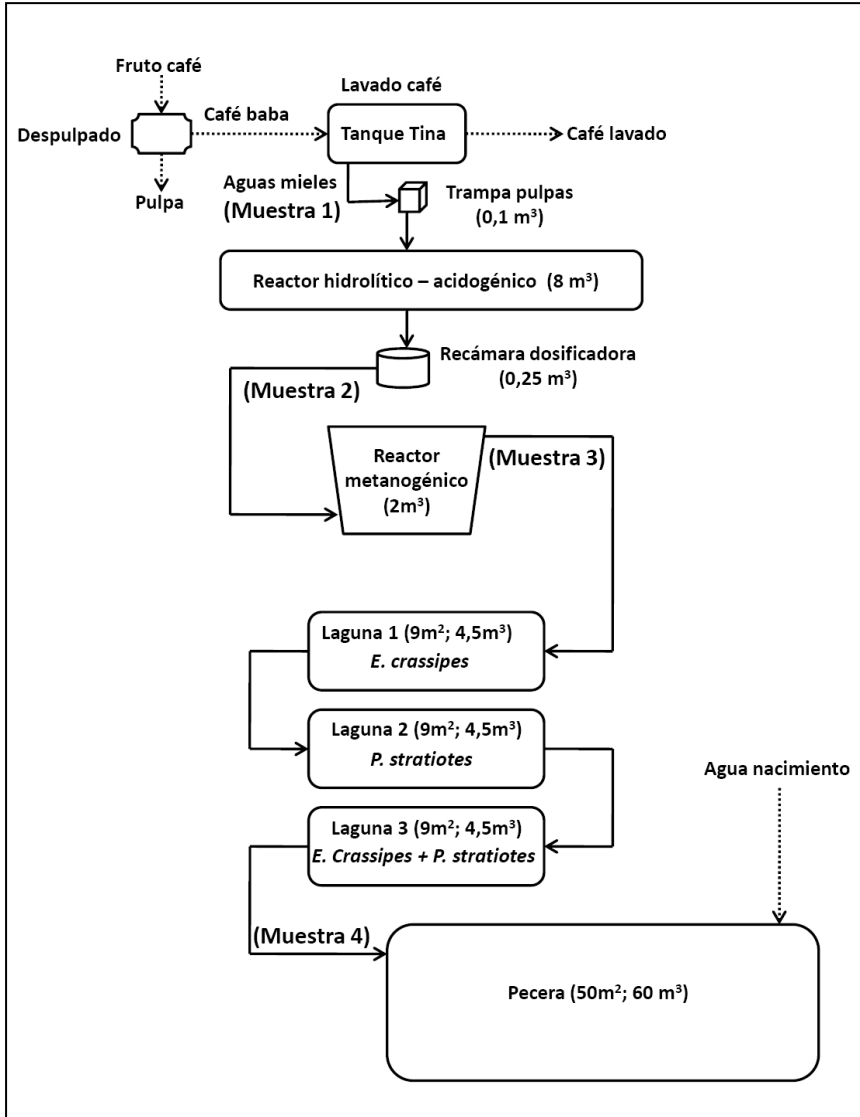


Figura 6.2. Esquema del sistema acuático de tratamiento acoplado al SMTA en la finca San Bernardo y localización de los puntos de muestreo.

6.4. Resultados y Discusión.

El Sistema Modular de Tratamiento Anaerobio se instaló en la finca San Bernardo en el primer semestre del año 2004 y se colocó en funcionamiento de acuerdo con las recomendaciones condensadas en el Boletín Técnico de Cenicafé N° 20 (Zambrano y Col. 1999). En el segundo semestre del año se construyeron y colocaron en funcionamiento las 3 lagunas que forman parte del sistema acuático de tratamiento.

En la Tabla 6.1 se condensan los resultados de la precipitación mensual durante los meses de la cosecha principal y los años de evaluación del sistema de tratamiento.

Precipitación (mm)				
Año/mes	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
2004	466	190	140	139
2005	151	287	237	268
2006	123	335	277	333
Promedio	247	271	218	247

Tabla 6.1. Valores medios de precipitación durante la cosecha principal en la zona de estudio.

En la Tabla 6.2 se condensan los valores medios de la cosecha principal, durante el período trianual, la cual representó para la finca San Bernardo el 67% de la cosecha total, que fue de 843,9@ de café pergamino seco (cps)/año.

Parámetro	Valor
Producción promedio anual (@ cps)	843,9
Cosecha principal (septiembre-diciembre) (%)	67,0
Café promedio en la cosecha principal (kg cps)	7067,5
Agua utilizada en la etapa de lavado (l/kg cps)	5,0
Agua residual generada en la cosecha principal (l)	35337
Agua residual promedio generada en cosecha ppal (l/d)	294
Caudal medio recámara (ml/min)	560
Funcionamiento del sistema de tratamiento (h/d)	8,8
Agua lluvia recibida en la cosecha principal (mm/d)	8,2
Agua lluvia recibida en las lagunas (l/d)	221

Tabla 6.2. Variables relacionadas con el funcionamiento del sistema integral de tratamiento de las aguas mieles en la finca San Bernardo.

De los datos condensados en la Tabla 6.2, se puede observar que el valor medio de agua utilizada en el lavado del café fue de 5 litros/kg de cps, lo que generó en promedio 294 litros de agua residual/día en la época de cosecha principal. El caudal medio de flujo de la recámara dosificadora (afluente al reactor metanogénico) fue de 560 ml/min., por lo que el sistema de tratamiento operó en forma continua durante cerca de 9 horas al día.

Los SMTA se diseñaron para operar con caudales en el rango entre 500 y 600 ml/min (Zambrano y Col., 2006).

En la Tabla 6.3 se condensan las caracterizaciones realizadas a los afluentes y efluentes del SMTA y del sistema acuático de tratamiento durante los meses de cosecha principal y durante los 3 años de evaluación.

Fecha Muestreo	Tipo de agua	Caudal (ml/min)	pH (un.)	Temp. (°C)	DQO (ppm)	DBO ₅ (ppm)	ST (ppm)	SST (ppm)
24-10-04	AMC		3,58	20,80	21400	9720	15723	5215
	ERD	600	3,75	21,10	14840	7860	6412	1730
	ERM	570	5,44	21,30	8850	3940	5741	1448
	ESA	590	6,85	21,50	4810	1740	4980	680
21-11-04	AMC		3,77	19,70	24100	10500	19370	4767
	ERD	570	3,60	20,50	18700	8660	8659	1974
	ERM	610	5,75	20,80	9850	4970	7064	1474
	ESA	590	6,72	20,40	6330	2720	6552	917
19-12-04	AMC		3,54	22,20	23500	10800	18297	3896
	ERD	540	3,96	22,10	15200	8740	6684	1233
	ERM	580	5,87	22,40	6490	3050	5899	888
	ESA	600	6,62	22,70	3350	1380	4853	447
17-10-05	AMC		3,81	20,80	22400	10380	20125	4914
	ERD	530	3,60	20,70	14200	7960	5855	1217
	ERM	610	6,68	20,80	2050	923	4052	271
	ESA	580	6,85	20,80	570	252	2730	95
14-11-05	AMC		3,70	21,30	25400	11050	21708	5011
	ERD	540	4,00	20,60	10400	5980	7820	211
	ERM	560	6,20	21,20	1152	624	659	76
	ESA	600	6,90	21,00	600	229	391	74
11-12-05	AMC		3,69	21,00	23000	10100	20550	4168
	ERD	550	5,27	20,80	14500	7520	7784	1059
	ERM	580	6,29	20,90	1930	846	2556	199
	ESA	540	7,43	20,90	275	139	1269	41
15-10-06	AMC		3,61	19,20	21800	9720	17352	5185
	ERD	590	4,10	20,70	17700	8340	7991	1791
	ERM	570	6,25	21,50	2320	962	2628	222
	ESA	550	6,60	22,10	213	101	1395	47
12-11-06	AMC		3,54	20,90	23900	11400	18425	4921
	ERD	600	4,05	21,40	16700	8540	7247	1473
	ERM	620	6,45	21,50	1910	777	3054	247
	ESA	590	6,85	21,30	163	61	1241	37
17-12-06	AMC		3,73	22,10	24800	10960	18844	6612
	ERD	520	3,90	20,50	18500	9180	8108	1327
	ERM	600	6,70	21,30	2050	791	2932	177
	ESA	540	7,20	21,70	147	74	1521	33

AMC: Aguas Mielés del Café, **ERD:** Efluente Recámara Dosificadora, **ERM:** Efluente Reactor Metanogénico, **ESA:** Efluente Sistema Acuático.

Tabla 6.3. Caracterización de afluentes y efluentes de los diferentes componentes del sistema integral de tratamiento de aguas mieles instalado en la finca San Bernardo.

De los datos condensados en la Tabla 6.3, se puede observar que para las aguas mieles del café, obtenidas del proceso de lavado del grano, el pH varió entre 3,54 y 3,81, la temperatura entre 19,2 y 22,2°C, la DQO total entre 21400 y 25400 ppm, la DBO₅ entre 9720 y 11400 ppm, los ST entre 15723 y 21708 ppm y los SST entre 3896 y 6612 ppm. Variaciones que están influenciadas básicamente por la calidad de la recolección, dado que en la masa de café recolectado se presentan granos con diferentes estados de madurez (verdes, pintones, maduros, sobremaduros y secos) y la cantidad de agua utilizada en el proceso de lavado.

El caudal de la recámara dosificadora varió entre 520 y 600 ml/min y sus efluentes tuvieron un rango de variación entre 3,60 y 5,27 para el pH, la temperatura varió entre 20,50 y 22,10°C, la DQO total entre 10400 y 18700 ppm, la DBO₅ entre 5980 y 9180 ppm, los ST entre 5855 y 8659 ppm y los SST entre 211 y 1974 ppm. Variaciones que estuvieron relacionadas con el tiempo de detención hidráulico en el reactor hidrolítico, de acuerdo con el flujo de cosecha y con la colmatación del filtro de la recámara dosificadora, a la cual se le hacía un mantenimiento semanal.

El caudal de los efluentes del reactor metanogénico varió entre 560 y 620 ml/min, su pH entre 5,44 y 6,70, la temperatura entre 20,80 y 22,40°C, la DQO total entre 1152 y 9850 ppm, la DBO₅ entre 624 y 4970 ppm, los ST entre 659 y 7064 ppm y los SST entre 76 y 1474 ppm. Variaciones relacionadas con el desempeño del reactor durante sus etapas de arranque y estabilización.

El caudal de los efluentes del sistema acuático de tratamiento varió entre 540 y 600 ml/min, su pH entre 6,60 y 7,43, la temperatura entre 20,40 y 22,70°C, la DQO total entre 147 y 6330 ppm, la DBO₅ entre 61 y 2720 ppm, los ST entre 391 y 6552 ppm y los SST entre 33 y 917 ppm. Variaciones relacionadas con la calidad de los efluentes generados en el reactor metanogénico, con la estabilización del sistema acuático de tratamiento y con la precipitación recibida.

En la Tabla 6.4, se presentan los resultados del volumen efectivo del sistema acuático de tratamiento, su carga hidráulica y orgánica y los porcentajes de remoción de la carga orgánica en términos de DQO, DBO₅, ST y SST.

Para la determinación del volumen efectivo del sistema acuático de tratamiento se consideraron aditivos los volúmenes de las 3 lagunas experimentales, los cuales se multiplicaron por los valores de porosidad encontrados en el ensayo 1 para las especies *E. crassipes* y *P. stratiotes*.

Para el primer año de funcionamiento del sistema acuático de tratamiento (año 2004), el TRH varió entre 15,43 y 15,96 días, la carga hidráulica se mantuvo constante en 0,03 m³/m²-d, la carga orgánica varió entre 943,47 y 1616,91 kg DBO₅/ha-día y los porcentajes de remoción de la DQO variaron entre 35,74 y 48,38%, los porcentajes de remoción de la DBO₅ entre 45,27 y 55,84%, los porcentajes de remoción de los ST entre 7,25 y 17,73% y de los SST entre 37,79 y 53,04%.

Fecha Muestreo	Vefectivo (l)	TRH (días)	Lw (m ³ /m ² -d)	C _L (kgDBO ₅ /ha-d)	Rem. DQO (%)	Rem. DBO ₅ (%)	Rem. ST (%)	Rem. SST (%)
24-10-04	13327	15,96	0,03	1197,76	45,65	55,84	13,26	53,04
21-11-04	13327	15,43	0,03	1616,91	35,74	45,27	7,25	37,79
19-12-04	13327	15,69	0,03	943,47	48,38	54,75	17,73	49,66
17-10-05	13327	15,55	0,03	300,28	72,20	72,70	32,63	64,94
14-11-05	13327	15,96	0,03	186,37	47,92	63,30	40,67	2,63
11-12-05	13327	16,53	0,03	261,70	85,75	83,57	50,35	79,40
15-10-06	13327	16,53	0,03	292,45	90,82	89,50	46,92	78,83
12-11-06	13327	15,30	0,03	256,93	91,47	92,15	59,36	85,02
17-12-06	13327	16,24	0,03	253,12	92,83	90,64	48,12	81,36

TRH: Tiempo de detención hidráulica, Lw: Carga hidráulica, C_L: Carga orgánica, Rem.: Remoción.

Tabla 6.4. Tiempo de detención hidráulica, carga hidráulica, carga orgánica y porcentajes de remoción de la DQO, DBO₅, ST y SST en el sistema acuático de tratamiento.

Las altas cargas orgánicas aplicadas en el sistema acuático de tratamiento estuvieron influenciadas por las bajas remociones de DBO₅ por parte del SMTA, que estuvieron entre el 52,67 y 71,76% (Tabla 6.7), dado que aún no se había alcanzado su estabilidad. En este primer año se presentó la muerte de la totalidad de la biomasa puesta en el sistema y las lagunas terminaron operando como lagunas facultativas.

Los resultados que se obtuvieron a escala de finca, estuvieron acordes con los obtenidos a escala de mesocosmos en los estudios en Cenicafé, en donde se encontraron tasas de crecimiento negativas para *E. crassipes* y *P. stratiotes* a cargas orgánicas por encima de 704 kg DBO₅/ha-d.

Para el segundo año de funcionamiento del sistema acuático de tratamiento (año 2005), el TRH varió entre 15,55 y 16,53 días, la carga hidráulica se mantuvo constante en 0,03 m³/m²-d, la carga orgánica varió entre 186,37 y 300,28 kg DBO₅/ha-día y los porcentajes de remoción de la DQO variaron entre 47,92 y 85,75%, los porcentajes de remoción de la DBO₅ entre 63,30 y 83,57%, los porcentajes de remoción de los ST entre 32,63 y 50,35% y de los SST entre 2,63 y 79,40%. Para este año, las remociones de la DBO₅ en el SMTA estuvieron entre 91,11 y 94,35% (Tabla 6.7). Mostrando que ya se había alcanzado la estabilidad tanto en el SMTA como en el sistema acuático. *E. crassipes* y *P. stratiotes* presentaron, en las 2 primeras lagunas, plantas de tamaño pequeño con algunas partes de color amarillo y cubriendo entre la mitad y las 2/3 partes del espejo de agua de su respectiva laguna.

Para el tercer año de funcionamiento del sistema acuático de tratamiento (año 2006), el TRH varió entre 15,30 y 16,53 días, la carga hidráulica se mantuvo constante en 0,03 m³/m²-d, la carga orgánica varió entre 253,12 y 292,45 kg DBO₅/ha-día y los porcentajes de remoción de la DQO variaron entre 90,82 y 92,83%, los porcentajes de remoción de la DBO₅ entre 89,50 y 92,15%, los porcentajes de remoción de los ST entre 46,92 y 59,36% y de los SST entre 78,83 y 85,02%. Para este año, las remociones de la DBO₅ en el SMTA estuvieron entre 90,10 y 93,18% (Tabla 6.7). El aspecto de las plantas fue muy similar al descrito para el segundo año.

En las Tablas 6.5 y 6.6, se condensan los valores medios, desviación estándar, valores mínimos y valores máximos de las variables evaluadas en el sistema de tratamiento acuático durante el estado estable.

Variable Estadística.	pH (Un.)	Temp. (°C)	DQO (ppm)	DBO ₅ (ppm)	ST (ppm)	SST (ppm)
Promedio	6,97	21,30	328	143	1425	55
Desv. Estándar	0,29	0,51	204	81	754	25
Valor mínimo	6,60	20,80	147	61	391	33
Valor máximo	7,43	22,10	600	252	2730	95

Tabla 6.5. Valores del Promedio, Desviación Estándar, Valor Mínimo y Valor Máximo de las variables utilizadas para la caracterización de los efluentes del sistema acuático de tratamiento, durante el estado estable.

Variable Estadística.	TRH (días)	Lw (m ³ /m ² -d)	C _L (kgDBO ₅ /ha-d)	Rem. DQO (%)	Rem. DBO ₅ (%)	Rem. ST (%)	Rem. SST (%)
Promedio	16,02	0,03	258,48	80,17	81,98	46,34	65,36
Desv. Estándar	0,51	0,00	40,35	17,53	11,60	9,05	31,48
Valor mínimo	15,30	0,03	186,37	47,92	63,30	32,63	2,63
Valor máximo	16,53	0,03	300,28	92,83	92,15	59,36	85,02

TRH: Tiempo de detención hidráulica, Lw: Carga hidráulica, C_L: Carga orgánica, Rem.: Remoción.

Tabla 6.6. Valores del Promedio, Desviación Estándar, Valor Mínimo y Valor Máximo del TRH, Carga hidráulica, Carga orgánica y de los porcentajes de remoción de la materia orgánica en el sistema acuático de tratamiento durante el estado estable.

De los datos condensados en las Tablas 6.5 y 6.6 se puede observar que utilizando un sistema acuático de tratamiento con las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes*, para el postratamiento de las aguas mieles del café, se lograron obtener, con un TRH de 16 días, efluentes con un pH de 6,97 y con valores de DQO, DBO₅, ST y SST del orden de 328 ppm, 143 ppm, 1425 ppm y 55 ppm, respectivamente, que representaron remociones del orden del 80,17% para la DQO, 81,98% para la DBO₅, 46,34% para los ST y 65,36% para los SST. Permitiendo alcanzar el objetivo de obtener efluentes con concentraciones de DQO<490 ppm y DBO₅< 279 ppm.

La carga hidráulica aplicada al sistema durante el estado estable fue de 0,03 m³/m²-d y la carga orgánica aplicada fue de 258,48 kg DBO₅/ha-d. Igualmente, de los datos condensados en la Tabla 6.3 se puede calcular que la concentración media de los efluentes del reactor metanogénico, que ingresaron al sistema acuático de tratamiento durante el estado estable, en términos de DQO fue de 1902±395 ppm.

De los datos condensados en la Tabla 6.2, se tiene que el volumen promedio de agua residual generada fue de 294 l/d y que el agua lluvia promedio recibida en las lagunas que conformaron el sistema acuático de tratamiento fue 221 l/d. Si consideramos las tasas de evapotranspiración encontradas en el ensayo 1 para *E. crassipes* (3,03 mm/día) y para *P. stratiotes* (1,64 mm/día) (dada la similitud en temperatura media entre Cenicafé, La granja, 21,4°C y San Bernardo, 21,3°C) se tendría una pérdida de agua promedio en las lagunas de

63 l/d, con lo cual se logró conseguir una dilución global de los afluentes que alimentaron al sistema cercana al 35%.

Para el caso de *E. crassipes* operando en la primera laguna del sistema de tratamiento, el agua residual recibida fue de 294 l/d, el agua por precipitación fue de 74 l/d y las pérdidas por evapotranspiración de 27 l/d, lo que permitió una dilución de los afluentes del 14% (obteniéndose una concentración media de DQO cercana a 1641 ppm).

Las ecuaciones de regresión obtenidas en el desarrollo de la presente investigación para *E. crassipes* (ensayo 3) permiten predecir que se presenta inhibición de su crecimiento a concentraciones de DQO de 1172 ppm ($n = 27$, $R^2 = 0,65$) y con cargas orgánicas medias aplicadas de 785 kg DBO₅/ha-d ($n = 27$, $R^2 = 0,69$).

El aspecto observado en las plantas durante el 2 y 3 año pone de manifiesto que si se presenta inhibición en el crecimiento, pero el hecho de que el sistema operara en forma continua durante 9 horas al día, pudo favorecer la recuperación de la planta, por lo que su densidad se mantuvo, cubriendo entre el 50 y el 75% del área de la laguna.

En los estudios que se realizaron a escala de mesocosmos (ensayo 1) la especie estuvo operando las 24 horas con afluentes con una concentración media de 1230 ppm, durante 209 días.

Reddy y Debusk (1986), citados Graetz y Reddy (1988) reportan que efluentes de digestores anaerobios, que trataban excretas de vacuno, con concentraciones de DBO₅ entre 694 y 1101 (aproximadamente entre 1400 y 2200 ppm como DQO), inhibieron el crecimiento de *E. crassipes* en 30 días. Sooknah y Wilkie (2004), reportan que afluentes provenientes de la digestión anaerobia de excretas de vacuno, con concentraciones de DQO de 2010 ppm inhibieron el crecimiento de *E. crassipes* y ocasionaron la muerte de *P. stratiotes*.

Los resultados obtenidos a escala de finca cafetera fueron muy consistentes con los obtenidos en el ensayo 3 con la línea conformada por la mezcla de las 3 especies flotantes, en la cual con afluentes con una concentración de DQO de 1670 ppm y con un TRH de 14 días, se obtuvo efluentes con un pH de 7,64 y con valores de DQO, DBO₅, ST y SST del orden de 272 ppm, 116 ppm, 893 ppm y 32 ppm, respectivamente, que representaron remociones del orden del 84,30% para la DQO, 85,00% para la DBO₅, 52,40% para los ST y 85,16% para los SST. Con una carga hidráulica aplicada al sistema durante el estado estable de 0,04 m³/m²-d y una carga orgánica aplicada fue de 299,55 kg DBO₅/ha-d.

En los estudios de finca no se observaron plagas atacando a las 2 especies evaluadas, pero si se evidenció, en época de la cosecha principal, la presencia de zancudos hematófagos en el sistema de tratamiento acuático, pero no a un nivel que ocasionara molestia a las personas que habitaban en la finca. Crites y Tchobanoglous (2000) reportan que en sistemas acuáticos que utilizan *E. crassipes*, dependiendo de la configuración del sistema y del empleo de aireación suplementaria, la carga orgánica aplicada a variado entre 66 y 495 kg DBO/ha-d y que se presentan problemas significativos de olor y de mosquitos en sistemas con cargas orgánicas aplicadas por encima de 220 kg DBO/ha-día.

En la Tabla 6.7 se condensan los resultados de remoción de la DQO, DBO₅, ST y SST para el SMTA, el Sistema Acuático de Tratamiento (SAT) y el Sistema Integral (SMTA + SAT) durante el tiempo de evaluación.

Fecha Muestreo	Componente del sistema	Rem. DQO (%)	Rem. DBO ₅ (%)	Rem. ST (%)	Rem. SST (%)
24-10-04	SMTA	58,64	59,47	63,49	72,23
	SAT	45,65	55,84	13,26	53,04
	SMTA + SAT	77,52	82,10	68,33	86,96
21-11-04	SMTA	59,13	52,67	63,53	69,08
	SAT	35,74	45,27	7,25	37,79
	SMTA + SAT	73,73	74,10	66,17	80,76
19-12-04	SMTA	72,38	71,76	67,76	77,21
	SAT	48,38	54,75	17,73	49,66
	SMTA + SAT	85,74	87,22	73,48	88,53
17-10-05	SMTA	90,85	91,11	79,87	94,49
	SAT	72,20	72,70	32,63	64,94
	SMTA + SAT	97,46	97,57	86,43	98,07
14-11-05	SMTA	95,46	94,35	96,96	98,48
	SAT	47,92	63,30	40,67	2,63
	SMTA + SAT	97,64	97,93	98,20	98,52
11-12-05	SMTA	91,61	91,62	87,56	95,23
	SAT	85,75	83,57	50,35	79,40
	SMTA + SAT	98,80	98,62	93,82	99,02
15-10-06	SMTA	89,36	90,10	84,85	95,72
	SAT	90,82	89,50	46,92	78,83
	SMTA + SAT	99,02	98,96	91,96	99,09
12-11-06	SMTA	92,01	93,18	83,42	94,98
	SAT	91,47	92,15	59,36	85,02
	SMTA + SAT	99,32	99,46	93,26	99,25
17-12-06	SMTA	91,73	92,78	84,44	97,32
	SAT	92,83	90,64	48,12	81,36
	SMTA + SAT	99,41	99,32	91,93	99,50

SMTA: Sistema Modular de Tratamiento Anaerobio, SAT: Sistema Acuático de Tratamiento, Rem: Remoción.

Tabla 6.7. Porcentajes de remoción de la DQO, DBO₅, ST y SST en el SMTA, sistema acuático de tratamiento y sistema integral de tratamiento instalado en la finca San Bernardo.

En la Tabla 6.8, se presentan los valores del promedio, desviación estándar, valor mínimo y valor máximo de los porcentajes de remoción de la DQO, DBO₅, ST y SST, en cada uno de los componentes del sistema integral de tratamiento.

De los datos presentados en la Tabla 6.8, se puede observar que el valor medio de remoción de la DQO en el SMTA fue de 91,84%, el cual tenía como novedad la utilización de tusas de maíz, dentro del reactor metanogénico, como soporte de los microorganismos metanogénicos. Los valores de remoción alcanzados en este sistema están dentro del rango reportado por Zambrano y Col. (1998) en SMTA, cuyos reactores metanogénicos utilizaron

trozos de guadua y borra de café como materiales de soporte y dentro de los rangos encontrados en la presente investigación para SMTA con reactores metanogénicos utilizando trozos de llanta y pedazos de botellas plásticas no retornables como materiales de soporte.

Variable Estadística.	DQO (ppm)	DBO ₅ (ppm)	ST (ppm)	SST (ppm)
SMTA				
Promedio	91,84	92,19	86,18	96,04
Desv. Estándar	2,02	1,54	5,84	1,54
Valor mínimo	89,36	90,10	79,87	94,49
Valor máximo	95,46	94,35	96,96	98,48
Sistema Acuático de Tratamiento (SAT)				
Promedio	80,17	81,98	46,34	65,36
Desv. Estándar	17,53	11,60	9,05	31,48
Valor mínimo	47,92	63,30	32,63	2,63
Valor máximo	92,83	92,15	59,36	85,02
SMTA + SAT				
Promedio	98,61	98,64	92,60	98,91
Desv. Estándar	0,85	0,76	3,80	0,52
Valor mínimo	97,46	97,57	86,43	98,07
Valor máximo	99,41	99,46	98,20	99,50

Tabla 6.8. Valores del Promedio, Desviación Estándar, Valor Mínimo y Valor Máximo de las variables utilizadas para la evaluar la remoción de la contaminación orgánica, en cada uno de los componentes del sistema integral de tratamiento, durante el estado estable.

Igualmente, en la tabla se puede apreciar que los porcentajes de remoción, integrando el SMTA (10 m³, TRH = 6 días) y el Sistema Acuático de Tratamiento (13,3 m³, TRH = 16 días), alcanzaron los valores de 98,61% para la DQO, 98,64% para la DBO₅, 92,60% para los ST y 98,91% para los SST.

Rodríguez (1998), reporta a escala de laboratorio, unas eficiencias de remoción del sistema de tratamiento integral de aguas mieles del café, colocando en serie reactores anaerobios de columna (53 litros, TRH = 1 día) con sistemas de postratamiento con plantas acuáticas (1,3 m³, TRH = 11 días), del 98,82% en términos de DQO y del 98,87% en términos de SST.

Los efluentes del Sistema Acuático de Tratamiento, en el estado estable, con un caudal medio de 567 ml/min, pH de 6,97, temperatura de 21,30°C, DQO de 328 ppm y SST de 55 ppm, se llevaron a un estanque conteniendo tilapia roja con el fin de observar si se presentaba algún síntoma de intoxicación o efecto adverso sobre la producción de esta especie. A este mismo estanque llegaba un agua de nacimiento con un caudal que varió entre 600 y 1800 ml/min, dependiendo de las condiciones climáticas y la cual presentó, en una evaluación, un pH de 7,43, una DQO de 0 ppm y 14 ppm de SST.

No se observó ningún síntoma de intoxicación en la producción piscícola que se realizó durante los años 2005 y 2006, utilizando 400 alevines (densidad de 7 ejemplares/m³), en donde se lograron obtener ejemplares con pesos entre 200 y 300 g en ciclos de 5 meses (de julio a diciembre). En el año 2005 la producción fue de 104,5 kg y en el año 2006 de 94,0 kg.

6.5. Conclusiones.

Los ensayos realizados a Escala de Finca Cafetera permitieron determinar que un sistema acuático de tratamiento utilizando las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes*, con un área de 27 m², para una finca con una producción media de 844 @ cps/año, una cosecha principal de 2/3 la cosecha total y un TRH de 16 días, permitió obtener, a partir de aguas mieles tratadas anaerobiamente, efluentes con concentraciones de DQO y DBO₅ inferiores a 490 y 279 ppm, respectivamente.

El balance hídrico tuvo un efecto significativo en el sistema de tratamiento acuático permitiendo una dilución global de los afluentes hasta en un 35%.

Los resultados obtenidos a escala de finca cafetera con las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes* fueron muy consistentes con los obtenidos a escala de mesocosmos utilizando una mezcla de plantas flotantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*).

Se comprobó que efluentes de los reactores metanogénicos con concentraciones de DQO superiores a 1000 ppm ocasionan inhibición y en muchos casos la muerte de las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes*.

El sistema acuático de tratamiento con las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes* permitió alcanzar, con TRH de 16 días, porcentajes de remoción medios en las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente, del 80,17% en DQO, 81,98% en DBO₅, 46,34% en ST y 65,36% en SST, durante el estado estable.

La integración del sistema acuático de tratamiento al SMTA permitió incrementar las remociones de la DQO de las aguas mieles del café del 91,84 al 98,61%, de la DBO₅ del 92,19 al 98,64%, de los ST del 86,18 al 92,60% y de los SST del 96,04 al 98,91%.

Los efluentes del Sistema Acuático de Tratamiento no mostraron efectos tóxicos en la producción de Tilapia roja y se constituyen en una oportunidad de aprovechamiento para la producción piscícola en fincas con oferta limitada de agua.

***APROVECHAMIENTO DE LA BIOMASA GENERADA EN SISTEMAS
ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO.***

7. APROVECHAMIENTO DE LA BIOMASA GENERADA EN SISTEMAS ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO.

7.1. Introducción.

Como se presentó en los Antecedentes, la biomasa generada en los sistemas acuáticos de tratamiento es objeto de múltiples investigaciones buscando valorizar este material vegetal e impidiendo que se convierta en fuente de contaminación de los propios sistemas de tratamiento o de sitios cercanos a estos.

Dos formas de aprovechamiento que pueden ser fácilmente adoptadas por los caficultores colombianos, para la biomasa generada en los sistemas acuáticos de postratamiento de las aguas mieles del café, son la producción de hongos comestibles y medicinales y la producción de abonos orgánicos.

7.1.1. Cultivo de hongos comestibles y medicinales.

Los hongos son organismos con núcleo, carentes de clorofila, por lo que no pueden sintetizar su propio alimento a partir de materia inorgánica, que se originan a partir de esporas y se reproducen, generalmente tanto de forma sexual como asexual. Sus estructuras somáticas son normalmente filamentosas, ramificadas y están rodeadas de paredes celulares que contienen celulosa o quitina o bien ambas sustancias (Pacioni, 1982).

Los hongos están bioquímicamente dotados, con la habilidad para secretar una variedad de enzimas hidrolizantes y oxidantes que ayudan en la degradación de los residuos lignocelulósicos de las plantas. Ellos después utilizan algunos de los productos de la degradación, para su crecimiento y fructificación y dejan el resto en forma de sustrato agotado. De esta manera los hongos son potentes agentes biológicos tomando de la naturaleza y convirtiendo residuos orgánicos incomedibles directamente en alimentos humanos palatables (Rajarathnam y Bano, 1991).

Existen cerca de 2000 especies de hongos comestibles (Chang, 1991), sin embargo las especies más apreciadas no son precisamente las más cultivadas. Desde el punto de vista gastronómico las especies más apreciadas, aunque ello varíe entre los distintos países, son sin duda los boletos, las oronjas, las trufas y algunas lactarius, todas ellas especies micorrízicas, cuyos carpóforos todavía no ha sido posible obtener en ausencia de la planta simbiote (Pacioni, 1982).

La explotación de los hongos, que producen cuerpos fructíferos, para la generación de biomasa comestible tiene varias ventajas (Rajarathnam y Bano, 1991):

- ✓ Representan ejemplos de la conversión más eficiente de los residuos de las plantas en alimentos para consumo humano.
- ✓ Son directamente comestibles y son considerados como un alimento muy delicioso y son bastante apetecidos por su textura y sabor característicos.

- ✓ Cosechando los cuerpos fructíferos es muy fácil el método de separación de la biomasa del sustrato.
- ✓ Su eficiencia de conversión en proteína por unidad de área y por unidad de tiempo es muy superior, comparado con las fuentes de proteína animal.

7.1.1.1. Descripción de los géneros de hongos evaluados en la presente investigación.

El género *Pleurotus* es un género cosmopolita, del cual se conocen un total de 39 especies (Eger, 1978). Es un género fácil y económico de cultivar y claramente es la elección para entrar en la industria de los hongos gourmet o de especialidad. Pocas especies muestran tanta adaptabilidad, agresividad y productividad como los de este género (Curvetto, 1998).

Estos hongos son grandes descomponedores de troncos y crecen en un amplio espectro de residuos, más que ninguna otra especie de cualquier otro grupo. Crecen bien en la mayoría de maderas duras, sobre los productos secundarios de industrias madereras la paja de todos los cereales, caña de azúcar y bagazos, residuos de café, hojas de plátano, cáscaras de semillas oleaginosas (Curvetto, 1998).

Los hongos del género *Pleurotus* son considerados un alimento de gran valor nutricional, debido a su alto contenido de proteína, fibra y minerales. Chang y Miles (1989), reportan que los valores de proteína cruda digerible pueden estar en el orden de 27,0% para *P. florida*, del 10,5 a 30,4% para *P. ostreatus* y del 26,6% para *P. sajor-caju*, dependiendo de las condiciones de cultivo. El contenido representativo de ácidos grasos insaturados en las especies de *Pleurotus* es un factor significativo para considerarlos como alimentos muy saludables (Chang y Miles, 1989).

El género *Lentinula* es monomítico, es decir que en su carne carece de hifas dimíticas y posee células bastante paralelas y descendientes en su arreglo dentro de la trama de las laminillas. Es un saprófito verdadero y sólo crece en tejidos necróticos de árboles de madera dura y hoja ancha (Curvetto, 1998). La especie más importante es *Lentinula edodes*, conocida popularmente como Shiitake.

El cultivo de Shiitake tiene un conjunto de condiciones técnicas que lo hace diferente al cultivo del género *Pleurotus* (Rodríguez y Jaramillo, 2005).

El valor nutricional de Shiitake como alimento ha contribuido a incrementar su consumo alrededor del mundo, dado que es una buena fuente de proteína, potasio, cinc y de polisacáridos, algunos de ellos conocidos como potenciadores del sistema inmunológico (Jones, 1995). Hobbs (1996) reporta que en Japón y China, el Shiitake es reconocido tanto por sus propiedades alimenticias como medicinales desde hace más de dos mil años

7.1.1.2. Cultivo de hongos comestibles y medicinales sobre subproductos agrícolas generados en la zona cafetera.

Entre 1990 y 2006, Cenicafé realizó investigaciones relacionadas con el cultivo de hongos comestibles y medicinales, utilizando los subproductos generados durante el proceso de cultivo (hojarasca, tallos), beneficio (pulpa) e industrialización (cascarilla, borra) del café y los generados de los cultivos intercalados con café (subproductos de plátano, maíz, fríjol, entre otros).

Entre los géneros de hongos investigados están *Pleurotus*, *Lentinula*, *Ganoderma* (Rodríguez y Jaramillo, 2005), *Hypsizygus* (Jaramillo, Rodríguez y Gómez, 1999) y *Grifola* (Alzate, 2007). El género *Pleurotus*, conocido a nivel local como “orellanas”, ha sido el más fácil de cultivar, por tolerar un rango más amplio de condiciones climáticas y de sustratos, lográndose evaluar especies como *ostreatus*, *pulmonarius*, *floridanus* y *sajor – caju*.

Durante el período de investigación se estandarizó una metodología, para el cultivo de los hongos, la cual se presenta en la Figura 7.1.

El primer paso consiste en la caracterización de las materias primas que conformarán la mezcla, el segundo paso consiste en el cálculo de las cantidades a mezclar, de cada una de las materias primas, de forma que la relación C/N del sustrato sea la adecuada para el género de hongo a cultivar. Paso seguido, se prepara el sustrato y se adecúa por fermentación anaerobia (para el género *Pleurotus*) y por tratamiento térmico (para los géneros *Lentinula* y *Ganoderma*), se inocula con la semilla de los hongos y se lleva a las etapas de incubación y fructificación, las cuales deben tener las condiciones ambientales específicas para el género cultivado y finalmente las etapas de recolección y manejo postcosecha.

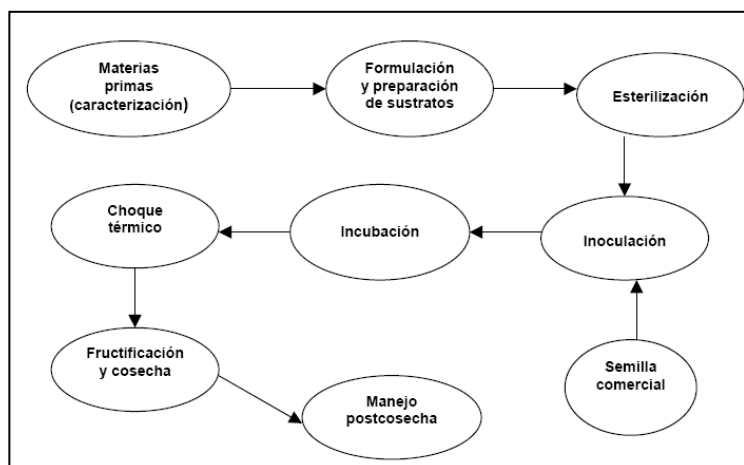


Figura 7.1. Metodología para el cultivo de macromicetos.

Fuente: Rodríguez, 2003.

Rodríguez y Zuluaga (1994), obtuvieron eficiencias del 54,4% en el cultivo de *P. pulmonarius* sobre pulpa de café proveniente de un despulpado sin agua. Igualmente, sobre pulpa de café, Rodríguez (1993), encontró eficiencias del 51,27% en el cultivo de *P. ostreatus*, del 48,07% en el cultivo de *P. florida* y del 48,04% en el cultivo de *P. sajor-caju*.

Gómez (1997), obtuvo eficiencias biológicas medias del 76,34% en el cultivo de *P. sajor-caju* y del 68,98% en el cultivo de *P. ostreatus* sobre pulpa de café. Rodríguez (1997), con pulpa de café ensilada, reporta eficiencias biológicas medias del 82,15% en el cultivo del hongo *P. sajor-caju* y del 72,53% en el cultivo de *P. ostreatus*.

Rodríguez (1999), reporta eficiencias del 3,41% y 20,7% en el cultivo de *Pleurotus sajor-caju*, al trabajar mezclas de pulpa de café (60%) - tamo de arroz (37%) y pulpa de café (60%) - cascarilla de algodón (38%), respectivamente.

Jaramillo, Rodríguez, Gómez (1999), determinaron que el cultivo del hongo *Lentinula edodes*, sobre los residuos agroindustriales de la zona cafetera, presentaba viabilidad técnica y económica, alcanzando eficiencias biológicas medias del 59,66%.

Rodríguez (2003), utilizando aserrín del tallo, borra y pulpa de café (esterilizadas a 121°C), para el cultivo *L. edodes* encontró rendimientos medios, a las condiciones de la zona cafetera colombiana, entre el 41 y el 76%, estableciendo que los sustratos para este hongo no deben contener pulpa de café.

Rodríguez (1999), cultivando *Ganoderma lucidum* sobre un sustrato a base de aserrín de tallo y borra de café, reporta una eficiencia biológica media de 24,21%. Rodríguez (2003), reporta para esta misma especie, utilizando adicionalmente pulpa de café, rendimientos entre 8,5, y 13,10%.

7.1.1.3. Cultivo de hongos comestibles sobre biomasa de macrófitas.

Murugesan y Col. (1995), reportan la utilización del Jacinto de agua para el cultivo del hongo comestible *Pleurotus sajor – caju*, alcanzando rendimientos de 15 kg de hongos en 20 bolsas de sustrato.

Bequette (1998), reporta que el programa ZERI utilizó la biomasa deshidratada de *E. crassipes* para cultivar hongos comestibles del género *Pleurotus*, obteniendo en 5 semanas 112 g de setas frescas de la especie *Pleurotus sajor caju* por kg de sustrato.

Rodríguez (2000), utilizó biomasa de *E. crassipes*, generada en un sistema de postratamiento de aguas mieles a escala de laboratorio, mezclada con pulpa de café para el cultivo del hongo *Pleurotus ostreatus*, encontrando una eficiencia biológica media del 23,18%. Con un sustrato conformado por hoja de *P. stratiotes* y pulpa de café, encontró una eficiencia biológica media del 12,39%.

7.1.1.4. Cultivo de hongos comestibles en sustratos que utilicen biomasa de macrófitas y subproductos del café.

De acuerdo con los resultados obtenidos de los ensayos 1 y 2 de la presente investigación, se determinó que las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes* fueron las mejores en el proceso de postratamiento de las aguas mieles del café y también fueron las que presentaron las mayores tasas medias de crecimiento, con valores muy similares, 421 ton/ha-año para *E. crassipes* y 432 ton/ha-año para *P. stratiotes*, para un promedio de 427 toneladas de biomasa fresca/ha-año, con una humedad media de 89,25% y un valor en peso seco de 45,9 toneladas/ha-año.

Los ensayos realizados a Escala de Finca Cafetera, con una producción media de 844 @ cps/año, mostraron que un sistema de postratamiento de 27 m² que utilizó *E. crassipes* y *P. stratiotes* permitieron bajar la concentración de la DBO₅ en las aguas mieles postratadas a valores menores a 237 ppm. Para esta área de postratamiento la producción de biomasa seca sería del orden de 124 kg/año

Teniendo en cuenta que en la zona cafetera colombiana la producción media de pulpa de café fresca es de 2,3 toneladas/ha – año, equivalente a 500 Kg secos y la de tallos de café de 3,2 toneladas secas/ha – año y que una finca que produzca 844 @ de cps ocuparía un área de 10 ha (el promedio nacional de producción en Colombia es de 84,6@ de cps/ha), se obtiene una producción global de 32 toneladas secas de tallos de café, 5 toneladas secas de pulpa y 0,12 toneladas secas de biomasa de plantas.

De lo anterior se deduce que las cantidades de biomasa generadas por el sistema de postratamiento serían entre 40 y 260 veces más bajas que las cantidades de pulpa y tallos de café que se generan en esa misma finca en donde se encuentre instalado el sistema de postratamiento.

Considerando las bajas cantidades de biomasa de macrófitas que se generarían en los sistemas de postratamiento (al compararlos con las producciones de pulpa y tallos de café) y los altos contenidos promedio de nitrógeno que presentaron en el primer ensayo *E. crassipes* y *P. stratiotes* (2,52 y 2,72%, respectivamente) y su baja relación C/N (17 y 13 respectivamente), comparados con el contenido de nitrógeno y la relación C/N en los subproductos del café reportados por Rodríguez y Jaramillo (2005), siendo en la pulpa (1,65% y 31), en los tallos de café (0,72% y 74) y en la borra de café (1,68% y 33), se podría prever que la utilización de la biomasa de las plantas acuáticas como suplemento de los sustratos elaborados con subproductos del café podrían potenciar los rendimientos del cultivo, dado que tendrían un papel similar al que desempeñan productos con un alto valor comercial, como el caso del salvado de trigo (2,49% de nitrógeno y C/N de 21) (Rodríguez y Jaramillo, 2005) que se utiliza en la elaboración del sustrato para el cultivo de *Lentinula edodes*, con el fin de ajustar la relación C/N del sustrato necesaria para el desarrollo apropiado del hongo.

Los suplementos en los sustratos para el cultivo de hongos se adicionan, generalmente, en porcentajes entre el 10 y el 20%.

7.1.2. Producción de abono orgánico.

La descomposición de la materia orgánica, para la producción de abonos orgánicos, es un proceso esencial para la productividad agrícola, que se genera continuamente en la naturaleza y que se puede realizar por 2 vías: El compostaje y el lombricompostaje.

7.1.2.1. Compostaje.

Alcolea y González (2000) describen el compostaje como el proceso mediante el cual se descompone, bajo condiciones aeróbicas, la materia orgánica de los residuos sólidos para generar un producto estable, de color marrón oscuro, indicando con ello que el proceso de fermentación está esencialmente finalizado. El abono resultante contiene materia orgánica y nutrientes como N, P, K, Mg, Ca, Fe.

El primer paso del proceso de compostaje es la disposición de una cantidad adecuada de residuos orgánicos. Estos materiales aportan la materia orgánica, minerales, y microorganismos necesarios para que, en las condiciones de aireación y humedad apropiadas, se produzcan las reacciones de descomposición. Durante el proceso de transformación, como consecuencia de la oxidación del carbono a CO₂, se produce energía en forma de calor. Esta, queda retenida en la masa de residuos que se está descomponiendo, de forma que el material se calienta, llegando a alcanzar los 75°C en las zonas interiores de la masa (Alcolea y González, 2000).

Las altas temperaturas alcanzadas higienizan el material, es decir, se destruyen los microorganismos patógenos, protozoos, y semillas, que resultan perjudiciales para la salud o los cultivos. Si el proceso se desarrolla correctamente, cuando las moléculas se han descompuesto, la actividad microbiana disminuye y vuelve a bajar la temperatura del material hasta equilibrarse con el ambiente. Los rendimientos del proceso de compostaje están en el rango entre el 30 y el 40%, algo menos de la mitad del material inicial (Alcolea y González 2000).

7.1.2.2. Lombricompostaje.

La lombricultura es un sistema para el manejo de residuos orgánicos que permite producir abono y proteína animal, utilizando lombrices de tierra adaptadas para vivir en condiciones de alta densidad, como es el caso de la lombriz roja (*Eisenia foetida*), que se reproduce bastante, se mantiene cerca de la superficie, se alimenta de materiales en proceso de descomposición, se adapta a las condiciones adversas de temperatura, humedad y pH, lo cual facilita trabajarla en cautiverio (Dávila y Ramírez, 1996).

El uso de lombrices para la producción de abono orgánico presenta, entre otras, las siguientes ventajas (Dávila, 2000):

- ✓ La lombriz circula por el material orgánico, segregando un líquido viscoso con propiedades enzimáticas que ayudan a iniciar la descomposición y el cual le permite deslizarse creando pequeños orificios, facilitando la circulación del aire y el agua en el material, a la vez que se va alimentando del mismo, acelerando y simplificando así su proceso de descomposición.
- ✓ El alimento que ingiere la lombriz, va atravesando todo su sistema digestivo, hasta ser expulsado como su propio estiércol, que se conoce como lombricompost. Este producto es de excelente calidad física, química y microbiológica.
- ✓ En todo este proceso, la lombriz se va reproduciendo y multiplicando. En la medida en que se va obteniendo más biomasa de lombrices, se puede ampliar el lombricultivo, utilizarlo como fuente de proteína para alimentación de aves de corral, peces, cerdos, o se pueden comercializar.
- ✓ La producción de un abono de excelente calidad, así como de una fuente de proteína, contribuye a disminuir los costos de producción, ya sea por su aplicación directa o por su venta.

Dávila (2000), reporta con pulpa de café y para ciclos de producción entre 4 y 6 meses, un incremento de lombrices cercano al 50% y un rendimiento en la producción de lombricompost entre 35 y 40%.

7.1.2.2.1. Lombricompostaje con biomasa de macrófitas.

Gajalakshmi y Col. (2001), reportan rendimientos en el proceso de vermicompostaje de *E. crassipes*, utilizando la lombriz *Eudrilus eugeniae*, del orden del 46,6%, con incremento en la biomasa de lombriz, a los 75 días, del orden del 51,4%.

Arango (2007), reporta rendimientos del 54,79% en el proceso de transformación de biomasa de *E. crassipes* utilizando la lombriz *Eisenia foetida*, con tiempos de proceso de 77 días y un incremento de la biomasa de lombriz del 16,06%.

7.2. Objetivos e hipótesis.

El objetivo general del ensayo es aprovechar la biomasa generada en los sistemas acuáticos de tratamiento para el cultivo de hongos comestibles y medicinales y para la producción de abono orgánico mediante el proceso de lombricultura.

Como objetivos específicos se tienen:

- ✓ Evaluar el efecto de la adición de biomasa de las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*, como suplemento de un sustrato elaborado con pulpa y aserrín de tallo de café en la precocidad, porcentaje de contaminación y rendimientos medios obtenidos en el cultivo de los hongos comestibles *Pleurotus pulmonarius* y *Pleurotus sajor caju*.
- ✓ Determinar, cuando se utiliza biomasa de sistemas acuáticos en el cultivo de hongos del género *Pleurotus*, que proceso de adecuación del sustrato es más apropiado: la anaerobiosis o el tratamiento térmico.
- ✓ Evaluar el efecto de los sustratos testigo, uno elaborado con biomasa de plantas acuáticas y otro elaborado con subproductos del café, sobre la precocidad, porcentaje de contaminación y rendimientos medios del cultivo de los hongos comestibles *P. pulmonarius* y *P. sajor caju*.
- ✓ Evaluar el efecto de la adición de biomasa de las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*, como suplemento de un sustrato elaborado con pulpa, borra y aserrín de tallo de café, en la precocidad, porcentaje de contaminación y rendimientos medios del cultivo del hongo *Lentinula edodes*.
- ✓ Evaluar la lombricultura, utilizando la lombriz roja (*Eisenia foetida*), en la producción de abono orgánico a partir de biomasa, sola y mezclada, de las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*, tanto fresca como deshidratada, determinando el rendimiento, el tiempo de proceso y el contenido de minerales en el abono obtenido.

La primera hipótesis de trabajo establecerá que la biomasa generada en los sistemas de postratamiento es un sustrato apropiado para el cultivo de los hongos comestibles y medicinales, permitiendo obtener rendimientos medios superiores al 50%.

La segunda hipótesis de trabajo establecerá que la biomasa generada en los sistemas de postratamiento es un sustrato apropiado para la producción de abono orgánico mediante el proceso de lombricultura, permitiendo obtener rendimientos medios superiores al 35%.

7.3. Materiales y métodos.

7.3.1. Lugar donde se realizó la investigación.

La presente investigación se realizó en el Centro Nacional de Investigaciones de Café, Cenicafe, La granja, Chinchiná.

7.3.2. Fecha de realización.

Los ensayos sobre aprovechamiento de la biomasa de los sistemas acuáticos de tratamiento para el cultivo de hongos comestibles y medicinales y para la producción de abono orgánico mediante la lombricultura se realizaron entre los meses de septiembre del 2005 y junio del 2006.

7.3.3. Materiales.

En el desarrollo de la investigación se utilizaron los siguientes materiales:

7.3.3.1. Sustratos: para el proceso de cultivo de los hongos comestibles y medicinales se utilizaron las siguientes materias primas:

Aserrín del tallo del café: proveniente de la molienda y tamizado por debajo de 2 cm, que se realizó a los tallos del cafeto Variedad Colombia, generados en la renovación de cafetales en la subestación experimental Naranjal en Chinchiná, Caldas, Colombia.

Pulpa de café: Proveniente del despulpado sin agua de frutos de café Variedad Colombia, en el beneficiadero experimental de Cenicafe, La granja, Chinchiná, Caldas, Colombia.

Borra de Café: subproducto generado en el proceso de elaboración del café soluble y proveniente de la Fábrica de café Liofilizado, ubicada en Chinchiná, Caldas, Colombia.

Biomasa de sistemas acuáticos de tratamiento: proveniente del postratamiento de las aguas mieles del café y pertenecientes a las especies *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Typha angustifolia* y *Salvinia auriculata*.

Para el proceso de producción de abono orgánico sólo se utilizó la biomasa proveniente de los sistemas acuáticos de tratamiento.

7.3.3.2. Material biológico: Para el cultivo de los hongos comestibles, se utilizaron las cepas de *Pleurotus pulmonarius* (Fr.) Quél. (P184) (donada por el investigador mejicano Porfirio Martínez), y *Pleurotus sajor-caju* (Fr.) Sing. (P161) (donada por el profesor emérito de la Universidad de Hong Kong Dr. S.T. Chang), y para el cultivo de los hongos medicinales se utilizaron 2 cepas del hongo medicinal *Lentinula edodes* (Berk.) Pegler codificadas como L4055 y L54 (donada la primera por el Dr. Porfirio Martínez y la segunda por el Dr. S.T. Chang).

Para la producción de abono orgánico se utilizó la lombriz roja (*Eisenia foetida* Savigny). Proveniente de los lombricultivos a base de pulpa de café instalados en Cenicafé, La granja.

7.3.4. Métodos.

7.3.4.1. Aprovechamiento de la biomasa de sistemas acuáticos en la producción de hongos comestibles y medicinales.

7.3.4.1.1. Cultivo de hongos del género *Pleurotus* spp.

Se evaluaron 6 tratamientos para el cultivo de las cepas de *Pleurotus*, 2 tipos de material biológico (*Pleurotus sajor caju* y *Pleurotus pulmonarius*) y 3 tipos de sustratos (suplementado con *E. crassipes* y *P. stratiotes* y fermentación anaerobia, suplementado con *E. crassipes* y *P. stratiotes* y tratamiento térmico, suplementado con las 4 especies de plantas acuáticas y fermentación anaerobia) y 25 unidades experimentales por tratamiento. Cada unidad experimental estuvo conformada por una bolsa de sustrato inoculado de 1 kg de peso. La descripción de los tratamientos es:

Tratamiento 1. *Pleurotus sajor caju* cultivado sobre un sustrato conteniendo, en materia seca, 40,5% de pulpa de café, 40,5% de aserrín de tallo de café, 8% de biomasa de *E. crassipes*, 8% de biomasa de *P. stratiotes* y 3% de carbonato de calcio, adecuado mediante fermentación anaerobia.

Tratamiento 2. *Pleurotus pulmonarius* cultivado sobre un sustrato conteniendo, en materia seca, 40,5% de pulpa de café, 40,5% de aserrín de tallo de café, 8% de biomasa de *E. crassipes*, 8% de biomasa de *P. stratiotes* y 3% de carbonato de calcio, adecuado mediante fermentación anaerobia.

Tratamiento 3. *Pleurotus sajor caju* cultivado sobre un sustrato conteniendo, en materia seca, 40,5% de pulpa de café, 40,5% de aserrín de tallo de café, 8% de biomasa de *E. crassipes*, 8% de biomasa de *P. stratiotes* y 3% de carbonato de calcio, adecuado mediante tratamiento térmico.

Tratamiento 4. *Pleurotus pulmonarius* cultivado sobre un sustrato conteniendo, en materia seca, 40,5% de pulpa de café, 40,5% de aserrín de tallo de café, 8% de biomasa de *E. crassipes*, 8% de biomasa de *P. stratiotes* y 3% de carbonato de calcio, adecuado mediante tratamiento térmico.

Tratamiento 5. *Pleurotus sajor caju* cultivado sobre un sustrato conteniendo, en materia seca, 40,5% de pulpa de café, 40,5% de aserrín de tallo de café, 16% de biomasa de plantas acuáticas (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*) y 3% de carbonato de calcio, adecuado mediante fermentación anaerobia.

Tratamiento 6. *Pleurotus pulmonarius* cultivado sobre un sustrato conteniendo, en materia seca, 40,5% de pulpa de café, 40,5% de aserrín de tallo de café, 16% de biomasa de plantas

acuáticas (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*) y 3% de carbonato de calcio, adecuado mediante fermentación anaerobia.

De igual manera se montaron 4 testigos, 2 de ellos conteniendo aserrín de tallo y pulpa de café como sustrato y sembrados con *P. sajor caju* (Testigo 1) y con *P. pulmonarius* (Testigo 2) y los otros 2 conteniendo únicamente plantas acuáticas y sembrados con *P. sajor caju* (Testigo 3) y con *P. pulmonarius* (Testigo 4), con 8 unidades experimentales por cada tratamiento testigo.

7.3.4.1.2. Cultivo del hongo *Lentinula edodes*.

En el cultivo de *Lentinula edodes*, se evaluaron 4 tratamientos, equivalente a los 2 tipos de material biológico (*Lentinula edodes* L54 y *Lentinula edodes* L4055) y 2 tipos de sustrato (sin utilizar biomasa de plantas acuáticas y utilizando las plantas acuáticas como suplemento), cada tratamiento con 50 unidades experimentales. Cada unidad experimental estuvo conformada por una bolsa de sustrato inoculado de 1 kg de peso. La descripción de los tratamientos es:

Tratamiento 1. *Lentinula edodes* L54 cultivado sobre un sustrato conteniendo, en materia seca, 40% de aserrín de tallo de café, 44% de borra de café, 13% de salvado de trigo, 1% de azúcar, 1% de yeso, 1% de carbonato de calcio, adecuado mediante tratamiento térmico.

Tratamiento 2. *Lentinula edodes* L4055 cultivado sobre un sustrato conteniendo, en materia seca, 40% de aserrín de tallo de café, 44% de borra de café, 13% de salvado de trigo, 1% de azúcar, 1% de yeso, 1% de carbonato de calcio, adecuado mediante tratamiento térmico.

Tratamiento 3. *Lentinula edodes* L54 cultivado sobre un sustrato conteniendo, en materia seca, 37% de aserrín de tallo de café, 37% de borra de café, 6% de salvado de trigo, 18% de biomasa de plantas acuáticas (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*), 1% de yeso, 1% de carbonato de calcio, adecuado mediante tratamiento térmico.

Tratamiento 4. *Lentinula edodes* L4055 cultivado sobre un sustrato conteniendo, en materia seca, 37% de aserrín de tallo de café, 37% de borra de café, 6% de salvado de trigo, 18% de biomasa de plantas acuáticas (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*), 1% de yeso, 1% de carbonato de calcio, adecuado mediante tratamiento térmico.

7.3.4.1.3. Metodología para el cultivo de los hongos comestibles y medicinales.

La metodología utilizada en el cultivo de los hongos se describe a continuación.

Preparación de la semilla primaria: A partir de las cepas conservadas en tubos de ensayo se multiplicó el micelio en botellas planas conteniendo como medio de cultivo agar extracto de malta (Figura 7.2-1) y posteriormente se multiplicó el micelio en granos de trigo (Figura 7.2-2), siguiendo la metodología descrita por Rodríguez y Col. (2006) en el Protocolo “Producción de semilla comercial de hongos comestibles y medicinales”.

Preparación de la semilla para siembra: Esta se realizó en bolsas de polipropileno a las cuales se les adicionó 1,5 Kg de trigo hidratado al 45% de humedad y se esterilizó con efecto Tyndall y se sembraron con la semilla cepa madre (Figuras 7.2-3, 7.2-4) y siguiendo la metodología descrita por Rodríguez y Col. (2006).



Figura 7.2. Producción de semilla de hongos comestibles y medicinales. 1. Aspecto del cepario y multiplicación de la fase micelial de los hongos utilizando botellas planas. 2. Producción de la semilla primaria utilizando grano de trigo. 3. Aspecto de la semilla primaria completamente colonizada por el micelio de los hongos. 4. Semilla de siembra en la etapa de incubación.

Preparación de los sustratos: En la preparación de los sustratos se realizaron los siguientes pasos:

- ✓ Caracterización de las materias primas. Se analizaron los contenidos de humedad, cenizas y N en los materiales que conformaron las distintas formulaciones de sustrato tanto para el cultivo de *Pleurotus* como de *Lentinula*. Para ello se utilizaron los métodos reportados por Carrillo y Col. (1994).
- ✓ Para la determinación de la relación C/N, se calculó la materia orgánica como (100-% cenizas) y se determinó el contenido de C multiplicando la materia orgánica por el factor 0,58 (Sánchez y Royse, 2001).
- ✓ Determinación del peso de sustrato necesario. Se calculó teniendo en cuenta la formulación de sustrato, el número de unidades experimentales a evaluar y su peso.

- ✓ Cálculo de las materias primas necesarias. Se determinó con los resultados de la caracterización del material, su participación en la formulación y el peso necesario de sustrato.
- ✓ Mezclado de los materiales. Para obtener un sustrato homogéneo (Figuras 7.3-1, 7.3-2, 7.3-3). Para ello se siguió la metodología descrita por Rodríguez y Col. (2006) en el Protocolo “Preparación de sustratos para hongos comestibles y medicinales”.



Figura 7.3. Adecuación de los sustratos para el cultivo de los hongos. 1. Mezcla de las materias primas. 2. Aspecto del sustrato utilizado. 3. Embolsado del sustrato. 4. Adecuación del sustrato por tratamiento térmico. 5. Adecuación del sustrato por anaerobiosis. 6. Inoculación de los sustratos con la semilla de siembra de los hongos.

Adecuación y siembra de los sustratos: Se llenaron bolsas de polipropileno con 1 kg de sustrato y se esterilizaron con vapor durante 6 horas (Figura 7.3-4) a una temperatura de 94°C (Tratamiento térmico) o se sumergió la mezcla en agua durante 10 días (fermentación anaerobia) (Figura 7.3-5) y luego se inocularon con la semilla de los hongos a una tasa del 2,5% en peso (Figura 7.3-6), siguiendo la metodología descrita por Rodríguez y Col. (2006) en el Protocolo “Esterilización y siembra de hongos comestibles y medicinales”.

Incubación: La incubación del sustrato inoculado se realizó en un cuarto seco (Figuras 7.4-1, 7.4-2). Las estanterías se rociaron con carbonato de calcio para controlar hongos presentes en el ambiente y la presencia de insectos. Para ello se siguió la metodología descrita por Rodríguez y Col. (2006) en el Protocolo “Incubación de hongos comestibles y medicinales”.

Fructificación y cosecha: La fructificación se realizó en un cuarto construido en guadua y esterilla (Figuras 7.4-3, 7.4-4). Para ello se siguió la metodología descrita por Rodríguez y Col. (2006) en el Protocolo “Fructificación de hongos comestibles y medicinales”.



Figura 7.4. Condiciones del cultivo de los hongos. 1. Bloques de sustrato con *L. edodes* durante la etapa de incubación. 2. Aspecto de las bloques con *Pleurotus* spp al final de la etapa de incubación. 3. Bloques de sustrato en el cuarto de fructificación. 4. Aspecto de la fructificación de los hongos.

7.3.4.1.4. Análisis de la información.

Por cada unidad experimental y tratamiento, se registró la siguiente información:

1. Desde el momento de la siembra hasta la cosecha se llevaron registros diarios de temperatura y humedad relativa en los sitios de incubación y fructificación.
2. Tiempo que transcurrió entre el día de la inoculación y el día en que aparecieron los primeros carpóforos (precocidad).
3. Peso fresco de los hongos cosechados y el peso seco del sustrato.
4. Número de bolsas no productivas y el número total de bolsas inoculadas.

Como variables de respuesta se tuvieron las asociadas al rendimiento (definido como el peso fresco del hongo sobre el peso seco del sustrato, de todas las bolsas sembradas), eficiencia biológica (definida como el peso fresco del hongo sobre el peso seco del sustrato de las bolsas productivas). Como variable complementaria se tuvo la proporción de bolsas productivas por tratamiento.

Con las variables respuesta se realizó el siguiente análisis: Promedios y variación por tratamiento, análisis de varianza de una vía, prueba de comparación de promedios de Tukey al 5%, cuando el análisis de varianza mostró efecto de tratamientos.

7.3.4.2. Aprovechamiento de la biomasa de sistemas acuáticos en la producción de abono orgánico mediante la lombricultura.

Se evaluó el proceso de lombricompostaje para la producción de abono orgánico a partir de biomasa sola y mezclada de las diferentes especies acuáticas evaluadas (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*).

De cada una de las plantas acuáticas se utilizaron 2,5 kg de biomasa fresca ó 0,25 kg de biomasa seca, a la cual se le acondicionó el tamaño de partícula, cuando fue necesario, a un valor ≤ 2 cm y se utilizó como sustrato de la lombriz roja (*Eisenia foetida*) (Figura 7.5). De igual manera, se conformaron mezclas utilizando proporciones iguales de plantas acuáticas y con pesos finales de 2,5 kg frescos ó 0,25 kg de biomasa seca.

Los lombricultivos se montaron en canastillas plásticas que presentaron un área superficial de 0,1365 m², utilizando 1 kg de lombriz comercial (aproximadamente 250 gramos de lombriz pura y 750 g de material descompuesto), sobre la cual se colocó una malla mosquitera y encima de ella el sustrato a descomponer. Se obtuvo una densidad de lombriz roja cercana a 2 kg/m². Cuando se observó que las lombrices pasaron al sustrato en evaluación se retiró el material orgánico en que venían con el fin de que no interfiriera en la evaluación del lombricompostado final. El manejo del lombricultivo se realizó siguiendo lo reportado por Dávila y Ramírez (1996).

Cuando el sustrato en evaluación tuvo apariencia de tierra se consideró finalizado el proceso de transformación (Dávila y Ramírez, 1996).

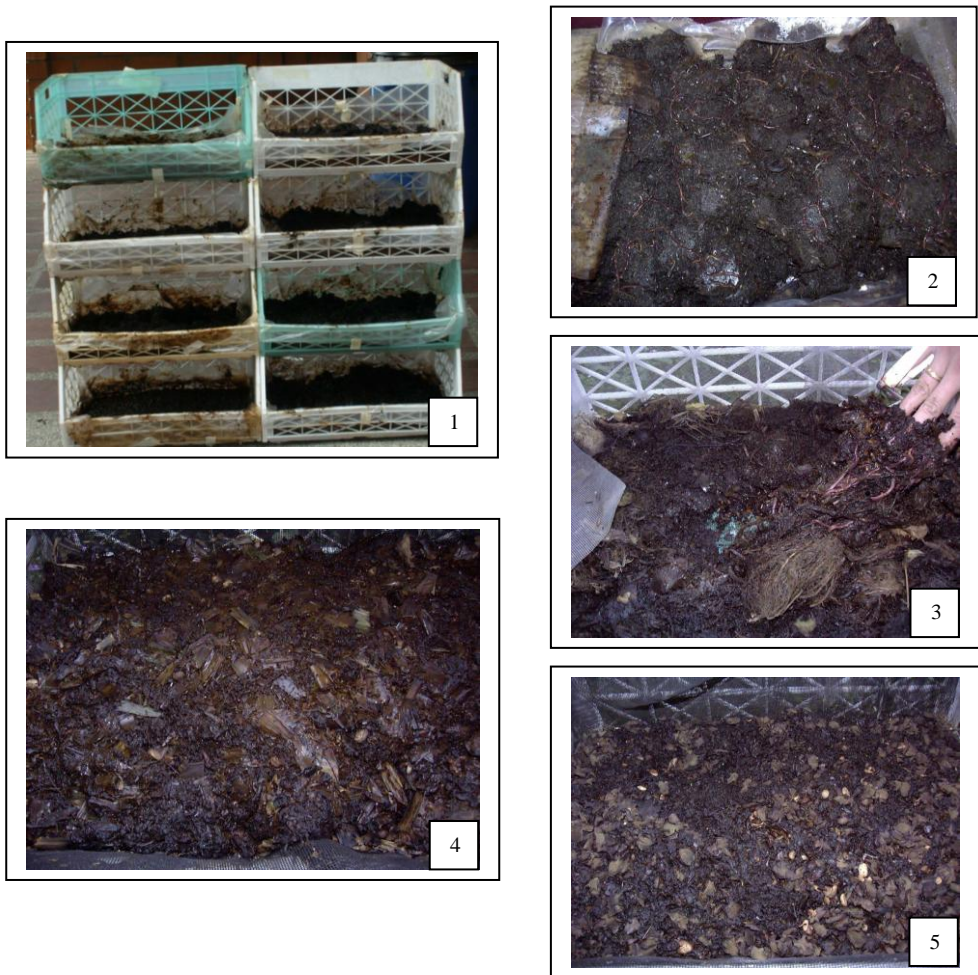


Figura 7.5. Lombricompostaje utilizando biomasa de sistemas acuáticos de tratamiento. 1. Canastillas utilizadas en el proceso de lombricompostaje. 2. Con *E. crassipes*. 3. Con *P. stratiotes*. 4. Con *T. angustifolia*. 5. Con *S. auriculata*.

7.3.4.2.1. Análisis de la información.

Para las muestras evaluadas, se registró la siguiente información:

1. Desde el inicio hasta el final del proceso se llevaron registros diarios de temperatura y humedad relativa del sitio.
2. Tiempo que transcurrió entre el día de la siembra de la lombriz y el final del proceso (tiempo de proceso).
3. Materia seca inicial y materia seca final, para evaluar el rendimiento del proceso, mediante la expresión:

$$\text{Rendimiento} = \left(\frac{MS_f}{MS_i} \right) * 100 \triangleright (\text{Ec. 7.1})$$

Donde: MS_i : materia seca inicial en gramos; MS_f : materia seca final en gramos.

4. Incremento de la biomasa de lombrices.
5. Contenido de minerales en la biomasa inicial y en el material descompuesto, siguiendo los métodos reportados por Carrillo y Col. (1994).

7.4. Resultados y Discusión.

7.4.1. Cultivo de hongos comestibles del género *Pleurotus* spp.

7.4.1.1. Etapa de adecuación de sustratos e inoculación.

En la Tabla 7.1 se condensan los resultados de la relación C/N, % de humedad, % de participación y cantidades utilizadas de las materias primas en la conformación del sustrato de los tratamientos 1 a 4, cuando se utilizó biomasa seca de *E. crassipes* y *P. stratiotes* como suplemento del sustrato para el cultivo de *Pleurotus* spp.

Relación C/N de las materias primas.				
Materia prima	N (%)	Cenizas (%)	C (%)	C/N
Pulpa café	1,71	8,33	53,17	31
Aserrín tallo café	0,69	3,08	56,21	81
<i>Eichhornia crassipes</i>	2,51	25,46	43,23	17
<i>Pistia stratiotes</i>	2,60	36,56	36,80	14
Peso de las materias primas (Tratamientos 1 a 4)				
Materia prima	Peso fresco (Kg)	Humedad (%)	Peso seco (Kg)	% peso seco del sustrato
Pulpa café	26,00	78,70	5,54	40,45
Aserrín tallo café	6,50	14,75	5,54	40,48
<i>Eichhornia crassipes</i>	1,35	18,10	1,11	8,08
<i>Pistia stratiotes</i>	1,35	17,50	1,11	8,14
Carbonato de calcio	0,40	1,98	0,39	2,86

Tabla 7.1. Características del sustrato utilizado para el cultivo de *Pleurotus* spp. (Tratamientos 1 a 4).

La biomasa de *E. crassipes* y *P. stratiotes* representaron el 8,08 y 8,14% del peso seco del sustrato, el cual presentó una relación C/N de 37.

En la Tabla 7.2 se presentan las condiciones de adecuación de los sustratos, tanto para el tratamiento térmico como para la fermentación anaeróbica, para los tratamientos 1 a 4 y el contenido de humedad y pH de los sustratos en el momento de la siembra.

Parámetro	Fermentación anaerobia (Tratamientos 1 y 2)	Tratamiento Térmico (Tratamientos 3 y 4)
Agua utilizada en la adecuación del sustrato.	165 litros	18 litros
Tiempo de adecuación del sustrato.	11 días	6 horas
Temperatura del proceso de adecuación.	Ambiente	94°C
Peso de la unidad experimental.	1 kg	1 kg
Unidades experimentales/Tratamiento.	25	25
pH del sustrato de siembra.	5,10	6,17
Humedad del sustrato de siembra	77,10%	72,90%

Tabla 7.2. Condiciones de adecuación de los sustratos para el cultivo de *Pleurotus* spp. (Tratamientos 1 a 4).

De los resultados condensados en la tabla se puede apreciar, que los sustratos adecuados mediante fermentación anaeróbica presentaron un valor de pH, al momento de la siembra, menores a los exhibidos por los sustratos sometidos a tratamiento térmico (5,10 y 6,17 respectivamente) y un valor de humedad mayor (77,10 y 72,90%, respectivamente).

En la Tabla 7.3 se condensan los resultados de la relación C/N, % de humedad, % de participación y cantidades utilizadas de las materias primas en la conformación del sustrato de los tratamientos 5 y 6, cuando se utilizó biomasa seca de *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* como suplemento del sustrato para el cultivo de *Pleurotus* spp.

Relación C/N de las materias primas.				
Materia prima	N (%)	Cenizas (%)	C (%)	C/N
Pulpa café	1,71	8,33	53,17	31,09
Aserrín tallo café	0,69	3,08	56,21	81,47
<i>Eichhornia crassipes</i>	2,55	34,61	37,93	15
<i>Pistia stratiotes</i>	2,91	38,26	35,81	12
<i>Typha angustifolia</i>	1,60	14,15	49,79	31
<i>Salvinia auriculata</i>	3,04	22,26	45,09	15
Peso de las materias primas (Tratamientos 5 y 6)				
Materia prima	Peso fresco (Kg)	Humedad (%)	Peso seco (Kg)	% peso seco del sustrato
Pulpa café	28,40	79,20	5,91	40,77
Aserrín tallo café	7,00	16,55	5,84	40,31
<i>Eichhornia crassipes</i>	0,49	17,70	0,40	2,78
<i>Pistia stratiotes</i>	0,50	18,14	0,41	2,82
<i>Typha angustifolia</i>	1,40	17,63	1,15	7,96
<i>Salvinia auriculata</i>	0,41	17,92	0,34	2,32
Carbonato de calcio	0,45	1,97	0,44	3,04

Tabla 7.3. Características del sustrato utilizado para el cultivo de *Pleurotus* spp. (Tratamientos 5 y 6).

La biomasa de las especies flotantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*) representaron el 7,92% y la biomasa de la especie emergente el 7,96% del peso seco del sustrato, el cual presentó una relación C/N de 39.

La inclusión de *T. angustifolia* y *S. auriculata* no modificaron significativamente la relación C/N del sustrato, pasando de 37 a 39.

Sánchez y Royse (2001) reportan que no existen estudios que definan los requerimientos mínimos para el crecimiento en medio sólido y la fructificación de las especies de *Pleurotus* y que los conocimientos que se tienen sobre este aspecto derivan de estudios en medio líquido, que podrían utilizarse como referencia. Para el caso de la relación C/N, Manu-Tawiah y Martin (1988), citados por Sánchez y Royse (2001) determinaron que la relación óptima para el crecimiento en medio líquido de *P. ostreatus* era 40. Por su parte, Hong (1978), citado por los mismos autores reporta que para obtener un buen rendimiento y precocidad, la relación óptima C/N debía ser de 30,46.

En la Tabla 7.4 se presentan las condiciones de adecuación del sustrato para los tratamientos 5 y 6 y su contenido de humedad y pH al momento de la siembra.

Parámetro	Valor
Agua utilizada en la adecuación del sustrato.	180 litros
Tiempo de adecuación del sustrato.	9 días
Temperatura del proceso de adecuación.	Ambiente
Peso de la unidad experimental.	1 kg
Unidades experimentales/Tratamiento.	25
pH del sustrato de siembra.	5,30
Humedad del sustrato de siembra	78,30%

Tabla 7.4. Condiciones de adecuación de los sustratos para el cultivo de *Pleurotus* spp. (Tratamientos 5 y 6).

Los valores de humedad y pH del sustrato de siembra (5,30 y 78,30%), encontrados para el sustrato suplementado con las 4 especies de plantas acuáticas fue muy similar al presentado por el sustrato, adecuado por fermentación anaerobia, cuando se suplementó con las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes* (pH de 5,10 y humedad de 77,10%).

En la Tabla 7.5 se condensan los resultados del % de humedad, % de participación y cantidades utilizadas de las materias primas en la conformación de los testigos.

Testigos 1 y 2 (pulpa y aserrín de tallo de café)(C/N = 46)				
Materia prima	Peso fresco (Kg)	Humedad (%)	Peso seco (Kg)	% peso seco del sustrato
Pulpa café	13,83	80,11	2,75	48,5
Aserrín tallo café	3,25	15,39	2,75	48,5
Carbonato de calcio	0,18	1,94	0,17	3,0
Testigos 3 y 4 (biomasa de plantas acuáticas) (C/N = 20)				
Materia prima	Peso fresco (Kg)	Humedad (%)	Peso seco (Kg)	% peso seco del sustrato
<i>Typha angustifolia</i>	1,65	17,51	1,36	48,78
<i>Eichhornia crassipes</i>	0,96	17,87	0,79	28,26
<i>Pistia stratiotes</i>	0,47	18,24	0,38	13,77
<i>Salvinia auriculata</i>	0,24	17,63	0,20	7,09
Carbonato de calcio	0,06	2,01	0,06	2,11

Tabla 7.5. Características del sustrato utilizado para el cultivo de *Pleurotus* spp. (Testigos).

Los testigos 1 y 2, subproductos del café, estuvieron conformados por aserrín del tallo y pulpa de café, en relación 1:1 en peso seco y presentaron una relación C/N de 46 y los testigos 3 y 4, biomasa de plantas acuáticas, estuvieron conformados por una relación 1:1, en peso seco, entre la biomasa de la especie emergente (*T. angustifolia*) y la biomasa de las plantas flotantes (mezcla de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*) y presentaron una relación C/N de 20.

En la Tabla 7.6 se presentan las condiciones de adecuación del sustrato para los tratamientos testigo y su contenido de humedad y pH al momento de la siembra.

Parámetro	Testigos 1 y 2	Testigos 3 y 4
Agua utilizada en la adecuación del sustrato.	70 litros	50 litros
Tiempo de adecuación del sustrato.	10 días	7 días.
Temperatura del proceso de adecuación.	Ambiente	Ambiente
Peso de la unidad experimental.	1 kg	1 kg
Unidades experimentales/Tratamiento.	8	8
pH del sustrato de siembra.	4,85	5,62
Humedad del sustrato de siembra	75,90%	86,20%

Tabla 7.6. Condiciones de adecuación de los sustratos para el cultivo de *Pleurotus* spp. (Tratamientos Testigo).

El sustrato elaborado con biomasa de plantas acuáticas mostró un valor de pH y un contenido de humedad mayor que el sustrato elaborado a partir de subproductos del café, valores de 5,62 vs 4,85 para el pH y de 86,20 vs 75,90% para la humedad.

Miles y Chang (1999), reportan que un contenido de humedad del sustrato, para el cultivo de los hongos, en torno al 50 - 75% generalmente permite el crecimiento máximo del micelio

Sánchez y Royse (2001) reportan que contenidos de humedad en el sustrato inferiores al 50% no son propicias para el cultivo de *Pleurotus* spp y que humedades superiores al 80% tendrán un efecto negativo en el crecimiento del hongo. De igual manera reportan que el contenido óptimo de humedad depende no sólo de la especie de hongo que se cultiva, sino también del tipo de sustrato utilizado, ya que cada sustrato tiene una capacidad de retención de agua diferente y esto hace que la humedad óptima para el crecimiento sea diferente.

7.4.1.2. Etapa de Incubación.

En la Tabla 7.7 se presentan las condiciones climáticas bajo las cuales se desarrolló la etapa de incubación de los diferentes tratamientos evaluados en el cultivo de *Pleurotus* spp, presentando los valores medios, mínimos y máximos y la desviación estándar de las variables climáticas que se midieron en el área de incubación.

Variable exógena	Tratamientos	Promedio	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Temperatura máxima (°C)	1 y 2 ⁽¹⁰⁾	26,00	1,05	24,00	27,00
	3 y 4 ⁽¹⁶⁾	25,56	1,21	23,00	27,00
	5 y 6 ⁽¹⁰⁾	26,00	1,49	24,00	28,00
	Testigos ⁽¹⁶⁾	25,25	1,29	24,00	29,00
Temperatura mínima (°C)	1 y 2 ⁽¹⁰⁾	19,80	0,79	19,00	21,00
	3 y 4 ⁽¹⁶⁾	19,81	0,91	18,00	21,00
	5 y 6 ⁽¹⁰⁾	20,10	1,10	18,00	21,00
	Testigos ⁽¹⁶⁾	20,13	1,36	18,00	23,00
Temperatura media (°C)	1 y 2 ⁽¹⁰⁾	23,70	0,95	22,00	25,00
	3 y 4 ⁽¹⁶⁾	23,31	1,01	22,00	25,00
	5 y 6 ⁽¹⁰⁾	24,40	1,71	22,00	27,00
	Testigos ⁽¹⁶⁾	23,50	2,16	20,00	29,00
Humedad Relativa máxima (%)	1 y 2 ⁽¹⁰⁾	82,10	5,36	75,00	90,00
	3 y 4 ⁽¹⁶⁾	83,19	5,99	75,00	98,00
	5 y 6 ⁽¹⁰⁾	83,20	6,27	75,00	96,00
	Testigos ⁽¹⁶⁾	71,25	7,56	58,00	89,00
Humedad Relativa mínima (%)	1 y 2 ⁽¹⁰⁾	55,20	7,07	46,00	66,00
	3 y 4 ⁽¹⁶⁾	57,06	8,03	42,00	66,00
	5 y 6 ⁽¹⁰⁾	57,70	7,38	46,00	66,00
	Testigos ⁽¹⁶⁾	48,50	7,04	33,00	59,00
Humedad Relativa media (%)	1 y 2 ⁽¹⁰⁾	70,80	7,10	59,00	84,00
	3 y 4 ⁽¹⁶⁾	72,25	7,20	59,00	84,00
	5 y 6 ⁽¹⁰⁾	68,20	6,18	58,00	79,00
	Testigos ⁽¹⁶⁾	58,75	10,77	41,00	79,00

* Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 7.7. Condiciones de Incubación de los tratamientos con *Pleurotus* spp.

7.4.1.2.1. Tiempo de incubación.

El tiempo de incubación se refiere al tiempo que tarda el micelio de los hongos en colonizar completamente el sustrato de cultivo.

Para los tratamientos 1 y 2, suplementados con la biomasa de *E. crassipes* y *P. stratiotes* y cuyo sustrato se adecuó mediante fermentación anaeróbica, el tiempo de incubación fue de 13 días, mientras que para los tratamientos 3 y 4, suplementados con la biomasa de *E. crassipes* y *P. stratiotes* y cuyo sustrato se adecuó mediante tratamiento térmico, fue de 24 días.

En este caso, la fermentación anaerobia de los sustratos tuvo un efecto positivo en la disminución del tiempo de incubación respecto al tratamiento térmico, permitiendo que el micelio de *Pleurotus* spp colonizara el sustrato en la mitad del tiempo que tardó cuando éste se adecuó mediante tratamiento térmico.

Para los tratamientos 5 y 6, suplementados con la biomasa de *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* y cuyo sustrato se adecuó mediante fermentación anaeróbica, el tiempo de incubación fue de 14 días.

Los testigos 1 y 2, conformados por pulpa y aserrín de tallo de café, presentaron un tiempo de incubación de 16 días y fue inferior al presentado en los testigos 3 y 4, biomasa de plantas acuáticas, que fue de 22 días.

7.4.1.3. Etapa de Fructificación.

En la Tabla 7.8 se presentan las condiciones climáticas bajo las cuales se desarrolló la etapa de fructificación de los diferentes tratamientos evaluados en el cultivo de *Pleurotus* spp, presentando los valores medios, mínimos y máximos y la desviación estándar de las variables climáticas que se midieron en el área de fructificación.

Variable exógena	Tratamientos	Promedio	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Temperatura máxima (°C)	1 y 2 ⁽³¹⁾	26,10	1,45	24,00	29,00
	3 y 4 ⁽¹⁷⁾	26,12	1,41	24,00	28,00
	5 y 6 ⁽³²⁾	28,44	1,81	24,00	31,00
	Testigos ⁽²⁸⁾	24,79	1,20	22,00	27,00
Temperatura mínima (°C)	1 y 2 ⁽³¹⁾	17,94	1,39	16,00	22,00
	3 y 4 ⁽¹⁷⁾	18,41	1,54	17,00	22,00
	5 y 6 ⁽³²⁾	17,84	1,46	12,00	20,00
	Testigos ⁽²⁸⁾	20,29	0,53	19,00	21,00
Temperatura media (°C)	1 y 2 ⁽³¹⁾	23,13	1,65	20,00	27,00
	3 y 4 ⁽¹⁷⁾	23,24	1,48	21,00	26,00
	5 y 6 ⁽³²⁾	23,50	2,18	18,00	28,00
	Testigos ⁽²⁸⁾	22,25	1,38	20,00	26,00
Humedad Relativa máxima (%)	1 y 2 ⁽³¹⁾	91,13	3,32	82,00	98,00
	3 y 4 ⁽¹⁷⁾	91,35	4,11	82,00	98,00
	5 y 6 ⁽³²⁾	84,97	10,03	59,00	98,00
	Testigos ⁽²⁸⁾	83,29	7,18	70,00	97,00
Humedad Relativa mínima (%)	1 y 2 ⁽³¹⁾	52,26	11,46	30,00	75,00
	3 y 4 ⁽¹⁷⁾	55,53	11,51	36,00	75,00
	5 y 6 ⁽³²⁾	38,47	9,70	22,00	66,00
	Testigos ⁽²⁸⁾	59,86	11,29	36,00	87,00
Humedad Relativa media (%)	1 y 2 ⁽³¹⁾	71,19	13,84	41,00	98,00
	3 y 4 ⁽¹⁷⁾	76,24	15,22	41,00	98,00
	5 y 6 ⁽³²⁾	60,13	12,23	37,00	84,00
	Testigos ⁽²⁸⁾	73,93	9,40	48,00	97,00

* Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 7.8. Condiciones de Fructificación de los tratamientos con *Pleurotus* spp.

7.4.1.3.1. Precocidad.

La precocidad se refiere al tiempo transcurrido entre la siembra de los sustratos y la aparición de los primeros primordios y mide, en cierto grado, la calidad de la cepa, del sustrato de cultivo y de las condiciones ambientales.

En la Tabla 7.9 se condensa el valor de la precocidad para los diferentes tratamientos en el cultivo de *Pleurotus* spp.

Tratamiento	Precocidad (días)	Cosecha (días)
1	15	41
2	23	34
3	33	23
4	37	34
5	19	46
6	27	46
Testigo 1	20	46
Testigo 2	24	46
Testigo 3	26	30
Testigo 4	40	42

Tabla 7.9. Valor de la precocidad y duración de la cosecha en los tratamientos con *Pleurotus* spp.

De los datos condensados en la Tabla 7.9, se pueden concluir varias cosas:

1. Todos los sustratos sembrados con *P. sajor caju* (Tratamientos 1, 3, 5, T1, T3) presentaron una mayor precocidad (menor tiempo para aparición de primordios) que los sustratos sembrados con *P. pulmonarius* (Tratamientos 2, 4, 6, T2, T4).
2. Los sustratos adecuados mediante fermentación anaeróbica y conteniendo biomasa de plantas acuáticas como suplemento (Tratamientos 1, 2, 5, 6) presentaron mayor precocidad que cuando se adecuaron por tratamiento térmico (Tratamientos 3 y 4).
3. Los tratamientos testigo que contenían subproductos del café presentaron una precocidad mayor que los que contenían biomasa de plantas acuáticas.

7.4.1.3.2. Tiempo de fructificación.

En la Tabla 7.9 se condensa el tiempo de duración de la cosecha para los diferentes tratamientos. Este tiempo estuvo referido a la permanente aparición de primordios en los bloques de cultivo y estuvo influenciado por el tipo de cepa, la formulación del sustrato y las condiciones ambientales dentro de la caseta de cultivo.

Los menores valores de duración de la cosecha fueron para el tratamiento 3 (23 días) y el testigo 3 (30 días), los demás tratamientos tuvieron una duración de la cosecha entre 34 y 46 días.

7.4.1.4. Análisis de la información.

En los diferentes tratamientos evaluados no se presentó contaminación en ninguna de las unidades experimentales y todas fueron productivas, por tal motivo no hubo necesidad de calcular la variable complementaria (proporción de bolsas productivas por tratamiento) y las variables respuesta (rendimiento medio y eficiencia biológica media) fueron iguales (todas las bolsas fueron productivas).

Por lo tanto, se calcularon los promedios de la variable rendimiento medio y su variación por tratamiento, se realizó un análisis de varianza de una vía, a un nivel de significancia del 5% y cuando se presentaron diferencias estadísticas, se utilizó la prueba de comparación de promedios de Tukey, al 5%.

7.4.1.4.1. Rendimientos (Peso de los hongos fresco/100 gramos de sustrato seco).

En la Tabla 7.10 se presentan los valores del rendimiento medio alcanzado, la desviación estándar, los valores mínimos y máximos y los intervalos de confianza para los tratamientos evaluados.

Tratamiento	Promedio	Desv. Estándar	Valor mínimo	Valor máximo	Intervalos de confianza	
					Inferior	Superior
1	91,06	20,08	63,10	123,49	82,77	99,35
2	71,87	21,56	42,50	122,50	62,97	80,77
3	57,20	28,21	11,03	115,50	45,56	68,85
4	59,96	18,82	29,04	97,38	52,19	67,73
5	103,85	32,98	72,12	214,93	90,24	117,47
6	128,55	40,70	87,28	243,18	111,75	145,34

Tabla 7.10. Promedio, Desviación Estándar, Valores Mínimos y Máximos e Intervalos de Confianza para la variable Rendimiento (Número de datos por tratamiento: 25).

De los valores condensados en la tabla se puede concluir:

1. Los rendimientos medios obtenidos en los sustratos suplementados con biomasa de *E. crassipes* y *P. stratiotes*, cuando el sustrato se adecuó por fermentación anaerobia (Tratamientos 1 y 2) fueron superiores a los alcanzados cuando los sustratos se adecuaron mediante tratamiento térmico (Tratamiento 3 y 4). Siendo posible que durante la fermentación anaerobia se permita, por disolución en el agua, la eliminación de algún componente del sustrato que, en pequeñas concentraciones, pueda limitar la producción de las cepas evaluadas o que durante el tratamiento térmico se permita la liberación de algún compuesto que limite el rendimiento del cultivo.

2. La inclusión de la biomasa de la planta emergente (*T. angustifolia*) formando parte del 50% del total de la biomasa utilizada como suplemento, tuvo un efecto positivo, permitiendo incrementar los rendimientos del cultivo. Para el caso de la cepa *P. sajor caju* se pasó de un rendimiento del 91,06% (sustrato suplementado con *E. crassipes* + *P. stratiotes*) a un rendimiento del 103,85 (sustrato suplementado con *T. angustifolia* + *E. crassipes* + *P.*

stratiotes + *S. auriculata*) y para la cepa de *P. pulmonarius* se pasó de un rendimiento del 71,87 a 128,55%.

3. El comportamiento de las cepas de *Pleurotus* en los diferentes sustratos mostró desempeños alternos. Así, con *P. sajor caju* se alcanzaron mejores rendimientos en sustratos suplementados con la biomasa de *E. crassipes* y *P. stratiotes* y adecuados mediante fermentación anaerobia y cuando los sustratos se suplementaron con biomasa de las plantas acuáticas estudiadas y fermentación anaerobia, se alcanzaron mayores rendimientos con *P. pulmonarius*. En sustratos suplementados con las 2 especies flotantes y tratamiento térmico el rendimiento alcanzado con las 2 cepas de *Pleurotus* fue muy cercano.

Murugesan y Col. (1994), reportan en el cultivo de *P. sajor caju* sobre biomasa de *E. crassipes*, adecuada mediante inmersión en agua caliente durante 30 minutos, una precocidad de 17 días y rendimientos de 15 kg de hongos frescos en 20 bolsas de sustrato (no referencian el peso del sustrato pero reportan que el tamaño de las bolsas fue de 30*60 cm). Atribuyen los buenos rendimientos a la baja relación C/N del sustrato, que fue de 24,3.

Rinker y Col. (2005), reportan un rendimiento de 1,1 toneladas de hongos frescos por cada toneladas de sustrato seco de *E. crassipes* (equivalente a un rendimiento del 110%)

7.4.1.4.2. Análisis de varianza.

El análisis de varianza mostró diferencias estadísticas entre los promedios de la variable rendimiento de los tratamientos evaluados. En la Tabla 7.11 se presentan los resultados de la comparación de promedios.

Tratamiento	Promedio
6	128,55A
5	103,85B
1	91,06BC
2	71,87CD
4	59,96D
3	57,20D

Tabla 7.11. Comparación de promedios en la variable rendimiento.

El mejor tratamiento fue aquel en el cual se suplementaron la pulpa y el aserrín del tallo de café con biomasa de plantas acuáticas en un 16%, del cual el 50% estuvo conformado por biomasa de *T. angustifolia* y el 50% restante con biomasa de las especies flotantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*), adecuado mediante fermentación anaerobia y sembrado con el hongo *P. pulmonarius*, el cual fue estadísticamente diferente, a un nivel del 5%, del mismo sustrato sembrado con el hongo *P. sajor caju*, que a su vez fue diferente estadísticamente, del sustrato suplementado con las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes*, adecuado por fermentación anaerobia y sembrado con *P. pulmonarius*, pero con el que no se presentó diferencia estadística cuando estuvo sembrado con la cepa de *P. sajor caju*.

Entre los tratamientos suplementados con las 2 especies flotantes y adecuados por fermentación anaerobia no se presentaron diferencias estadísticas, pero el que estuvo sembrado con la cepa de *P. sajor caju* fue estadísticamente diferente de los sustratos suplementados con las 2 especies flotantes y adecuados mediante tratamiento térmico, entre los que no se presentaron diferencias estadísticas.

En la Tabla 7.12 se presentan los valores del rendimiento medio alcanzado, la desviación estándar, los valores mínimos y máximos para los tratamientos testigos evaluados.

Tratamiento	Cepa	Promedio	Desv. Estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Testigo 1	<i>P. sajor caju</i>	61,88	12,50	44,36	78,13
Testigo 2	<i>P. pulmonarius</i>	69,39	7,06	59,83	79,92
Testigo 3	<i>P. sajor caju</i>	110,79	53,95	36,30	192,97
Testigo 4	<i>P. pulmonarius</i>	95,58	39,32	39,28	158,99

Tabla 7.12. Promedio, Desviación Estándar, Valores Mínimos y Máximos para la variable Rendimiento en los testigos (Número de datos por tratamiento: 8).

De los datos condensados en la Tabla se puede concluir:

1. La biomasa de las plantas acuáticas permite alcanzar, con las 2 cepas de hongos evaluadas, rendimientos en el cultivo mayores a los alcanzados con los subproductos del café.
2. La cepa de *P. sajor caju* mostró un mejor rendimiento en el sustrato conformado con biomasa de plantas acuáticas y *P. pulmonarius* en el sustrato con subproductos del café.

Al comparar los rendimientos alcanzados con los testigos y utilizando mezclas subproductos de café y biomasa de plantas acuáticas (50% especie emergente y 50% especies flotantes), ambos sustratos adecuados mediante anaerobiosis, se puede observar que los rendimientos fueron mayores para la cepa *P. pulmonarius* en la mezcla biomasa de plantas-subproductos del café (128,55%), seguido del cultivo en sólo biomasa de plantas (95,58%) y en sólo subproductos del café (69,39%). Para el caso de *P. sajor caju*, los rendimientos alcanzados en la mezcla biomasa de plantas- subproductos de café y sólo biomasa de plantas fueron cercanos (103,85 y 110,79%, respectivamente) y en subproductos del café del 61,88%.

De acuerdo con lo anterior y considerando que la producción de biomasa de plantas acuáticas en los Sistemas Acuáticos de Tratamiento es muy inferior a la que se tendría en las fincas cafeteras de pulpa y tallos de café (tal como se ilustró en la introducción de este capítulo), la mejor forma de aprovechamiento de la biomasa sería como suplemento de los sustratos tradicionales utilizados en la zona cafetera para el cultivo de hongos comestibles del género *Pleurotus* spp, dado que permitió incrementar significativamente los rendimientos medios de los cultivos, con unos valores iguales o superiores a los que se obtuvieron utilizando como sustrato únicamente la biomasa de las plantas.

Tanto con la biomasa de las plantas acuáticas sola como mezclada con los subproductos del café, se lograron obtener rendimientos medios en el cultivo de los hongos del género *Pleurotus* superiores al 50% aceptando la primera hipótesis de trabajo: “la biomasa generada en los sistemas de postratamiento es un sustrato apropiado para el cultivo de los hongos comestibles y medicinales, permitiendo obtener rendimientos medios superiores al 50%”.

En la Figura 7.6 se presentan aspectos de la etapa de fructificación, cosecha y postcosecha de las 2 especies de *Pleurotus* sobre los diferentes tratamientos evaluados.

7.4.2. Cultivo del hongo comestible y medicinal *Lentinula edodes*.

7.4.2.1. Etapa de adecuación de sustratos e inoculación.

En la Tabla 7.13 se condensan los resultados de la relación C/N, % de humedad, % de participación y cantidades utilizadas de las materias primas en la conformación de los sustratos evaluados en el cultivo de *Lentinula edodes*.

Sustrato sin suplemento con biomasa acuática (C/N = 42). Tratamientos 1 y 2.				
Materia prima	Peso fresco (kg)	Humedad del sustrato (%)	Peso seco (kg)	% peso seco del sustrato
Aserrín de tallo de café	18,50	13,05	16,09	39,85
Borra de café	19,50	8,54	17,83	44,18
Salvado de trigo	6,00	12,14	5,27	13,06
Yeso	0,40	1,95	0,39	0,97
Carbonato de calcio	0,40	2,02	0,39	0,97
Azúcar	0,40	2,15	0,39	0,97
Sustrato suplementado con biomasa de especies acuáticas (C/N = 39). Tratamientos 3 y 4.				
Materia prima	Peso fresco (Kg)	Humedad del sustrato (%)	Peso seco (Kg)	% peso seco del sustrato
Aserrín de tallo de café	17,5	13,05	15,22	37,79
Borra de café	16,5	8,54	15,12	37,55
Salvado de trigo	2,7	12,14	2,37	5,89
<i>Typha angustifolia</i>	3,9	15,13	3,31	8,22
<i>Eichhornia crassipes</i>	1,4	14,81	1,19	2,96
<i>Pistia stratiotes</i>	1,4	14,51	1,15	2,87
<i>Salvinia auriculata</i>	1,2	15,34	1,02	2,52
Yeso	0,5	1,95	0,44	1,10
Carbonato de calcio	0,5	2,02	0,44	1,10

Tabla 7.13. Características del sustrato utilizado para el cultivo de *L. edodes*.

Para los sustratos que no contenían biomasa de plantas acuáticas (tratamientos 1 y 2), se utilizó la formulación condensada en la tabla, la cual fue recomendada por el Profesor S.T. Chang y con la cual se han alcanzado buenos rendimientos en los estudios realizados en Cenicafé. Se prepararon 100 bolsas de 1 Kg, 50 de las cuales se inocularon con semilla comercial de L54 y las 50 restantes con semilla comercial de L4055. La humedad final del sustrato fue del 61,58%, el pH de 5,89 y la relación C/N de 42.

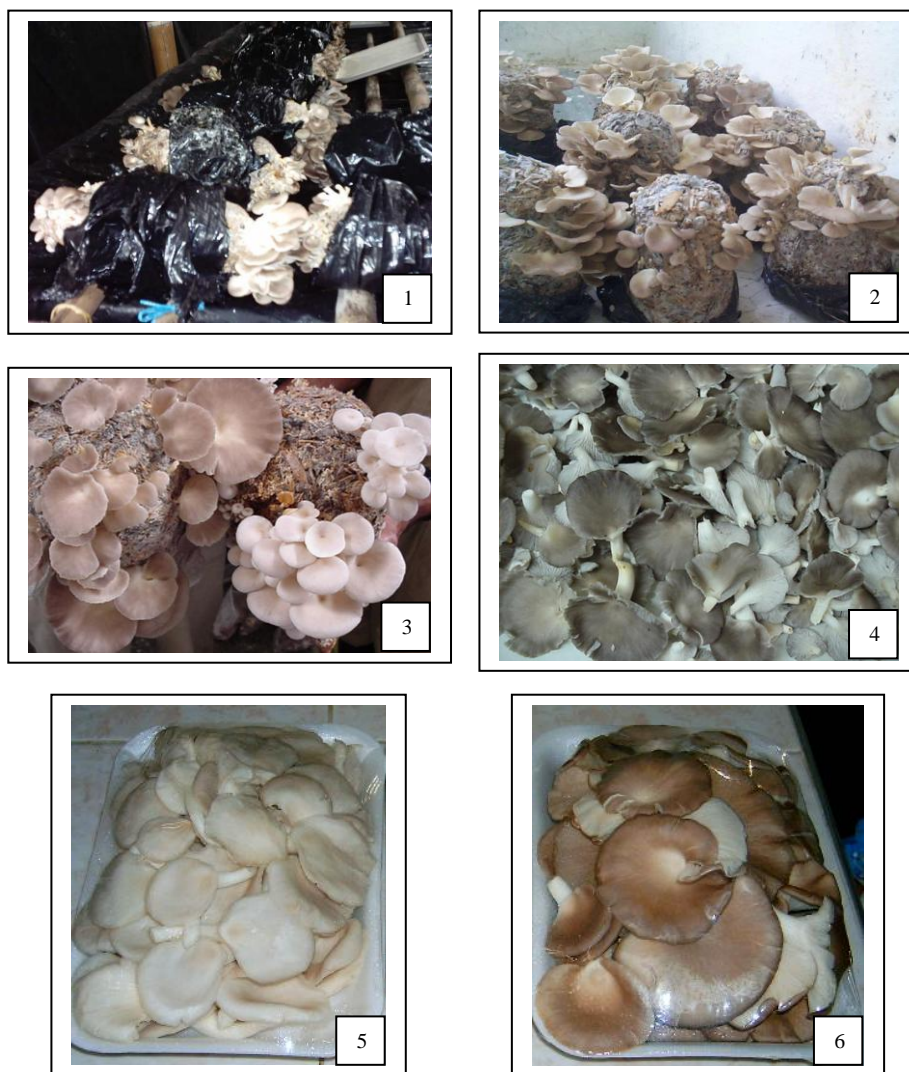


Figura 7.6. Producción de hongos comestibles. 1. Cultivo de *Pleurotus sajor caju* en sustrato con plantas acuáticas. 2. Cultivo de *Pleurotus sajor caju* en sustrato testigo (pulpa y aserrín de tallo). 3. Aspecto de *Pleurotus sajor caju* y *Pleurotus pulmonarius* en los sustratos de cultivo. 4. hongos recolectados. 5. Empaque de carpóforos de *Pleurotus pulmonarius*. 6. Empaque de carpóforos de *Pleurotus sajor caju*.

Para los sustratos suplementados con biomasa de plantas acuáticas, se utilizó, al igual que para el cultivo de *Pleurotus* spp, una suplementación del 16,57% (8,22% con biomasa de la planta emergente y 8,35% con biomasa de las plantas flotantes). Se prepararon 100 bolsas de 1 kg, 50 de las cuales se inocularon con semilla comercial de L54 y las 50 restantes con semilla comercial de L4055. La humedad final del sustrato fue del 64,72%, el pH de 5,08 y la relación C/N de 39.

Con la adición de la biomasa de las plantas acuáticas la relación C/N del sustrato bajó de 42 a 39, el pH bajó de 5,89 a 5,08 y la humedad varió de 61,58 a 64,72%.

La adecuación de los sustratos se realizó por esterilización al vapor a una temperatura de 94°C durante 6 horas.

7.4.2.2. Etapa de Incubación.

En la Tabla 7.14 se presentan las condiciones climáticas bajo las cuales se desarrolló la etapa de incubación de los diferentes tratamientos evaluados en el cultivo de *Lentinula edodes*, presentando los valores medios, mínimos y máximos y la desviación estándar de las variables climáticas que se midieron en el área de incubación.

Variable exógena	Promedio	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Incubación ⁽⁵²⁾				
Temperatura máxima (°C)	28,25	3,05	24,00	33,00
Temperatura mínima (°C)	19,60	1,39	16,00	22,00
Temperatura media (°C)	23,69	1,78	20,00	28,00
Humedad Relativa máxima (%)	85,42	7,32	70,00	95,00
Humedad Relativa mínima (%)	46,35	15,43	19,00	69,00
Humedad Relativa media (%)	72,44	9,37	54,00	91,00
Fructificación ⁽²⁶⁾				
Temperatura máxima (°C)	25,85	1,08	23,00	28,00
Temperatura mínima (°C)	20,85	1,22	18,00	25,00
Temperatura media (°C)	24,77	1,31	23,00	27,00
Humedad Relativa máxima (%)	83,04	4,80	72,00	89,00
Humedad Relativa mínima (%)	60,96	7,48	47,00	73,00
Humedad Relativa media (%)	70,81	7,84	49,00	82,00

^{*} Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 7.14. Condiciones de Incubación de los tratamientos con *L. edodes*.

Para todos los tratamientos, la etapa de incubación tuvo una duración de 25 días, la fase de formación del abrigo micelial tuvo una duración de 40 días y la fase de pardeamiento una duración de 15 días más.

Sin embargo sólo se logró obtener cuerpos reproductores maduros de uno de los bloques de los sustratos sin suplementar e inoculado con la cepa L54, que pesaron 95,4 gramos, para una

eficiencia biológica del 34,07% y una precocidad de 79 días, en los demás bloques de los demás tratamientos el proceso de fructificación se detuvo y con el tiempo los bloques de sustrato se empezaron a contaminar, por lo que fueron descartados.

Ensayos posteriores realizados para generar la información faltante y en investigación participativa con fungicultores de otras regiones de Colombia, utilizando otros sustratos, evidenciaron la pérdida de viabilidad de las cepas de *Lentinula edodes*, dado que siempre se logró avanzar en las etapas de incubación y formación de abrigo micelial pero no se lograron obtener cuerpos reproductores.

Sólo se logró concluir que la inclusión de la biomasa acuática, como suplemento, en los sustratos para el cultivo del hongo comestible y medicinal *Lentinula edodes* permitió ajustar la relación C/N a los valores necesarios para el cultivo (en torno a 40) (Rodríguez y Jaramillo, 2005) sin afectar las etapas de incubación y de formación del abrigo micelial y sin que se presentara contaminación en los sustratos de cultivo.

7.4.3. Producción de abono orgánico mediante la lombricultura.

En la Tabla 7.15 se presentan las condiciones climáticas bajo las cuales se desarrolló el proceso de lombricultura, presentando los valores medios, mínimos y máximos y la desviación estándar de las variables climáticas que se midieron en el área de proceso.

Variable exógena)	Promedio ⁽¹⁰⁵⁾	Desviación estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Temperatura máxima (°C)	27,50	2,45	23,00	34,00
Temperatura mínima (°C)	18,75	1,36	16,00	24,00
Temperatura media (°C)	24,53	2,68	19,00	32,00
Humedad Relativa máxima (%)	76,88	9,68	51,00	94,00
Humedad Relativa mínima (%)	41,28	8,09	27,00	63,00
Humedad Relativa media (%)	55,77	11,25	30,00	82,00

* Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 7.15. Condiciones climáticas del proceso de producción de abono orgánico.

7.4.3.1. Lombricompuestos a partir de la biomasa inicial de *E. crassipes*.

En la Tabla 7.16 se condensan los resultados de los ensayos realizados en la producción de abono orgánico mediante el proceso de lombricultura, utilizando biomasa de *E. crassipes* antes de ser usada en los sistemas acuáticos de tratamiento.

Con muestras de 250 gramos (humedad 13,8%), se obtuvo en 28 días un lombricompuesto con una humedad media de 62,5%, pH de 6,22 y rendimiento del 54,74%; con muestras de 500 gramos (humedad 24,4%), se obtuvo en 24 días un lombricompuesto con una humedad media del 68,5%, pH de 6,71 y rendimiento del 67,04% y con muestras de 7 kg (humedad 92,2%), se obtuvo en 58 días un lombricompuesto con una humedad media de 84,98%, pH de 8,38 y rendimiento del 61,12%.

Sustrato Inicial	Peso final (g)	pH final (un)	Humedad final (%)	Rendimiento (%) bs	Tiempo proceso. (Días)
250 g (H = 13,8%) ⁽⁴⁾	320,80	6,22	62,50	54,74	28
500 g (H = 24,4%) ⁽⁴⁾	810,28	6,71	68,50	67,04	24
7000 g (H = 92,2%) ⁽⁵⁾	2291,20	8,38	84,98	61,12	58
Promedio	-	7,10	71,99	60,97	-

* Los valores entre paréntesis se refieren al número de datos considerados en la determinación del promedio.

Tabla 7.16. Lombricompuestos obtenidos de biomasa de *E. crassipes* antes de ser utilizada en los sistemas acuáticos de tratamiento.

En promedio se obtuvo, con la biomasa inicial de *E. crassipes*, un lombricompuesto con un pH de 7,10, una humedad del 71,99% y un rendimiento del 60,97%.

Se realizó un análisis de minerales a una muestra compuesta de los lombricompuestos obtenidos y se comparó con los resultados obtenidos con una muestra de la biomasa inicial de *E. crassipes* y con el lombricompuesto obtenido a partir de pulpa de café. Los resultados de los análisis se condensan en la Tabla 7.17.

Elemento	<i>E. crassipes</i>		Pulpa de café
	Fresco	Lombricompuesto	Lombricompuesto
N (%)	1,94	2,48	3,72
P (%)	1,06	0,54	0,44
K (%)	10,65	2,97	9,64
Ca (%)	3,05	2,80	1,15
Mg (%)	1,15	0,66	0,21
Cenizas (%)	31,96	35,52	44,06
Fe (ppm)	2074	12179	3063
Mn (ppm)	678	532	163
Zn (ppm)	120	1443	149
Cu (ppm)	15	32	7
B (ppm)	24	27	74
C (%)	39,46	37,40	32,45
C/N	20,34	15,08	8,72

Tabla 7.17. Contenido de minerales en tejidos frescos de *E. crassipes*, en su lombricompuesto y en un lombricompuesto de pulpa de café.

Al comparar el contenido de minerales en la biomasa inicial y el lombricompuesto de *E. crassipes*, se puede apreciar un incremento en los contenidos de N, Cenizas, Fe, Zn, Cu y B y un decremento en los contenidos de P, K, Ca, Mg y Mn. Comparado con un lombricompuesto proveniente de pulpa de café, el lombricompuesto de *E. crassipes* presentó menores contenidos de N; K, Cenizas y B y contenidos mayores de P, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn y Cu.

7.4.3.2. Lombricompuestos a partir de biomasa seca proveniente de sistemas acuáticos de tratamiento.

En la Tabla 7.18 se presentan los resultados del proceso de lombricompostaje realizado a biomasa deshidratada de las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y a mezclas (por partes iguales) de estas especies.

Parámetro	Sustrato				
	<i>Eichhornia crassipes</i> (J)	<i>Pistia stratiotes</i> (P)	<i>Typha angustifolia</i> (T)	Mezcla J+P+T	Mezcla J+T
Peso inicial (g)	250,00	250,00	250,00	250,00	250,00
Humedad inicial (%)	10,40	9,60	10,40	10,20	10,40
Peso seco inicial (g)	224,00	226,00	224,00	224,50	224,00
Peso húmedo final (g)	460,60	295,20	679,70	415,40	636,40
Humedad final (%)	76,90	63,50	81,00	79,00	79,41
pH final (unidades)	8,52	9,43	8,56	8,44	8,15
Peso seco final (g)	106,40	107,75	129,14	87,23	131,03
Rendimiento (%bs)	47,50	47,68	57,65	38,86	58,50
Tiempo proceso (días)	55	55	55	55	55
Lombrices iniciales (g)	278,00	278,00	278,00	278,00	278,00
Lombrices finales (g)	242,50	195,20	321,10	267,60	269,30
Incremento lombrices (%)	-12,77	-29,78	15,50	-3,74	-3,13

Tabla 7.18. Lombricompuestos obtenidos de biomasa seca de diferentes plantas acuáticas y sus mezclas.

De los datos condensados en la Tabla, se puede apreciar que el tiempo en que se determinó visualmente que el material estuvo descompuesto fue el mismo para todas las muestras de biomasa evaluadas y fue de 55 días.

El pH de los lombricompuestos obtenidos varió entre 8,15 (proveniente de la mezcla 1:1 de *E. crassipes* y *T. angustifolia*) y 9,43 obtenido en el material proveniente de *P. stratiotes*. La humedad de los lombricompuestos obtenidos varió entre 63,50% (proveniente de *P. stratiotes*) y 81,00% (proveniente de *T. angustifolia*).

Los mayores rendimientos en el proceso de lombricompostaje se alcanzaron con la mezcla *E. crassipes* + *T. angustifolia* (58,50%), seguido de *T. angustifolia* (57,65%), de *P. stratiotes* (47,68%), de *E. crassipes* (47,50%) y de la mezcla *E. crassipes* + *P. stratiotes* + *T. angustifolia* (38,86%).

El incremento en la biomasa de lombrices sólo se presentó cuando el sustrato fue *T. angustifolia* y fue del 15,50%. La mortalidad de las lombrices se observó en los primeros días, mientras la biomasa de las plantas adquiría la humedad necesaria para que las lombrices la pudieran digerir, por lo que se observaron algunas lombrices afuera de la cama de cultivo. En general, los decrementos en la biomasa de lombrices fueron bajos.

Arango (2007) reporta rendimientos, en el proceso de lombricompostaje de *E. crassipes* proveniente de un sistema acuático de tratamiento de aguas residuales domésticas, de 54,79% y un incremento en la biomasa de lombrices del 16,06% en 77 días. Gajalakshmi y Col. (2001), reportan rendimientos en el proceso de vermicompostaje de *E. crassipes*, utilizando la lombriz *Eudrilus eugeniae*, del orden del 46,6%, con incremento en la biomasa de lombriz, a los 75 días, del orden del 51,4%.

En la Tabla 7.19 se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a los lombricultivos obtenidos de la biomasa seca de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *T. angustifolia*, al igual que el contenido de minerales en la biomasa inicial, la cual provenía de los sistemas acuáticos de tratamiento de los ensayos 1 y 2.

Elemento	<i>E. crassipes</i>		<i>P. stratiotes</i>		<i>T. angustifolia</i>	
	Fresco	Abono	Fresco	Abono	Fresco	Abono
N (%)	2,39	5,63	3,13	5,45	1,49	6,63
P (%)	1,21	1,40	1,01	0,74	0,35	0,86
K (%)	12,41	6,60	10,53	7,60	4,58	19,40
Ca (%)	2,44	3,87	3,04	3,47	1,89	9,27
Mg (%)	0,65	0,95	0,54	0,63	0,24	0,63
Cenizas (%)	31,24	11,63	36,15	31,83	13,51	9,43
Fe (ppm)	2050	1661	6006	1281	375	53
Mn (ppm)	369	605	768	545	553	1235
Zn (ppm)	374	1468	613	124	39	188
Cu (ppm)	10	62	21	16	5	84
B (ppm)	36	59	49	79	19	51
C (%)	39,88	51,25	37,03	39,54	50,16	52,53
C/N	16,69	9,10	11,83	7,25	33,67	7,92

Tabla 7.19. Contenido de minerales en lombricompostos obtenidos de biomasa seca de diferentes plantas acuáticas.

En el lombricomposto proveniente de biomasa seca de *E. crassipes*, se observó un incremento en los contenidos de N, P, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu y B y un decremento en los contenidos de K, Cenizas y Fe, respecto a la biomasa inicial. La relación C/N pasó de 16,69 en el material inicial a 9,10 en el lombricomposto.

En el lombricomposto proveniente de biomasa seca de *P. stratiotes*, se observó un incremento en los contenidos de N, Ca, Mg y B y un decremento en los contenidos de P, K, Cenizas, Fe, Mn, Zn y Cu respecto a la biomasa inicial. La relación C/N pasó de 11,83 en el material inicial a 7,25 en el lombricomposto.

En el lombricomposto proveniente de biomasa seca de *T. angustifolia*, se observó un incremento en los contenidos de N, P, K, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu y B y un decremento en los contenidos de Cenizas y Fe, respecto a la biomasa inicial. La relación C/N pasó de 33,67 en el material inicial a 7,92 en el lombricomposto.

En la Tabla 7.20 se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a los lombricultivos obtenidos de la mezcla de biomasa seca de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *T. angustifolia*, al igual que el contenido de minerales en la biomasa inicial, la cual provenía de los sistemas acuáticos de tratamiento de los ensayos 1 y 2.

Elemento	Mezcla J+P+T		Mezcla J+T	
	Fresco	Abono	Fresco	Abono
N (%)	2,34	5,81	1,94	5,47
P (%)	0,86	0,98	0,78	1,04
K (%)	9,21	7,40	8,50	9,40
Ca (%)	2,46	3,87	2,17	3,47
Mg (%)	0,48	0,83	0,45	0,71
Cenizas (%)	27,01	14,47	22,38	37,99
Fe (ppm)	2803	999	1213	1069
Mn (ppm)	561	859	461	853
Zn (ppm)	342	676	207	690
Cu (ppm)	12	54	8	10
B (ppm)	35	59	28	77
C (%)	42,33	49,61	45,02	35,97
C/N	18,09	8,54	23,21	6,58

Tabla 7.20. Contenido de minerales en lombricompuestos obtenidos de biomasa seca de mezclas de diferentes plantas acuáticas.

En el lombricompuesto proveniente de biomasa seca de la mezcla *E. crassipes* + *P. stratiotes* + *T. angustifolia*, se observó un incremento en los contenidos de N, P, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu y B y un decremento en los contenidos de K, Cenizas y Fe, respecto a la biomasa inicial. La relación C/N pasó de 18,09 en el material inicial a 8,54 en el lombricompuesto.

En el lombricompuesto proveniente de biomasa seca de la mezcla *E. crassipes* + *T. angustifolia*, se observó un incremento en los contenidos de N, P, K, Ca, Mg, Cenizas, Mn, Zn, Cu y B y un decremento en los contenidos de Fe, respecto a la biomasa inicial. La relación C/N pasó de 23,21 en el material inicial a 6,58 en el lombricompuesto.

Los contenidos de N, P, K, en los lombricompuestos, importantes para determinar el potencial fertilizante de los mismos, variaron así: el contenido de N varió entre 5,45% (proveniente de *P. stratiotes*) y 6,63% (proveniente de *T. angustifolia*); el contenido de P varió entre 0,74% (proveniente de *P. stratiotes*) y 1,40% (proveniente de *E. crassipes*) y el contenido de K varió entre 6,60% (proveniente de *E. crassipes*) y 19,40% (proveniente de *T. angustifolia*).

Los contenidos N, P, K de los lombricompuestos obtenidos a partir de las mezclas estuvieron dentro del rango que presentaron los provenientes de cada una de las especies que conformaron la mezcla.

La relación C/N en los lombricompuestos obtenidos varió entre 6,58 (proveniente de la mezcla *E. crassipes* + *T. angustifolia*) y 9,10 (proveniente de *E. crassipes*).

En el lombricompuesto proveniente de biomasa seca de *E. crassipes*, obtenida en el sistema acuático de tratamiento, se observaron mayores contenidos de N, P, K, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu y B y menores contenidos de Cenizas y Fe, respecto al lombricompuesto obtenido de la biomasa inicial de *E. crassipes*.

En el lombricompuesto proveniente de biomasa seca de *E. crassipes*, obtenida en el sistema acuático de tratamiento (con una C/N de 9,10), se observaron mayores contenidos de N, P, Ca, Mg, Mn, Zn y Cu y menores contenidos de K, Cenizas, Fe y B, respecto al lombricompuesto obtenido de la pulpa de café, el cual mostró una relación C/N de 8,72.

Arango (2007) en el lombricompuesto obtenido de *E. crassipes*, proveniente de un sistema acuático de tratamiento de aguas residuales domésticas, reporta valores de pH entre 8,2 y 8,5, humedad entre 62,83% y 76,36%, N entre 3,20% y 3,40%, P entre 0,47% y 0,66% y K entre 4,09% y 5,95%.

7.4.3.3. Lombricompuestos a partir de biomasa fresca proveniente de sistemas acuáticos de tratamiento.

En la Tabla 7.21 se presentan los resultados del proceso de lombricompostaje realizado a biomasa fresca de las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y a mezclas (por partes iguales) de estas especies.

Parámetro	Sustrato				
	<i>Eichhornia crassipes</i> (J)	<i>Pistia stratiotes</i> (P)	<i>Typha angustifolia</i> (T)	<i>Salvinia auriculata</i> (S)	Mezcla J+P+T+S
Peso inicial (g)	2500,00	2500,00	2500,00	2500,00	2500,00
Humedad inicial (%)	94,30	90,40	79,50	90,90	88,80
Peso seco inicial (g)	142,50	240,00	512,50	227,50	280,00
Peso húmedo final (g)	370,60	606,30	854,20	545,20	629,50
Humedad final (%)	80,70	71,13	69,74	82,40	77,17
pH final (unidades)	8,15	8,76	8,62	6,45	8,85
Peso seco final (g)	71,53	175,04	258,48	95,96	143,71
Rendimiento (%bs)	50,19	72,93	50,44	42,18	51,33
Tiempo proceso (días)	42	35	64	64	64
Lombrices iniciales (g)	278,00	278,00	278,00	278,00	278,00
Lombrices finales (g)	294,90	256,80	307,30	302,10	338,20
Incremento lombrices (%)	6,08	-7,63	10,54	8,67	21,65

Tabla 7.21. Lombricompuestos obtenidos de biomasa fresca de diferentes plantas acuáticas y sus mezclas.

De los datos condensados en la tabla, se puede apreciar que el tiempo en que se determinó visualmente que el material estuvo descompuesto fue de 35 días para el material proveniente de biomasa fresca de *P. stratiotes*, de 42 días para el material proveniente de biomasa de *E. crassipes* y de 64 días para el material proveniente de biomasa de *T. angustifolia* y de la mezcla de las 4 especies acuáticas evaluadas.

El tiempo de proceso con biomasa fresca de *E. crassipes* fue menor que cuando se utilizó biomasa seca (42 vs 56 días, respectivamente), dado que las cantidades de material en peso seco también fueron menores (142,5 g vs 224 g).

Para la biomasa fresca de *P. stratiotes* también se determinó un tiempo menor de proceso que cuando se utilizó la biomasa seca (35 días vs 56 días), aunque el peso seco inicial fue muy similar (240 y 226 g respectivamente), lo que estuvo favorecido por el contenido de humedad de la planta, que facilitó que la actividad de las lombrices comenzara más pronto.

Con respecto a *T. angustifolia* y la mezcla de las 4 especies, el tiempo de proceso fue mayor cuando se utilizó la biomasa fresca, pero también fueron mayores los contenidos de materia seca inicial. Con *S. auriculata* no se realizaron ensayos con la biomasa seca por falta de material suficiente, por lo que no se puede realizar la comparación.

El pH de los lombricompuestos obtenidos a partir de biomasa fresca varió entre 6,45 (proveniente de *S. auriculata*) y 8,85 obtenido en el material proveniente de la mezcla de las 4 especies acuáticas. La humedad de los lombricompuestos obtenidos varió entre 69,74% (proveniente de *T. angustifolia*) y 82,40% (proveniente de *S. auriculata*).

Los mayores rendimientos en el proceso de lombricompostaje se alcanzaron con *P. stratiotes* (72,93%), seguido de la mezcla *E. crassipes* + *P. stratiotes* + *T. angustifolia* + *S. auriculata* (51,33%), seguido de *T. angustifolia* (50,44%), de *E. crassipes* (50,19%) y de *S. auriculata* (42,18%). No obstante, la relación C/N obtenida en el análisis de los lombricompuestos (Tablas 7.22 y 7.23), mostró los mayores valores para los lombricompuestos provenientes de *P. stratiotes* y *E. crassipes*, en los cuales visualmente se había determinado el final del proceso más rápido (35 y 42 días), siendo de 11,12 y 10,07, respectivamente, frente a los mostrados en los demás sustratos (tiempo de proceso de 64 días), que variaron entre 7,12 (lombricompuesto de *T. angustifolia*) y 9,33 (lombricompuesto proveniente de la mezcla de las 4 especies), confirmando que el material a pesar de tener la apariencia visual de estar descompuesto, aún le faltaba tiempo para estabilizarse y ello influyó en el alto valor de rendimiento determinado con *P. stratiotes*.

El incremento en la biomasa de lombrices sólo fue negativo cuando el sustrato fue *P. stratiotes*, en el cual se determinó más prontamente la finalización del proceso. Para los demás lombricompuestos varió entre 6,08% (proveniente de *E. crassipes*) y 31,65% (proveniente de la mezcla de las 4 especies). La humedad inicial de los sustratos favoreció el incremento de las lombrices las cuales iniciaron su actividad de transformación más rápido, por lo que no se encontraron individuos fuera de las camas de proceso.

En la Tabla 7.22 se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a los lombricultivos obtenidos de la biomasa fresca de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *T. angustifolia* al igual que el contenido de minerales en la biomasa inicial, la cual provenía de los sistemas acuáticos de tratamiento de los ensayos 1 y 2.

En el lombricompuesto proveniente de biomasa fresca de *E. crassipes*, se observó un incremento en los contenidos de N, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu y B y un decremento en los contenidos de P, K, Cenizas y Zn, respecto a la biomasa inicial. La relación C/N pasó de 17,83 en el material inicial a 10,07 en el lombricompuesto.

Elemento	<i>E. crassipes</i>		<i>P. stratiotes</i>		<i>T. angustifolia</i>	
	Fresco	Abono	Fresco	Abono	Fresco	Abono
N (%)	2,35	4,89	2,88	4,07	1,44	5,37
P (%)	1,02	0,88	0,94	0,38	0,25	1,28
K (%)	9,65	8,20	11,24	2,12	4,47	7,40
Ca (%)	2,48	4,07	3,35	3,05	1,63	4,67
Mg (%)	0,47	0,69	0,63	0,65	0,29	0,89
Cenizas (%)	27,75	15,09	34,13	21,99	14,35	34,05
Fe (ppm)	1885	10453	2658	10955	525	983
Mn (ppm)	448	1081	601	1637	492	1611
Zn (ppm)	594	66	749	96	70	74
Cu (ppm)	9	66	10	90	6	14
B (ppm)	46	65	49	77	13	39
C (%)	41,91	49,25	38,20	45,25	49,68	38,25
C/N	17,83	10,07	13,27	11,12	34,50	7,12

Tabla 7.22. Contenido de minerales en lombricompuestos obtenidos de biomasa fresca de diferentes plantas acuáticas.

En el lombricompuesto proveniente de biomasa fresca de *P. stratiotes*, se observó un incremento en los contenidos de N, Mg, Fe, Mn, Cu y B y un decremento en los contenidos de P, K, Ca, Cenizas y Zn, respecto a la biomasa inicial. La relación C/N pasó de 13,27 en el material inicial a 11,12 en el lombricompuesto.

En el lombricompuesto proveniente de biomasa fresca de *T. angustifolia*, se observó un incremento en los contenidos de N, P, K, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Zn, Cu y B, respecto a la biomasa inicial. La relación C/N pasó de 34,50 en el material inicial a 7,12 en el lombricompuesto.

En la Tabla 7.23 se presentan los resultados del análisis de minerales realizados a los lombricultivos obtenidos de la biomasa fresca de *S. auriculata* y de la mezcla de biomasa fresca de *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*, al igual que el contenido de minerales en la biomasa inicial, la cual provenía de los sistemas acuáticos de tratamiento de los ensayos 1 y 2.

En el lombricompuesto proveniente de biomasa fresca de *S. auriculata*, se observó un incremento en los contenidos de N, P, Mg, Fe, Cu y B y un decremento en los contenidos de K, Ca, Cenizas, Mn y Zn, respecto a la biomasa inicial. La relación C/N pasó de 15,33 en el material inicial a 9,00 en el lombricompuesto.

En el lombricompuesto proveniente de la mezcla de biomasa fresca de las 4 especies evaluadas, se observó un incremento en los contenidos de N, P, Ca, Mg, Cenizas, Fe, Mn, Cu

y B y un decremento en los contenidos de K y Zn, respecto a la biomasa inicial. La relación C/N pasó de 18,21 en el material inicial a 9,33 en el lombricompuesto.

Elemento	<i>S. auriculata</i>		Mezcla J+P+T+S	
	Fresco	Abono	Fresco	Abono
N (%)	2,94	5,99	2,40	4,57
P (%)	0,44	0,62	0,66	0,98
K (%)	6,40	3,60	7,94	5,60
Ca (%)	2,11	1,93	2,39	3,67
Mg (%)	0,49	0,65	0,47	0,91
Cenizas (%)	22,29	7,09	24,63	26,47
Fe (ppm)	2840	6481	1977	8559
Mn (ppm)	1479	913	755	1275
Zn (ppm)	412	128	456	102
Cu (ppm)	12	98	9	88
B (ppm)	25	33	33	39
C (%)	45,07	53,89	43,71	42,65
C/N	15,33	9,00	18,21	9,33

Tabla 7.23. Contenido de minerales en lombricompuestos obtenidos de biomasa fresca de mezclas de diferentes plantas acuáticas.

Los contenidos de N, P, K, en los lombricompuestos obtenidos variaron así: el contenido de N varió entre 4,07% (proveniente de *P. stratiotes*) y 5,99% (proveniente de *S. auriculata*); el contenido de P varió entre 0,38% (proveniente de *P. stratiotes*) y 1,28% (proveniente de *T. angustifolia*) y el contenido de K varió entre 2,12% (proveniente de *P. stratiotes*) y 8,20% (proveniente de *E. crassipes*).

Los contenidos N, P, K del lombricompuesto obtenidos a partir de la mezcla de las 4 especies acuáticas estuvo dentro del rango que presentaron los provenientes de cada una de las especies que conformaron la mezcla.

7.4.3.4. Comparación en los valores N, P, K obtenidos en los lombricompuestos provenientes de biomasa fresca y seca de las plantas utilizadas en los sistemas acuáticos de tratamiento.

En la Tabla 7.24 se presentan las cantidades de N, P y K presentes en el lombricompuesto por cada 100 gramos de materia seca inicial, cuando se utilizó biomasa fresca y deshidratada de las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*, sola y mezclada, provenientes de los sistemas acuáticos de tratamiento de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente. De igual forma se presenta el valor fertilizante de los lombricompuestos expresado como % de N, % P₂O₅ y % K₂O.

De los datos condensados en la tabla se puede inferir:

1. Los mayores valores de la sumatoria de los elementos N, P y K, por cada 100 g de materia seca inicial, se presentaron en los lombricompuestos obtenidos a partir de biomasa tanto

fresca como deshidratada de *T. angustifolia*, siendo de 15,5 g (NPK) a partir de biomasa deshidratada y 7,09 g a partir de biomasa fresca.

Tipo de Biomasa	Especie	Rendimiento (% base seca)	g/100 g de materia seca inicial			N-P ₂ O ₅ -K ₂ O (%)
			N	P	K	
Seca	<i>E. crassipes</i>	47,50	2,67	0,67	3,14	5,63-6,42-15,90
	<i>P. stratiotes</i>	47,68	2,60	0,35	3,62	5,45-3,39-18,31
	<i>T. angustifolia</i>	57,65	3,82	0,50	11,18	6,63-3,94-46,74
	Mezcla	38,86	2,26	0,38	2,88	5,81-4,49-17,83
Fresca	<i>E. crassipes</i>	50,19	2,45	0,44	4,12	4,89-4,03-19,76
	<i>P. stratiotes</i>	72,93	2,97	0,28	1,55	4,07-1,74-5,11
	<i>T. angustifolia</i>	50,44	2,71	0,65	3,73	5,37-5,87-17,83
	<i>S. auriculata</i>	42,18	2,53	0,26	1,52	5,99-2,84-8,67
	Mezcla	51,33	2,35	0,50	2,87	4,57-4,49-13,49

Tabla 7.24. Comparación entre los contenidos N, P, K de los lombricompuestos obtenidos de biomasa fresca y seca de las plantas utilizadas en los sistemas acuáticos de tratamiento y su valor fertilizante.

2. Los rendimientos NPK/100 g de materia seca de *E. crassipes* fueron de 7,01g a partir de biomasa fresca y 6,48 g a partir de biomasa deshidratada. Para *P. stratiotes* fueron de 6,57 g a partir de biomasa deshidratada y 4,80 g a partir de biomasa fresca.

3. El mayor rendimiento de N y K se presentó a partir de biomasa deshidratada de *T. angustifolia*, siendo de 3,82 gN y 11,18 gK, respectivamente, por cada 100 gramos secos de biomasa inicial. Para el P, el mayor rendimiento se presentó a partir de biomasa deshidratada de *E. crassipes*, siendo de 0,67 gP /100 g de materia seca inicial.

4. El valor fertilizante del lombricompuesto obtenido a partir de la biomasa de plantas provenientes de sistemas acuáticos de tratamiento de aguas mieles fue, para todos los casos, superior en el contenido de N al que presenta el lombricompuesto de la pulpa de café, utilizado por los caficultores colombianos en los programas de fertilización orgánica, superior en 8 de los 9 lombricompuestos para los contenidos de P (como P₂O₅) y sólo superior en 1 de los 9 lombricompuestos en los contenidos de K (como K₂O). El valor fertilizante del lombricompuesto obtenido a partir de la pulpa de café fue 3,72% N - 2,02% P₂O₅ - 23,22% K₂O.

Los rendimientos medios del proceso de lombricompostaje utilizando biomasa de plantas provenientes del sistema acuático de tratamiento fue de 51,73±9,58%, aceptando la segunda hipótesis de trabajo: “la biomasa generada en los sistemas de postratamiento es un sustrato apropiado para la producción de abono orgánico mediante el proceso de lombricultura, permitiendo obtener rendimientos medios superiores al 35%”.

En la Figura 7.7 se presentan aspectos del proceso de lombricompostaje con las 4 especies de plantas acuáticas evaluadas.

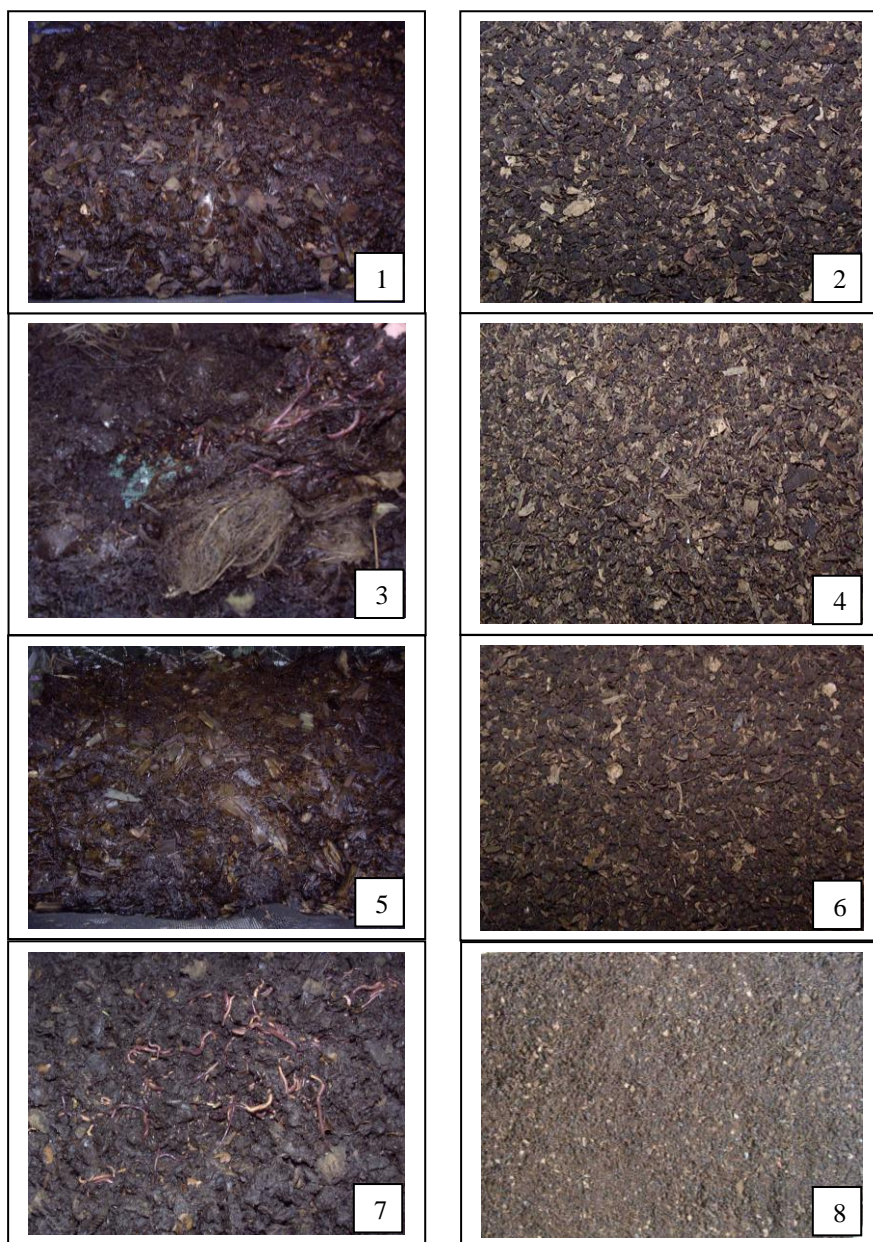


Figura 7.7. Producción de abono orgánico. 1. *E. crassipes* (en proceso). 2. *E. crassipes* (final). 3. *P. stratiotes* (en proceso). 4. *P. stratiotes* (final). 5. *T. angustifolia* (en proceso). 6. *T. angustifolia* (final). 7. *S. auriculata* (en proceso). 8. *S. auriculata* (final).

7.5. Conclusiones.

El proceso de fermentación anaerobia como método de adecuación de los sustratos tuvo un efecto positivo en la disminución del tiempo de incubación respecto al tratamiento térmico, permitiendo que el micelio de *Pleurotus* spp colonizara el sustrato en la mitad del tiempo que tardó cuando éste se adecuó mediante tratamiento térmico.

El hongo *P. sajor caju* presentó para todos los casos una mayor precocidad (menor tiempo para aparición de primordios) que *P. pulmonarius*, lo cual en condiciones de rendimiento similares, lo coloca en ventaja en el establecimiento comercial de un cultivo, dado que permitiría disminuir costos en las etapas de fructificación y cosecha.

Los rendimientos medios obtenidos en los sustratos suplementados con biomasa de *E. crassipes* y *P. stratiotes*, cuando el sustrato se adecuó por fermentación anaerobia fueron superiores a los alcanzados cuando los sustratos se adecuaron mediante tratamiento térmico.

La biomasa de plantas acuáticas utilizada como suplemento de los sustratos tradicionales con subproductos del café para el cultivo de hongos comestibles del género *Pleurotus*, en valores del 16%, mostró efectos positivos en el rendimiento de los cultivos sin alterar la sanidad de los mismos.

La inclusión de la biomasa de la planta emergente (*T. angustifolia*) formando parte del 50% del total de la biomasa utilizada como suplemento en el cultivo de *Pleurotus* spp, tuvo un efecto positivo, permitiendo incrementar los rendimientos alcanzados cuando el cultivo se suplementó con *E. crassipes* y *P. stratiotes*, obteniéndose valores de rendimiento del 128,55% con el hongo *P. pulmonarius* y del 103,85% con el hongo *P. sajor caju*.

La biomasa de las plantas acuáticas, sola y suplementando los sustratos a base de subproductos del café en un 16% (con 2 y con las 4 especies evaluadas en los sistemas de tratamiento), permitió alcanzar, con las 2 cepas de hongos evaluadas, rendimientos en el cultivo mayores a los alcanzados con los subproductos del café.

Considerando la baja relación, en disponibilidad, entre la biomasa de plantas acuáticas y las cantidades de pulpa y tallos de café que se generan en las fincas cafeteras, la mejor forma de aprovechamiento de la biomasa acuática sería como suplemento de los sustratos tradicionales utilizados en la zona cafetera para el cultivo de hongos comestibles del género *Pleurotus* spp, dado que con suplementaciones del 16% permitió incrementar significativamente los rendimientos medios de los cultivos, con valores iguales o superiores a los que se obtuvieron utilizando como sustrato únicamente la biomasa de las plantas. De esta manera se potenciarían los rendimientos económicos del cultivo de los hongos.

Dados los problemas de fructificación que presentaron las cepas de *L. edodes*, evaluadas en este ensayo, sólo se logró concluir que la inclusión de la biomasa de plantas acuáticas como suplemento de los sustratos tradicionales, con subproductos del café, para el cultivo de este hongo permitió ajustar la relación C/N a los valores necesarios para el cultivo sin afectar las etapas de incubación y de formación del abrigo micelial y sin que se presentara contaminación en los sustratos de cultivo.

En el proceso de lombricompostaje utilizando biomasa seca de plantas acuáticas, se observó mortalidad de las lombrices en los primeros días mientras la biomasa de las plantas adquiría la humedad necesaria para que las lombrices la pudieran digerir, por lo que es recomendable llevar los sustratos a los lombricultivos sólo cuando hayan alcanzado la humedad necesaria para su transformación (rango entre el 70 y el 80%). Con biomasa fresca de plantas acuáticas, la humedad inicial de los sustratos permitió que las lombrices iniciaran su actividad de transformación más rápido, presentándose incremento en su biomasa.

Los mayores valores de la sumatoria de los elementos N, P y K, por cada 100 g de materia seca inicial, se presentaron en los lombricompostos obtenidos a partir de biomasa tanto fresca como deshidratada de *T. angustifolia*, siendo de 15,5 g (NPK) a partir de biomasa deshidratada y 7,09 g a partir de biomasa fresca.

El mayor rendimiento de N y K se presentó a partir de biomasa deshidratada de *T. angustifolia*, siendo de 3,82 gN y 11,18 gK, respectivamente, por cada 100 gramos secos de biomasa inicial. Para el P, el mayor rendimiento se presentó a partir de biomasa deshidratada de *E. crassipes*, siendo de 0,67 gP /100 g de materia seca inicial.

El valor fertilizante del lombricompostado obtenido a partir de la biomasa de plantas provenientes de sistemas acuáticos de tratamiento de aguas mieles fue, para todos los casos, superior en el contenido de N al que presenta el lombricompostado de la pulpa de café, utilizado por los caficultores colombianos en los programas de fertilización orgánica, superior en 8 de los 9 lombricompostados para los contenidos de P (como P_2O_5) y sólo superior en 1 de los 9 lombricompostados en los contenidos de K (como K_2O).

Los lombricompostados obtenidos a partir de la biomasa proveniente de sistemas acuáticos de tratamiento se podrían utilizar, dado sus altos contenidos de N y P, como complemento, en los programas de fertilización orgánica de las plantaciones de café, del lombricompostado obtenido de pulpa de café que presenta altos contenidos de K.

En los lombricompostados proveniente de biomasa fresca y deshidratada de *E. crassipes*, obtenida en el sistema acuático de tratamiento, se observaron mayores contenidos de N, P, K, Ca, Mg, Mn, Cu y B y menores contenidos de Cenizas, Fe y Zn, respecto al lombricompostado obtenido de la biomasa inicial fresca y deshidratada (antes de la siembra en los sistemas acuáticos de tratamiento) de *E. crassipes*.

Los rendimientos medios del proceso de lombricompostaje utilizando biomasa de plantas provenientes del sistema acuático de tratamiento fue de $51,73 \pm 9,58\%$ y su velocidad media de transformación de $4,66 \pm 1,51$ g secos/día.

***ANÁLISIS DE LAS VENTAJAS E INCONVENIENTES DE LAS
DIFERENTES COMBINACIONES DE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS
ESTUDIADOS.***

8. ANÁLISIS DE LAS VENTAJAS E INCONVENIENTES DE LAS DIFERENTES COMBINACIONES DE SISTEMAS ACUÁTICOS ESTUDIADOS.

Dado que no se presentaron diferencias estadísticas a un nivel de significancia del 5% en los porcentajes de remoción de las variables respuesta (DBO_5 , SST, N_T , P_T y K) de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente, entre los 3 sistemas acuáticos de tratamiento estudiados: un sistema utilizando un monocultivo de *E. crassipes*, un sistema utilizando una mezcla de las especies flotantes *E. crassipes* + *P. stratiotes* + *S. auriculata* y un sistema utilizando, en su orden, las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* y que en términos generales y expresando la remoción en mg de contaminante/m²-d, el sistema con la combinación de las 4 especies mostró mejor desempeño que el sistema con la combinación de las 3 especies flotantes que a su vez mostró mejor desempeño que el monocultivo, se discutirán las ventajas e inconvenientes de la implementación de cada uno de ellos en la zona cafetera colombiana.

8.1. Sistema acuático de tratamiento utilizando *E. crassipes* como única especie.

E. crassipes fue la especie acuática que soportó las mayores cargas orgánicas medias aplicadas y las mayores concentraciones medias de DQO en el afluente y las ecuaciones de regresión permiten predecir que a concentraciones de DQO de 1172 ppm y cargas orgánicas medias aplicadas de 785 kg DBO_5 /ha-día se presenta inhibición de su crecimiento.

Por lo tanto se hace necesario disminuir la concentración de los efluentes de los SMTA a valores por debajo de 1172 ppm como DQO, ya sea por dilución con aguas lluvias, utilizando una relación agua:efluentes de los SMTA de 1,5:1; incrementando el tiempo de retención en los SMTA (aumentando los volúmenes de reactores metanogénicos); incorporando lagunas anaerobias o un sistema aerobio de tratamiento entre el efluente del SMTA y las lagunas de postratamiento, con el fin de poder utilizar las macrófitas acuáticas en el proceso de depuración de las aguas mieles del café.

Fia (2008) encontró que diluyendo al 50% los efluentes de un filtro anaeróbico utilizado en el tratamiento de las aguas residuales del café, no se presentó inhibición en el desempeño agronómico (producción de biomasa y extracción de nutrimentos) de la especie emergente *Typha* spp utilizada en un humedal de flujo subsuperficial para el postratamiento de estos efluentes.

Para el diseño del sistema de postratamiento se pueden utilizar, para las zonas cafeteras con temperaturas similares a las del presente estudio, los valores medios de los coeficientes cinéticos de eliminación de la DQO y la DBO_5 encontrados en esta investigación para *E. crassipes* con afluentes sin diluir y en el rango $135 < DQO < 1285$ ppm y $73 < DBO_5 < 610$ ppm), $k_{DQO} = 0,1483$ y $k_{DBO} = 0,1491$.

Ventajas:

- ✓ *E. crassipes* fue la especie que resistió las mayores concentraciones medias de DQO en el afluente y las mayores cargas orgánicas medias aplicadas.
- ✓ *E. crassipes* exhibió resistencia a enfermedades y plagas.
- ✓ En términos generales *E. crassipes* presentó las mayores tasas de crecimiento, favoreciendo el proceso de depuración y la disponibilidad de biomasa.
- ✓ Los costos de construcción y mantenimiento de las lagunas de flujo superficial, donde se siembra *E. crassipes*, son menores que los que generan las lagunas de flujo subsuperficial, donde se siembra *T. angustifolia*.
- ✓ La biomasa de *E. crassipes* se puede utilizar como suplemento de los sustratos en el cultivo de hongos comestibles del género *Pleurotus* spp y en la producción de abono orgánico mediante el proceso de lombricultura.

Desventajas:

- ✓ A concentraciones bajas de afluente, *E. crassipes* presentó un rendimiento menor en la eliminación de carga orgánica, nutrientes y Coliformes que el exhibido por la mezcla de plantas flotantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*), aunque no fue estadísticamente significativo.
- ✓ Una potencial enfermedad o plaga que afecte a *E. crassipes* afectaría drásticamente los rendimientos de depuración del sistema acuático de tratamiento.
- ✓ La generación de olores y la presencia de mosquitos y otros insectos vectores de enfermedades pueden ser un problema en los sistemas con *E. crassipes*.
- ✓ Su sensibilidad a las bajas temperaturas pueden ser un obstáculo para utilizarlo en algunas zonas cafeteras del norte y sur de Colombia.

8.2. Sistema acuático de tratamiento utilizando una mezcla de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*.

Ventajas:

- ✓ La mezcla de macrófitas flotantes mostró, a bajas concentraciones de afluente, remociones superiores de carga orgánica y nutrientes que los presentados por el sistema con *E. crassipes*, aunque no fueron significativos estadísticamente.
- ✓ En el caso de decaimiento, por alguna causa, en el desempeño de alguna de las especies, el sistema contaría con las otras 2 especies para continuar con el proceso de depuración. *E. crassipes* y *P. stratiotes* mostraron, en los 2 primeros ensayos, tasas de crecimiento y remociones de carga orgánica y nutrientes muy similares y en todos los casos superiores a los presentados por la especie emergente (*T. angustifolia*).
- ✓ Los costos de construcción y mantenimiento de las lagunas donde operan las plantas flotantes son menores que los que se generan en las lagunas de flujo subsuperficial, donde se siembra *T. angustifolia*.
- ✓ *P. stratiotes* mostró una mayor incorporación de minerales a sus tejidos que *E. crassipes*, por lo que el aprovechamiento de la biomasa de la mezcla de flotantes tendría ventajas sobre la biomasa sola de *E. crassipes*.

- ✓ La presencia de *S. auriculata*, en condiciones de no inhibición de su crecimiento, permite cubrir completamente el espejo de agua evitando que las hembras de los mosquitos puedan ovopositar.
- ✓ *S. auriculata* tolera temperaturas más frías que *E. crassipes* y *P. stratiotes*.

Desventajas:

- ✓ Para que el sistema opere eficientemente, en los primeros tramos del mismo sólo se debe sembrar *E. crassipes* y *P. stratiotes*, dada las bajas cargas orgánicas que soporta *S. auriculata*.
- ✓ La vulnerabilidad de *P. stratiotes* al ataque del Lepidóptero *Samea* spp.
- ✓ La necesidad de realizar ensayos de control biológico para contrarrestar las plagas en el sistema y la dificultad y costos que conllevaría la adopción por parte de los usuarios del sistema de tratamiento.
- ✓ La generación de olores y la presencia de mosquitos y otros insectos vectores de enfermedades pueden ser un problema en los primeros tramos de los sistemas con la mezcla de plantas flotantes, en donde el crecimiento de *S. auriculata* es inhibido.

8.3. Sistema acuático de tratamiento utilizando en serie *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata*.

Ventajas:

- ✓ Mostró un mejor desempeño en la eliminación de contaminantes respecto a la mezcla de flotantes y el monocultivo con *E. crassipes*.
- ✓ En el caso de decaimiento, por alguna causa, en el desempeño de alguna de las especies, el sistema contaría con las otras 3 especies para mantener unas eficiencias de remoción apropiadas.
- ✓ El filtro en grava de la planta emergente tiene un efecto positivo, mayor que la columna de agua, en la eliminación carga orgánica.
- ✓ La biomasa cosechada de *T. angustifolia* tuvo un efecto significativo, formando parte de la biomasa flotante, en los rendimientos del cultivo de hongos comestibles del género *Pleurotus* spp y en el valor fertilizante del abono orgánico obtenido mediante el proceso de lombricultura.
- ✓ Menores problemas de olores y de mosquito por la presencia de una laguna de flujo subsuperficial (donde está sembrada *T. angustifolia*) y por la laguna final que contiene *S. auriculata*.
- ✓ La presencia de una laguna de flujo subsuperficial proporciona una mayor protección térmica al sistema de tratamiento.

Desventajas:

- ✓ La vulnerabilidad de *P. stratiotes* al ataque del Lepidóptero *Samea* spp.
- ✓ La tasa de crecimiento de *T. angustifolia* es menor a la presentada por las especies *E. crassipes* y *P. stratiotes*, lo que acorta las ventajas conseguidas con la especie emergente en el área de aprovechamiento de la biomasa respecto a las presentadas por la biomasa de las especies flotantes.

- ✓ La cosecha de la biomasa de *T. angustifolia* puede afectar por un período de tiempo mayor el desempeño de la laguna frente a la cosecha de las especies flotantes, dado que el tiempo que requieren las especies emergentes para alcanzar el estado estable es mayor.
- ✓ El costo económico que representa el filtro de grava, sobre todo por su transporte hasta la finca y el costo que presupone su mantenimiento en la laguna sembrada con *T. angustifolia*.
- ✓ La generación de olores y la presencia de mosquitos y otros insectos vectores de enfermedades pueden ser un problema en las primeras lagunas del sistema.

Analizando las ventajas y desventajas de cada uno de los sistemas acuáticos estudiados y considerando la sensibilidad de *E. crassipes* a las bajas temperaturas, recomendándose para temperaturas por debajo de 10°C utilizarse en sistemas combinados con otras macrófitas DeBusk y Reddy (1987), citados por Crites y Tchobanoglous (2000) y dado que las temperaturas mínimas absolutas pueden alcanzar valores entre 10 y 12°C en algunas zonas cafeteras del norte y sur de Colombia, pudiendo afectar el desempeño de *E. crassipes* y en la búsqueda de generar un sistema acuático de tratamiento similar y económico para toda la caficultura colombiana, se concluye que una mezcla de especies flotantes es la apropiada para ser utilizada en sistemas acuáticos para el postratamiento de las aguas mieles del café, sugiriendo dividir el área de tratamiento en 4 lagunas y sembrar en la primera *E. crassipes*, en la segunda una mezcla *E. crassipes* + *P. stratiotes* y en las 2 restantes una mezcla *E. crassipes* + *P. stratiotes* + *S. auriculata*.

CONCLUSIONES GENERALES.

9. CONCLUSIONES GENERALES.

Con este trabajo de investigación se generó información básica para el diseño de un biosistema integrado, utilizando macrófitas, para el postratamiento de las aguas mieles del café.

La importancia del conocimiento aportado por el presente trabajo debe considerarse en función de los siguientes aspectos:

- ✓ En la revisión de literatura no se encontró información relacionada con las máximas concentraciones de DQO y DBO₅ y con las máximas cargas orgánicas que soportan las especies flotantes *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata* y la especie emergente *T. angustifolia* en el postratamiento de aguas mieles del café, información básica para el diseño del biosistema.
- ✓ La experimentación con las especies flotantes *P. stratiotes* y *S. auriculata* en el postratamiento de las aguas mieles del café es novedosa, al igual que la utilización de la biomasa de estas especies y de *T. angustifolia* para el cultivo de hongos comestibles y medicinales y para la producción de abono orgánico mediante el proceso de lombricultura.
- ✓ La información generada sobre los porcentajes de eliminación de nutrimentos como N_T, P_T, K, S y la determinación de las tasas de crecimiento de las 4 especies acuáticas ensayadas en el postratamiento de las aguas mieles del café contribuye a complementar, de forma significativa, la información de la cual se dispone, actualmente, en este campo.
- ✓ La comparación del desempeño de sistemas acuáticos de tratamiento utilizando mono y policultivos para el postratamiento de las aguas mieles del café es información nueva e importante para el diseño del biosistema más apropiado.
- ✓ Los valores generados de las constantes cinéticas de eliminación de la DQO y DBO₅ de las aguas mieles del café utilizando *E. crassipes* son nuevos y básicos para el diseño.
- ✓ La investigación está dirigida a beneficiar a más de 500000 productores de café de Colombia que serían los usuarios de la tecnología generada.

Las principales conclusiones que pueden obtenerse de este trabajo de investigación son:

Los sistemas acuáticos que utilizaron macrófitas en el postratamiento de las aguas mieles del café mostraron un mejor desempeño en la eliminación de nutrimentos como N_T, P_T, K y S, al compararlos con sistemas de tratamiento en ausencia de las mismas. Para el caso de la remoción de la carga orgánica, medida en términos de DQO y DBO₅, no se observaron diferencias estadísticas entre la planta emergente *T. angustifolia* y su testigo, pero sí entre las plantas flotantes y su testigo, siendo mayor la remoción en los sistemas que involucraron la utilización de las macrófitas.

Se presentó efecto de la concentración, medida en términos de DQO, de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente sobre los porcentajes de eliminación de la DBO₅, SST, N_T y P_T y sobre las tasas de crecimiento de las especies ensayadas, siendo la especie más resistente *E. crassipes*, e inhibido su crecimiento a concentraciones de DQO en el afluente de 1172 ppm (562 ppm en términos de la DBO₅).

Se determinó que en los sistemas acuáticos de tratamiento la eliminación de la DQO, DBO₅, SST, N_T, P_T y K de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente, sigue un modelo cinético de primer orden.

Considerando la baja variación en la temperatura de los afluentes y efluentes de las lagunas experimentales, los rangos de temperaturas máximas y mínimas del aire en la zona de estudio y los cambios de temperatura en el perfil del suelo, donde estaban construidas las lagunas, se infiere que es posible despreocuparse, para la zona de estudio y la naturaleza del tratamiento biológico, el efecto de la temperatura sobre el valor obtenido de los coeficientes cinéticos de eliminación.

Se presentó efecto de la carga orgánica, medida en términos de kg DBO₅/ha-día, de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente sobre los porcentajes de eliminación de la DBO₅, SST, P_T y K y sobre las tasas de crecimiento de las especies ensayadas, siendo la especie más resistente *E. crassipes*, e inhibido su crecimiento a cargas orgánicas aplicadas de 785 kg DBO₅/ha-día.

Teniendo en cuenta el desempeño de las diferentes especies acuáticas ensayadas en la remoción (medida como mg/m²-d) de los parámetros DBO₅, SST, N_T, P_T y K en aguas mieles del café tratadas anaerobiamente, se determinó que la mejor especie para su postratamiento, fue *E. crassipes*, seguida de *P. stratiotes*, de *T. angustifolia* y de *S. auriculata*.

Los ensayos realizados utilizando sistemas acuáticos de tratamiento con mono y policultivos en el postratamiento de aguas mieles del café no mostraron diferencias estadísticas, a un nivel del 5% de significancia, en la remoción de la DBO₅, SST, N_T, P_T y K. Operando con afluentes con una DQO media de 1670 ppm, TRH entre 12 y 14 días, un caudal medio de 104 ml/min y cargas orgánicas medias aplicadas entre 296,94 y 299,55 kg DBO₅/ha-día permitieron obtener efluentes con valores de DQO entre 229 y 287 ppm y DBO₅ entre 100 y 130 ppm que fueron menores a la CL₅₀ para *Lebistes reticulatus* (bioindicador más sensible en los estudios de impacto biológico realizados con aguas residuales de café tratadas anaerobiamente) que son de 490 ppm como DQO y 279 ppm como DBO₅.

Considerando el desempeño de los sistemas acuáticos de tratamiento con mono y policultivos en la remoción (medida como mg/m²-d) de los parámetros DBO₅, SST, N_T, P_T y K, en aguas mieles del café tratadas anaerobiamente, se encontró que el sistema de postratamiento que involucró la combinación las especies *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *T. angustifolia* y *S. auriculata* fue mejor que el sistema que utilizó la mezcla de las 3 especies

flotantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*) que a su vez fue mejor que el sistema que operó solamente con la especie flotante *E. crassipes*.

Los valores medios de los coeficientes cinéticos de eliminación de la DQO y la DBO₅ encontrados en el presente estudio para *E. crassipes* fueron $k_{DQO} = 0,1483$ ($135 < DQO < 1285$ ppm) y $k_{DBO} = 0,1491$ ($73 < DBO_5 < 610$ ppm) que podrían ser utilizados en el diseño de los sistemas acuáticos de tratamiento para zonas con condiciones climáticas similares a las del estudio (zona central cafetera).

A escala de finca cafetera, el balance hídrico tuvo un efecto significativo en el sistema de tratamiento acuático permitiendo una dilución global de los afluentes hasta en un 35%. Un sistema con las especies flotantes *E. crassipes* y *P. stratiotes*, permitió, con un TRH de 16 días y en un área de 27 m², obtener, a partir de aguas mieles tratadas anaerobiamente, efluentes con concentraciones de DQO y DBO₅ de 328 y 143 ppm, respectivamente, los cuales no mostraron efectos tóxicos en la producción de tilapia roja y se constituyen en una oportunidad de aprovechamiento para la producción piscícola en fincas con oferta limitada de agua.

La biomasa proveniente de los sistemas acuáticos de tratamiento tuvo efectos positivos sobre el cultivo de hongos comestibles del género *Pleurotus* spp, permitiendo incrementar significativamente los rendimientos sin alterar la sanidad del cultivo, cuando se utilizó como suplemento de los sustratos tradicionales, con subproductos del café, que se utilizan para el cultivo de estos hongos.

Se determinó la viabilidad de utilizar el proceso de lombricompostaje para la producción de abono orgánico a partir de la biomasa de los sistemas acuáticos de tratamiento, encontrando que los mayores contenidos de NPK, por cada 100 g de materia seca inicial, se encontraron en los lombricompuestos obtenidos a partir de biomasa tanto fresca como deshidratada de *T. angustifolia*, seguida de los lombricompuestos de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata*.

Considerando el valor fertilizante de los lombricompuestos obtenidos de la biomasa de los sistemas acuáticos de tratamiento, estos se podrían utilizar en los programas de fertilización orgánica de las plantaciones de café o de cultivos asociados a éste.

Es necesario disminuir la concentración de las aguas mieles del café tratadas anaerobiamente a valores de DQO inferiores a 1172 ppm para poder implementar, en su postratamiento, sistemas acuáticos que utilicen macrófitas.

Un biosistema integrado que utilice una mezcla de las especies flotantes *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *S. auriculata* y en el cual se utilice la biomasa generada para la elaboración de abono orgánico mediante el proceso de lombricultura o como suplemento de los sustratos tradicionales utilizados en la producción de hongos comestibles es el apropiado para el postratamiento de las aguas mieles del café.

LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS.

10. LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS.

El campo de investigación en el área de **Sistemas Acuáticos de Tratamiento (SAT)** es nuevo en Colombia, al igual que el relacionado con el desarrollo de **Biosistemas Integrados**. En la presente investigación se estudió un biosistema integrado para el postratamiento de las aguas mieles del café utilizando macrófitas acuáticas bajo las condiciones climáticas de la zona cafetera central y los resultados obtenidos abren 2 líneas de investigación a desarrollar: una relacionada con el proceso de depuración y la otra relacionada con el aprovechamiento de la biomasa.

En el área de SAT, para la zona cafetera colombiana, es importante continuar las investigaciones en los siguientes temas:

- ✓ Determinar, considerando aspectos técnicos, económicos, sociales y ambientales, la mejor alternativa para obtener afluentes a los SAT con concentraciones de DQO inferiores a 1172 ppm, a partir de aguas mieles de café tratadas anaeróbicamente.
- ✓ Evaluar el desempeño de los SAT en la zona cafetera del norte y del sur de Colombia.
- ✓ Evaluar el desempeño de los SAT en el postratamiento de los lixiviados de la pulpa y el mucílago de café, tratados anaerobiamente, generados en la tecnología Becolsub.
- ✓ Diseñar y evaluar el desempeño de un SAT para el postratamiento de aguas mieles en fincas cafeteras de pequeños, medianos y grandes productores.
- ✓ Evaluar el desempeño de los SAT en el postratamiento de las aguas residuales domésticas generadas en las fincas cafeteras.
- ✓ Evaluar la utilización de Lemnáceas como componentes del SAT en el tratamiento de aguas mieles del café y aguas residuales domésticas.
- ✓ Determinar las principales enfermedades y plagas asociadas a los SAT en el tratamiento de las aguas mieles del café y evaluar considerando aspectos técnicos, económicos, sociales y ambientales el mejor método de control.
- ✓ Determinar el intervalo de tiempo en el cual deben retirarse los lodos generados en los SAT y evaluar su disposición.
- ✓ Realizar un estudio más detallado de la cantidad de nutrientes eliminados por las plantas en los SAT, obteniendo un mayor número de datos respecto a los porcentajes en base seca de la parte aérea y sumergida de las plantas.
- ✓ Evaluar la utilización del líquen *Cornicularia* como componente de un sistema integral de tratamiento de aguas residuales del café.
- ✓ Evaluar el impacto ecológico generado por los efluentes de los sistemas acuáticos de tratamiento utilizados en el postratamiento de las aguas mieles del café.

En el área de aprovechamiento de la biomasa generada en los SAT:

- ✓ Determinar el porcentaje óptimo de suplementación de los subproductos del café con la biomasa de los SAT en el cultivo de hongos comestibles y medicinales, en función de los rendimientos obtenidos y de la disponibilidad de biomasa.
- ✓ Evaluar los rendimientos del proceso de lombricultura en el tratamiento del sustrato residual del cultivo de los hongos.
- ✓ Realizar un estudio detallado que permita evaluar si se presenta un efecto positivo en la utilización del agua tratada en los SAT en sistemas de producción piscícola.
- ✓ Evaluar la utilización de la biomasa de macrófitas en la alimentación animal y en la producción de biocombustibles.

BIBLIOGRAFÍA.

11. BIBLIOGRAFÍA.

- ABE, K.; OZAKI, Y. (1998). Comparison of useful terrestrial and aquatic plant species for removal of nitrogen and phosphorus from domestic wastewater. *Soil Science and Plant Nutrition* 44(4):599-607.
- ADAMS, M. R.; DOUGAN, J. (1981). Biological management of coffee processing wastes. *Tropical Science* 23(3):177-196.
- ADAMS, M. R.; DOUGAN, J. (1980). Microbiological methods for the disposal and utilisation of coffee processing wastes: In: *Colloque Scientifique International sur le Café*, 9. Londres (Inglaterra), Juin 16-20. Paris (Francia), ASIC. p. 325-333.
- AIKEN, S. G.; NEWROTH, P. R.; WHILE, I. (1979). The biology of Canadian Weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. *Can J. Plant Sci* 59:201-216.
- ALCOLEA, M.; GONZÁLEZ, C. (2000). *Manual de Compostaje Doméstico*. Barcelona (España). 51 p.
- ALFARO, M. DEL R.; RODRÍGUEZ, J.J. (1995). Impacto ambiental del procesamiento del café en Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 18(2):217-225.
- AL-NOZAILY, F.; ALAERTS, G.; VEENSTRA, S. (2000). Performance of duckweed-covered sewage lagoons I. Oxygen balance and COD removal. *Wat. Res.* 34(10):2727-2733.
- AL-NOZAILY, F.; ALAERTS, G.; VEENSTRA, S. (2000). Performance of duckweed-covered sewage lagoons II. Nitrogen and phosphorus balance and plant productivity. *Wat. Res.* 34(10):2734-2741.
- ÁLVAREZ, J.A.; TORRES, L.A.; REINOSO, R.; BÉCARES, E. (2005). Efecto de la degradación de las plantas en la eliminación de la materia orgánica en un humedal construido de flujo superficial. In: *Encuentro Internacional en Fitodepuración*. Lorca, Murcia, España. 6 p.
- ÁLVAREZ, J.; VIÑAS, M.; GUERRA, M.; ESPINOSA, M.C. (1988). Caracterización de los residuales líquidos de las plantas de beneficio de Café América Latina y San Andrés. *Revista Cenic* 19:119.
- ÁLVAREZ G., J. (1991). Despulpado de café sin agua. Chinchiná, CENICAFE. 6 p. (Avances Técnicos N° 164).
- ALWAR, R.P.A.; RAO, W.K.; RAMAIAH, P.K. (1990). Treatment methods of waste water emanating from modified pulper cum washer and their economics. *Indian Coffee* 54(3):7-12; 54(4):7-15.
- ALZATE P., G.P. (2007). Evaluación del proceso de cultivo del hongo maitake (*Grifola frondosa*) en subproductos agrícolas de la zona cafetera. Pereira (Colombia), Universidad Nacional Abierta y a Distancia. Facultad de Ciencias Básicas e Ingenierías. 131 p. (Tesis: Ingeniera de Alimentos).
- ANDERSSON, J.L.; BASTVIKEN, S.K.; TONDESKI, K.S. (2005). Free water surface wetlands for wastewater treatment in Sweden: nitrogen and phosphorus removal. *Water Science and Technology* 51(9):39-46.
- ANON. Harvesting as a control for aquatic plants. (1972). *Water Resource* 8:1205-1211.
- ANSOLA, G.; De LUIS, E. (1994). Concentración de nutrientes en helófitos acuáticos utilizados en depuración de agua residual. *Limnética* 10(1):33-36.

- ANSOLA, G.; FERNÁNDEZ, C.; De LUIS, E. (1995). Removal of organic matter and nutrients from urban wastewater by using an experimental emergent aquatic macrophyte system. *Ecological Engineering* 5:13-19.
- ANSOLA, G.; GONZÁLEZ, J.M.; CORTIJO, R.; De LUIS, E. (2003). Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewaters treatment. *Ecological Engineering* 21:43-52.
- AOI, T.; HAYASHI, T. (1996). Nutrient removal by water lettuce (*Pistia stratiotes*). *Water Science and Technology* 34(7-8):407-412.
- APHA, AWWA, WPCF. (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Madrid (España), Ediciones Díaz de Santos. 1914 p.
- ARANGO G., A.M. (2007). Biosistema integral de tratamiento de aguas residuales domésticas. Diseño, construcción y evaluación. Manizales (Colombia), Universidad de Manizales. 123 p. (Tesis: Magister en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente).
- ARCHILA G., M. (1985). Análisis bacteriológico de aguas residuales de beneficio de café. Bogotá (Colombia), Universidad de Los Andes. Facultad de Microbiología. 40 p. (Tesis: Microbiólogo).
- ARCILA O., F. (1979). Producción de Biogás a base de pulpa de café. In: Reunión Internacional sobre la utilización integral de los subproductos de café, 2. Guatemala, Diciembre 3-5. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. 17 p.
- ARCILA O., F. (1978). Primeros ensayos para depurar con cal las aguas de beneficio en la planta purificadora de Cenicafe. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. 48 p.
- ARIAS U., R.; NIGIANI, R. (1987). Tratamiento anaeróbico y reutilización de las aguas residuales de lavado de café en reactores UASB a temperaturas entre 20-25°C. In: Simposio Internacional sobre la Utilización Integral de los Subproductos del Café, 3. Guatemala, Febrero 16-18. Guatemala, ICAITI-ANACAFE-PNUMA. p. 111-121.
- ÁVILA DE A., R.M.; RUÍZ R., L.D. (1989). Caracterización y remoción de mucílago de las aguas residuales del beneficio del café. Bogotá (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. 217 p. (Tesis: Ingeniero Químico).
- BACHAND, P. A. M.; HORNE, A. J. (2000). Denitrification in constructed free-water surface wetlands: I. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study. *Ecological Engineering* 14:9-15.
- BACHAND, P. A. M.; HORNE, A. J. (2000). Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering* 14:17-32.
- BAILLY, H.; SALLEE, B.; GARCÍA G., S. (1992). Proyecto de tratamiento de aguas residuales de beneficios húmedos. 1. Diagnóstico de la contaminación. *Café Cacao Thé* 36(2):129-236.
- BATES, R. P.; HENTGES, J. (1976). Aquatic Weeds. Eradicate or Cultivate?. *Economic Botany* 30:39-50.
- BATISTA, R.O.; LO MONACO, P.A.; MATOS, A.T. DE; CUNHA, F.F. DA. (2005). Alteracao na vazao de gotejadores tipo fita utilizados na aplicacao de agua residuaria da despolpa de frutos do cafeeiro. *Engenharia na Agricultura* 13(2):69-73.
- BEBIN, J. (1986). La depuración biológica del agua. *Mundo Científico* 8(78):276-283.
- BELLO M., R.; CALVO B., L.A.; SÁNCHEZ V., J.E.; LAU C., G.; CUEVAS G., R. (1993). Diagnóstico de la contaminación en las aguas residuales de los beneficios húmedos de café en el Soconusco, Chiapas, México. In: Simposio sobre Caficultura

- Latinoamericana, 16. Managua (Nicaragua), Octubre 25-29. Ponencias. Tegucigalpa (Honduras), CONCAFE-IICA. V. 2. p.v.
- BENEDITO D., V. (1996). Fenología vegetativa y dinámica de acumulación de metales pesados en *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Tesis Doctoral. Universitat de València. Departamento de Biología Animal. Valencia (España). 422 p.
- BEQUETTE, F. (1999). Cero desechos. Para reducir, reutilizar o reciclar los desechos cuya producción aumenta cada vez más, se multiplican las ideas originales. On line. Internet. 1999. Disponible en [http:// www.unesco.org/courier/1999_02/sp/planete/txt1.htm](http://www.unesco.org/courier/1999_02/sp/planete/txt1.htm). Fecha de consulta: Abril del 2007.
- BERNAL, F.; MOSQUERA, D.; MAURY, H.A.; GONZÁLEZ, D.; GUERRA, R.; POMARE, A.; SILVA, M. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de las aguas residuales en la Corporación Universitaria de la Costa. In: Memorias del Congreso Internacional Agua. Seminario sobre Métodos Naturales para el Tratamiento de Aguas Residuales. Instituto Cinara. Cartagena, Colombia. p 149-155.
- BICH, N. N.; YAZIZ, M. I.; KADIR, N. A. (1999). Combination of *chlorella vulgaris* and *Eichhornia crassipes* for wastewater nitrogen removal. *Wat. Res.* 33(10):2357–2362.
- BLANDÓN C., G.; DÁVILA A., M.T.; RODRÍGUEZ V., N. (1999). Caracterización microbiológica y físico-química de la pulpa de café sola y con mucílago, en proceso de lombricompostaje. *Cenicafé* 50(1):5-23.
- BLANDÓN, G.; RODRÍGUEZ, N.; DÁVILA, M. T. (1998). Caracterización microbiológica y físico-química de los subproductos del beneficio del café en proceso de compostaje. *Cenicafé* 49(3):169-185.
- BOYD, C.E. (1970). Vascular aquatic plants for mineral nutrient removal from polluted waters. *Economic Botany* 24:95-103.
- BRAMWELL, S. A.; DEVIPRASAD, P.V. (1995). Performance of a Small Aquatic Plant Wastewater Treatment System under Caribbean Conditions. *Journal of Environmental Management* 43:213–220.
- BRASIL, M. DA S.; MATOS, A.T. DE; FIA, R. (2003). Eficiencia e impactos ambientais do tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em áreas alagadas naturais. *Engenharia na Agricultura* 11(1-4):43-51.
- BRASIL, M. DA S.; MATOS, A.T. DE; SOARES, A.A.; FERREIRA, P.A. (2005). Qualidade de efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* (9):133-137.
- BUITRAGO A., J.; CALLE V., H.; GALLO C., J.T.; CORSO M., M.A. (1970). Evaluación de la melaza de café en dietas para cerdos en crecimiento y acabado. *Revista ICA* 5(4):407-410.
- BUITRAGO G., G.M.; RAMÍREZ U., A. (1991). Estudio de la floculación y sedimentación en aguas residuales de lavado del beneficio en la industria cafetera. Bogotá (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Química. 117 p. (Tesis: Ingeniero Químico).
- CADENA G., G. (2008). El Centro Nacional de Investigaciones de Café. In: ZAMBRANO F., D. A.; RODRÍGUEZ V., N. Sistemas para el tratamiento de aguas mieles: Investigación aplicada en beneficio de los productores cafeteros. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Calidad y Manejo Ambiental. 3 p.
- CALZADA, J.F.; PORRES, C. (1987). Planta piloto para el tratamiento de efluentes del beneficio húmedo de café. In: Simposio Internacional sobre la Utilización Integral de

- los Subproductos del Café, 3. Guatemala, Febrero 16-18. Guatemala, ICAITI-ANACAFE-PNUMA. p. 85-90.
- CALLE V., H. (1977). Subproductos del café. Chinchiná, CENICAFÉ. 84 p. (Boletín Técnico N° 6).
- CALLE V., H. (1974). Cómo producir gas combustible con pulpa de café. Chinchiná, CENICAFÉ. 11 p. (Boletín Técnico N° 3).
- CALLE V., H. (1973). Baterías eléctricas con pulpa y mucílago de café. Chinchiná, CENICAFÉ. 4 p (Avances Técnicos N° 25).
- CALLE V., H. (1962). Métodos de extracción de las pectinas del café. *Cenicafé* 13(2):69-74.
- CALLE V., H. (1960). Aceites del café. *Cenicafé* 11(9):251-258.
- CALLE V., H. (1955). Producción de gas combustible por fermentación metánica de la pulpa de café (Informe del proyecto QI-10). *Cenicafé* 6(66):198-205.
- CALLE V., H. (1955). Perspectivas para el empleo de la pulpa y ripios del café como materiales curtientes. *Cenicafé* 6(62):69-71.
- CALLE V., H. (1951). Propagación de levaduras alimenticias en la pulpa y mucílago del café. *Revista Cafetera de Colombia* 10(122):3730-3732.
- CALLE V., H. (1951). Producción de alcohol con los desperdicios del café. *Cenicafé* 2(22):33-34.
- CALLE V., H. (1951). Ensayo sobre cultivo de levaduras alimenticias en pulpa de café. *Cenicafé* 2(14):33-36.
- CANTARERO P., V. (1991). Tecnología de tratamiento para los subproductos del beneficio húmedo del café. In: Seminario Internacional sobre Biotecnología en la Agroindustria Cafetera, 2. Manizales (Colombia), Noviembre 4-7. Resúmenes.
- CAPENESS, S. (2002). Adopting vermiculture technology to manage and utilize organic waste. In: WARBURTON, K.; PILLAI-McGARRY, U.; RAMAGE, D. (2002). *Integrated biosystems for sustainable development*. Rural Industries Research and Development Corporation (RIRDC). Publication N° 01/174. Kingston. Australia. p 114-117.
- CÁRDENAS C., J. (2000). Evaluación de un sistema para el tratamiento de los lixiviados de pulpa y mucílago producidos en la tecnología BECOLSUB, STLB. Chía (Colombia), Universidad de la Sabana. Facultad de Ingeniería. 79 p. (Tesis: Ingeniera de Producción Agroindustrial).
- CARRILLO P., I.F.; MEJIA M., B.; FRANCO A., H.F. (1994). Manual de laboratorio para análisis foliares. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. 52 p.
- CASTILLO, M.; BAILLY, H.; VIOLLE, P.; POMMARES, P.; SALLEE, B. (1993). Traitement des eaux résiduaires de d'usines de transformation du café par voie humide. Analyse d'un projet pilote dans la région Xalapa - Coatepec (Mexique). In: Colloque Scientifique International sur le Café, 15. Montpellier (Francia), Juin 6-11. Paris (Francia), ASIC. p. 370-379.
- CASTRO A., R.; HERNÁNDEZ, G. (1991). Treating residual waters of coffee processing plants through biotechnology. In: COLLOQUE Scientifique International sur le Café, 14. San Francisco (Estados Unidos), Juillet 14-19. Abstracts. París (Francia), ASIC. p. 54.
- CENTANARO L., E.; GUTIÉRREZ F., J.I. (1991). Caracterización de los ácidos orgánicos y de algunos otros sólidos solubles presentes en las aguas de lavado frescas del café.

- Bogotá (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Farmacia. 95 p. (Tesis: Químico Farmacéutico).
- CHANDRASEKHAR, V. (1974). Wastes from coffee processing. *Planters' Chronicle* 69(7):133-135, 137-138.
- CHANG, S.T. (1998). Curso Internacional sobre el cultivo de hongos tropicales. Chinchiná, Caldas, Colombia. CENICAFÉ. 89 p.
- CHANG, S. T.; MILES, P.G. (1989). *Edible mushrooms and their cultivation*. Boca Ratón, CRC Press, 1989. 345 p.
- CHYNOWETH, D.P.; REDDY, K.R. (1990). Feasibility manual for aquatic plant wastewater treatment with energy recovery. TVA Fertilizer Publications. Tennessee Valley Authority, Muscle Shoals, AL, USA. Z-260, 169 p.
- COFFEE RESEARCH FOUNDATION - CRF. RUIRU. KENYA. (1977). Recirculation of water combined with land treatment as a solution to the problem of river pollution from coffee factories. *Kenya Coffee* 42(500):367-373.
- COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXSTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. (2001). Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution* 128:283-295.
- COMISIÓN DE AJUSTE DE LA INSTITUCIONALIDAD CAFETERA. (2002). Resumen ejecutivo. 10 p. On line. Internet. Disponible en <http://www.cafedecolombia.com>. Fecha de consulta: Febrero del 2008.
- COOLEY, T. N.; DOORIS, P. M.; MARTIN, D.F. (1980). Aeration as a tool to improve water quality and reduce the growth of hydrilla. *Water Res.* 14:485-490.
- CORDERO C., O. (1977). Tratamiento de los residuos del café. Método: precipitación química y sedimentación acelerada. In: CONGRESO de Ingenieros de los Comités de Cafeteros, 4. Neiva (Colombia). 15 p.
- CORPORACIÓN REGIONAL AUTÓNOMA DEL QUINDÍO. CRQ. (2008). Tarifas de la tasa retributiva para el gremio cafetero 2008. In: Capacitación sobre la distribución de la contaminación en el proceso de beneficio del café. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Calidad y Manejo Ambiental.
- COSSU, R.; HAARSTAD, K.; LAVAGNOLO, M. C.; LITTARRU, P. (2001). Removal of municipal solid waste COD and NH₄-N by phyto-reduction: A laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. *Ecological Engineering* 16:459-470.
- COSTA-PIERCE, B.A. (1998). Preliminary investigation of an integrated aquaculture-wetland ecosystem using tertiary-treated municipal wastewater in Los Angeles County, California. *Ecological Engineering* 10:341-354.
- CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS, G. (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. Editorial McGraw-Hill. Bogotá (Colombia). 1082 p.
- CURVETTO, N. (1999). *Biotecnología de hongos comestibles y medicinales*. Bahía Blanca. Argentina. 74 p.
- DÁVILA, M. T. (2000). Manejo de un lombricultivo. CENICAFÉ. Chinchiná. Caldas (Colombia). Disciplina Química Industrial. 4 p.
- DÁVILA, M. T.; RAMÍREZ, C. A. (1996). Lombricultura en pulpa de café. Chinchiná, CENICAFÉ. 11 p. (Avances Técnicos N° 225).

- DEBUSK, T.A.; PETERSON, J. E; REDDY, K. R. (1995). Use of aquatic and terrestrial plants for removing phosphorus from dairy wastewaters. *Ecological Engineering* 5:371-390.
- DEBUSK, T.A.; REDDY, K.R. (1991). Wastewater treatment and biomass production by floating aquatic macrophytes. Methane from community wastes. Elsevier Science Publishers Ltd., Barking, UK. p 21-36.
- DECAMP, O.; WARREN, A. (2000). Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 14:293-299.
- DEPARTAMENTO DE SANIDAD DEL ESTADO DE NUEVA YORK. (1996). Manual de Tratamiento de Aguas Negras. Editorial Limusa, S.A. de C.V. México, D.F. 304 p.
- DOMINGUEZ O., A. L. (2001). Plantas acuáticas una ecotecnología para el tratamiento de las aguas residuales. *Scientia et Technica* 15:83-87.
- ECKENFELDER, W. W.; PATOCZKA, J. B.; PULLIAM, G. W. (1988). Anaerobic versus Aerobic treatment in the U.S.A. In: HALL, E. R.; HOBSON, P. N. Anaerobic Digestion 1988. Proceedings of the 5th International Symposium on Anaerobic Digestion held in Bologna, Italy, 22-26 May. Pergamon Press. p. 105-114.
- EGER, G. (1978). Biology and breeding of *Pleurotus*. In: Chang, S. T. and W. A. Hayes (Eds). The Biology and Cultivation of Edible Mushrooms. Academic Press, New York. p. 497-519.
- EL-GENDY, A.S.; BISWAS, N.; BEWTRA, J.K. (2005). A floating aquatic system employing water hyacinth for municipal landfill leachate treatment: effect of leachate characteristics on the plant growth. *Journal of Environmental Engineering and Science* 4(4):227-240.
- ENNABILI, A.; ATER, M.; RADOUX, M. (1998). Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquatic Botany* 62:45-56.
- ESPINOSA, M. C.; GUERRA, M.; VIÑAS A., J. (1988). Comportamiento de fenoles y ácidos de volatilidad media en residuales de plantas de beneficio en café tratados en reactor de flujo ascendente con manto de lodo. *Revista Cenic* 19:118.
- EVERITT, J.H.; YANG, C.; FLORES, D. (2003). Light reflectance characteristics and remote sensing of waterlettuce. *Journal of Aquatic Plant Management* 41:39-44.
- FEDERACIÓN NACIONAL DE CAFETEROS DE COLOMBIA. CENTRO NACIONAL DE INVESTIGACIONES DE CAFÉ. CENICAFÉ. (2008). Anuario Meteorológico Cafetero 2006. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. 564 p.
- FEDERACIÓN NACIONAL DE CAFETEROS DE COLOMBIA. CENTRO NACIONAL DE INVESTIGACIONES DE CAFÉ. CENICAFÉ. (2007). Anuario Meteorológico Cafetero 2005. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. 550 p.
- FEDERACIÓN NACIONAL DE CAFETEROS DE COLOMBIA. CENTRO NACIONAL DE INVESTIGACIONES DE CAFÉ. CENICAFÉ. (2006). Anuario Meteorológico Cafetero 2004. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. 554 p.
- FEDERACIÓN NACIONAL DE CAFETEROS DE COLOMBIA. (2008). El café de Colombia. Caficultura Colombiana. La zona cafetera colombiana. On line. Internet. Disponible en <http://www.cafedecolombia.com>. Fecha de consulta: Febrero del 2008.
- FEDERACIÓN NACIONAL DE CAFETEROS DE COLOMBIA. (1993). División de Estrategia y Proyectos Especiales de Comercialización. Vademecum del Tostador Colombiano. Santafé de Bogotá (Colombia). 28 p.

- FEDERACIÓN NACIONAL DE CAFETEROS DE COLOMBIA. (1992). Centro Nacional de Investigaciones de Café, CENICAFÉ. Proyecto QIN-01: "Biodigestión Anaeróbica de las Aguas Residuales del proceso de Beneficio Húmedo del Café". Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 107 p.
- FEDERACIÓN NACIONAL DE CAFETEROS DE COLOMBIA. (1987). Tecnología del cultivo del café. Manizales (Colombia). 404 p.
- FERRER P., J.; SECO T., A. (1999). Tratamiento de aguas. Introducción a los tratamientos físicos, químicos y biológicos. Universidad Politécnica de Valencia. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Valencia (España). 479 p.
- FIA, R. (2008). Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro. Viçosa. Universidade Federal de Viçosa. 181 p. (Tese: Doutorado em Engenharia Agrícola).
- FIA, R.; MATOS, A.T. DE. (2001). Avaliacao da eficiencia e impactos ambientais causados pelo tratamento de águas residuarias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em áreas alagadas. In: Simposio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 2. Vitória (Brasil), Septiembre 24-27. Vitória (Brasil), Ministerio da Agricultura e do Abastecimento - EMBRAPA. 7 p.
- FIELD, J. (1987). Aguas residuales de café. In: Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos -UASB-. Manual del curso. Santiago de Cali (Colombia). p. H1-H11.
- FIELD, J. (1987). Parámetros operativos del manto de lodos anaeróbicos de flujo ascendente. In: Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos -UASB-. Manual del curso. Santiago de Cali (Colombia). p. B1-B35.
- FONSECA Z., C.H.; VILLATE, J.T. (1983). El uso de ecosistemas como tecnología apropiada de tratamiento de aguas. In: XXVI CONGRESO Nacional ACODAL (Colombia). s.n.t.
- FRANCIA P, D. (2000). Tratamiento natural de aguas residuales domésticas mediante pantanos artificiales de flujo subsuperficial. Programa de doctorado conjunto de las Universidades Politécnica de Valencia (España) y de Guanajuato (México). Valencia (España). 196 p. (Tesis doctoral).
- FRANCO P., M.F.; LOMBANA A., G.O. (1989). Estudio del tratamiento anaerobio de las aguas residuales del café con reactores DSFF. Bogotá (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Química. 63 p. (Tesis: Ingeniero Químico).
- GAJALAKSHMI, S.; ABBASI, S.A. (2002). Effect of the application of water hyacinth compost/vermicompost on the growth and flowering of *Crossandra undulataefolia*, and on several vegetables. *Bioresource Technology* 85:197–199.
- GAJALAKSHMI, S.; RAMASAMY, E.V.; ABBASI, S.A. (2002). High-rate composting – vermicomposting of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*, Mart. Solms). *Bioresource Technology* 83:235–239.
- GAJALAKSHMI, S.; RAMASAMY, E.V.; ABBASI, S.A. (2001). Potential of two epigeic and two anecic earthworm species in vermicomposting of water hyacinth. *Bioresource Technology* 76:177–181.
- GARAVITO, A.; PUERTA, G. I. (1998). Utilización del mucílago de café en la alimentación de cerdos. *Cenicafé* 49(3):231-256.

- GARCÍA, J.; AGUIRRE, P.; BARRAGÁN, J.; MUJERIEGO, R.; MATAMOROS, V., BAYONA, J.M (2005). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 25:405-418.
- GÓMEZ C., F.A. (1997). Estudio del cultivo de los hongos *Pleurotus ostreatus* (Jacq. ex Fr.) Kumm y *Pleurotus sajor-caju* (Fr.) Sing. en pulpa de café. Manizales (Colombia), Universidad Católica de Manizales. Facultad de Ciencias de la Salud. 150 p. (Tesis: Bacteriólogo y Laboratorista Clínico).
- GRAETZ, D.A.; REDDY, K.R. (1988). Anaerobic Digester Residues: Treatment and Utilization. p. 445-454. In W. H. Smith and J. R. Frank (ed.) *Methane from Biomass: A Systems Approach*. Elsevier Appl. Sci. Publ., New York, NY.
- GRAF, W. L. (1980). Riparian management: A flood control perspective. *J. Soil Water Conserv.* 35:158-162.
- GRUESO V., J.R.; JARAMILLO G., L.M. (1998). Seguimiento y evaluación del prototipo de planta de tratamiento de aguas residuales domésticas Fundación Manuel Mejía, Convenio Federación Nacional de Cafeteros-Consejo Británico. Manizales (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería y Administración. 87 p. (Tesis: Ingeniero Químico).
- GUTERSTAM, B. (1996). Demonstrating ecological engineering for wastewater treatment in a Nordic climate using aquaculture principles in a greenhouse mesocosm. *Ecological Engineering* 6:73-97.
- GUTIÉRREZ C., J.A. (1984). Bases para el tratamiento biológico anaeróbico de las aguas mieles producidas por el proceso húmedo del beneficiado del café. San Salvador (El Salvador), Universidad Centroamericana José Simeón Cañas. s.p. (Tesis: Ingeniero Químico).
- HACH COMPANY. (1988). DR/2000 Spectrophotometer. Procedures Manual. Loveland, Colorado, USA. 394 p.
- HAMMER, D.A. (1991). *Constructed wetlands for wastewater treatment; Municipal, Industrial and Agricultural*. Chelsea, Michigan (Estados Unidos), Lewis Publishers. 831 p.
- HAZELIP, E. (1998). Depuración natural de aguas residuales. *Bioconstrucción*. Revista Estacional La Osa. Guía de vida natural del Cántabro. España. On line. Internet. Disponible en <http://www.laosa.org/revista/6/biocons.htm>. Fecha de consulta: Enero del 2008.
- HENRY-SILVA, G.G.; MONTEIRO-CAMARGO, A.F. (2002). Nutritive value of free-floating aquatic macrophytes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta*), used in aquaculture waste treatment. *Acta Scientiarum - Biological and Health Sciences* 24(2):519-526.
- HERNÁNDEZ R., H.; LONDOÑO S., R. J. DEL P. (1988). Análisis químico de algunos de los principales componentes de las aguas residuales del beneficio del café. Bogotá (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Farmacia. 152 p. (Tesis: Químico Farmacéutico).
- HILL, D. T.; PAYNE, V. W. E.; ROGERS, J. W.; KOWN, S.R. (1997). Ammonia effects on the biomass production of five constructed wetland plant species. *Bioresource Technology* 62:109-113.
- HOBBS, C. (1996). *Medicinal mushrooms. An exploration of tradition, healing, e culture*. 3^a ed. Loveland, Interweave Press. 252 p.

- HOUSE, C.H.; BROOME, S.W.; HOOVER, M.T. (1994). Treatment of nitrogen and phosphorus by a constructed upland-wetland wastewater treatment system. *Water Science and Technology* 29(4):177-184.
- HOWARD, V. (2008). *Pistia stratiotes*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. On line. Internet. Disponible en <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=1099>. Fecha de consulta: Diciembre 30 del 2008.
- HUANG, J.; RENEAU JR, R.B.; HAGEDORN, C. (2000). Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Wat. Res.* 34(9):2582-2588.
- ISAZA H., J. D. (1996). Manual de laboratorio de biodigestión anaeróbica y caracterización de aguas residuales. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. p.v.
- JACQUET, M. (1992). La technologie du café, la valorisation des sous-produits et le traitement des eaux résiduaires dans trois pays d'Amérique centrale: Costa Rica, Nicaragua et Salvador. Montpellier (Francia), CIRAD-IRCC. 44 p.
- JADHAV, R.S.; BUCHBERGER, S.G. (1995). Effects of vegetation on flow through free water surface wetlands. *Ecological Engineering* 5:481-496.
- JARAMILLO L., C.; RODRÍGUEZ V., N.; GÓMEZ C., F.A. (1999). Cultivo de hongos tropicales sobre residuos agroindustriales presentes en la zona cafetera. Informe final experimento QIN-09-23. Chinchiná (Colombia), CENICAFE. 44 p.
- JARAMILLO R., A. (2005). Clima andino y el café en Colombia. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. 192 p.
- JARAMILLO R., A.; GÓMEZ G., L. (1974). Estudio de la temperatura del suelo a diferentes profundidades. *Cenicafé* 25(1):3-18.
- JENKINS, G.A.; GREENWAY, M. (2005). The hydraulic efficiency of fringing versus banded vegetation in constructed wetlands. *Ecological Engineering* 25:61-72.
- JENKIS, S.R., MORGAN, J.M., SAWYER, C.L. (1983). Monitoring Anaerobic Sludge Digestion and Growth by a Simple Alkalimetric Titration. *J. Wat. Poll. Cont. Fed.* 55 (5):448-453.
- JIANG, Z.; XINYUAN, Z. (1998). Treatment and utilization of wastewater in the Beijing Zoo by an aquatic macrophyte system. *Ecological Engineering* 11:101-110.
- JIN, G.; KELLEY, T.; FREEMAN, M.; CALLAHAN, M. (2002). Removal of N, P, BOD_5 , and coliform in pilot-scale constructed wetland systems. *International Journal of Phytoremediation* 4(2):127-141.
- JING, SHUH-REN; LIN, YING-FENG; WANG, TZE-WEN; LEE, DER-YUAN. (2002). Microcosm Wetlands for Wastewater Treatment with Different Hydraulic Loading Rates and Macrophytes. *J. Environ. Qual.* 31:690-696.
- JONES, K. (1995). Shiitake. The healing mushroom. Vermont, Healing Arts Press Rochester. 120 p.
- KENGNE, I. M.; BRISSAUD, F.; AKOA, A.; ETEME, R.A.; NYA, J.; NDIKEFOR, A.; FONKOU, T. (2003). Mosquito development in a macrophyte-based wastewater treatment plant in Cameroon (Central Africa). *Ecological Engineering* 21:53-61.
- KLUTE, A.; DIRKSEN, C. (1986). Hydraulic Conductivity and Diffusivity: Laboratory Methods. In: Klute (Editor). *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. Second Edition. Madison (Estados Unidos), American Society of Agronomy. Cap 28: 687-734.

- KNIGHT, R.L.; WALTON, W.E.; O'MEARA, G.F.; REISEN, W.K.; WASS, R. (2003). Strategies for effective mosquito control in constructed treatment wetlands. *Ecological Engineering* 21:211-232.
- LANCHEROS A., C.L.; ORDOÑEZ, V.H. (1988). Estudio preliminar de la remoción anaerobia de carga orgánica de las aguas residuales del café, con diferentes soportes. Bogotá (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería Química. 90 p. (Tesis: Ingeniero Químico).
- LANDESMAN, L.; PARKER, N.C.; FEDLER, C.B.; KONIKOFF, M. (2005). Modeling duckweed growth in wastewater treatment systems. *Livestock Research for Rural Development*. 17(6):61.
- LANGERGRABER, G.; PRANDTSTETTEN, C.; PRESSL, A.; ROHRHOFER, R.; HABERL, R. (2007). Optimization of subsurface vertical flow constructed wetlands for wastewater treatment. *Water Science and Technology* 55(7):71-78.
- LARA, C. R; DIAZ, J.; USAQUÉN, O. L.; FORERO, L. (1999). Postratamiento del efluente de un reactor UASB por medio de un humedal artificial. Universidad de Boyacá (Colombia). On line. Internet. Disponible en: http://www.rds.org.co/aa/img_upload/2c3473c46134962901b3d566d2945318/Humeda1_artificial_tratamaguas14_1_.pdf. Fecha de consulta: Julio 4 del 2008. 20 p.
- LARA B., J. A. (1999). Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Instituto Catalán de Tecnología. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona (España). 114 p.
- LARDÉ, G. (1996). Efecto coagulante del hidróxido cálcico en aguas residuales del café. In: Simposio sobre Caficultura Latinoamericana, 17. San Salvador (El Salvador), Octubre 23-27, 1995. Memorias. Tegucigalpa (Honduras), IICA-PROMECAFE. v.1. p.v.
- LARDÉ, G. (1990). Digestión anaerobia de aguas residuales del café en una columna empacada con anillos de bambú. In: Simposio de Caficultura Latinoamericana, 11. San Salvador (El Salvador), Diciembre 5-6, 1988. Memorias. Guatemala, IICA-PROMECAFE. p. 213-230.
- LARDÉ, G. (1984). Aprovechamiento de los subproductos del café: El caso de El Salvador. In: Congreso Nacional de Ingeniería, 6. San Salvador (El Salvador), Noviembre 1-24. Memorias. p. 46-62.
- LARDÉ, G.; JACINTO, S. (2000). Cambios del agua residual del café en una laguna de estabilización. In: Simposio Latinoamericano sobre Caficultura, 19. San José (Costa Rica). Memorias. San José (Costa Rica), ICAFE-IICA-PROMECAFE. p. 473-481.
- LARDÉ, G.; SARAVIA, L.A. (1997). Infiltración y evaporación de agua del lavado del café en el beneficio EL 77, Chalchuapa, El Salvador. In: Simposio Latinoamericano sobre Caficultura, 18. San José (Costa Rica), Septiembre 16-18, 1997. Memorias. San José (Costa Rica), ICAFE-IICA-PROMECAFE. p 415-418.
- LARDÉ, G.; VELÁZQUEZ Z., E.; RODRÍGUEZ, N.; HERNÁNDEZ, O. JACINTO, S. ORTÍZ, E.; TOBAR, L.; ZELAYA, W. (1997). Situación actual de los desechos líquidos del café en El Salvador. In: Simposio Latinoamericano sobre Caficultura, 18. San José (Costa Rica). Septiembre 16-18, 1997. Memorias. San José (Costa Rica), ICAFE-IICA-PROMECAFE. p. 425-428.
- LIM, P. E.; WONG, T. F.; LIM, D.V. (2001). Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International* (26):425-431.

- LIMA, L. A.; MARTINS, C. DE P.; EVANGELISTA, A. W. P.; ALVES, D. N. B.; GONZAGA, R. P. (2007). Efeitos da aplicação de água residuária da despolpa do café sobre atributos físicos e químicos do solo. In: Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil (5: Águas de Lindóia, SP: 2007). Anais. Brasília, D.F.: Embrapa - Café. 3 p.
- LO MÓNACO, P.A. (2005). Fertilização do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. Vicosa (Brasil), Universidade Federal de Vicosa. 111 p. (Tesis: Doctor Scientiae).
- LO MÓNACO, P.A.; MATOS, A.T. DE; EMMERICH, I.N.; CACHALDORA, D.N. (2001). Influencia da granulometria de materiais orgânicos filtrantes na eficiencia de tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro. In: Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 2. Vitória (Brasil), Septiembre 24-27, 2001. Vitória (Brasil), Ministerio da Agricultura e do Abastecimento - EMBRAPA. 7 p.
- LO MÓNACO, P.A.; MATOS, A.T. DE; SILVA, N.C.L. (2007). Alteração das características químicas do solo quando fertilizado com água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro. In: Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 5. Águas de Lindóia (Brasil), Maio 7-11, 2007. Anais. Brasília (Brasil), EMBRAPA Café. 4 p.
- LÓPEZ A., M.; CALLE V., H. (1956). Valor comparativo de la pulpa de café descompuesta como abono. *Cenicafé* 7(81):285-297.
- LORD, R. D. (1982). Uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. Serie Bibliográfica 1. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Méjico. 96 p.
- LUEDERITZ, V.; ECKERT, E.; LANGE-WEBER, M.; LANGE, A.; GERSBERG, R. (2001). Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 18:157-171.
- LUIZ, F. A. R. (2007). Desempenho de reatores anaeróbios de leito fixo no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro. Viçosa: UFV (Brasil). 132 p. (Dissertação - Mestrado em Engenharia Agrícola).
- MADERA, C.A., SILVA, J. P., PEÑA, M. R. (2005). Sistemas Combinados para el tratamiento de aguas residuales basados en tanque séptico - filtro anaerobio y humedales subsuperficiales. *Ingeniería y Competitividad*: 2(2):5-10.
- MAHMOOD, Q.; ZHENG, P.; ISLAM, E.; HAYAT, Y.; HASSAN, M.J.; JILANI, G.; JIN, R.C. (2005). Lab scale studies on water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Martens Solms) for biotreatment of textile wastewater. *Caspian Journal of Environmental Sciences* 3(2):83-88.
- MANDI, L.; ABISSY, M.; BOUHOUM, K.; ASMAMA, S.; AMAHMID, O. (1998). Use of Wastewater Treated by *Typha latifolia* Beds for Rye Grass Irrigation. *Agr. Med.* 128:59-71.
- MARÍN, J. C.; LÓPEZ, A., BEHLING, E.; COLINA, G.; FERNÁNDEZ, N. (2006). Behavior of metals (Pb, Zn, Fe, Al and Ni) during coal mine drainages treatment in constructed wetlands. *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia* 29(2):100-110.
- MARTÍN, M., I. (1993). Sistemas de aplicación al suelo. Filtros verdes. In: Tratamiento de aguas residuales, basuras y escombros en el ámbito rural. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid (España). p. 155 - 185.
- MATOS, A.T.; CABANELLAS, C.F.G.; CECON, P.R.; BRASIL, M.S.; MUDADO, C.S. (2007). Efeito da concentração de coagulantes e do pH da solução na turbidez da água,

- em recirculação, utilizada no processamento dos frutos do cafeeiro. *Engenharia Agrícola* 27(2):544-551.
- MATOS, A.T. DE; EMMERICH, I.N.; RUSSO, J.R. (2005). Tratamento por escoamento superficial de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em rampas cultivadas com azevém. *Engenharia na Agricultura* 13(4):240-246.
- MATOS, A.T. DE; FIA, R.; LO MÓNACO, P.A. (2001). Fertirrigação da cultura do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e despolpa de seus frutos. In: Simposio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 2. Vitória (Brasil), Septiembre 24-27, 2001. Vitória (Brasil), Ministerio da Agricultura e do Abastecimento - EMBRAPA. 6 p.
- MATOS, A.T. DE; FIA, R.; PINTO, A.B.; GOMES FILHO, R.R.; REZENDE, A.A.P. (2000). Qualidade das águas superficial e subterranea em área alagada usada para tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos de cafeeiro. In: SIMPOSIO de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 1. Pocos de Caldas (Brasil), Setembro 26-29, 2000. Resumos expandidos. Pocos de Caldas (Brasil), Ministerio da Agricultura e do Abastecimento. 4 p.
- MATOS, A.T. DE; FUKUNAGA, D.C.; PINTO, A.B.; RUSSO, J.R. (2001). Remocao de DBO e DQO em sistemas de tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa do fruto do cafeeiro com rampas cultivadas com aveia preta. In: Simposio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 2. Vitória (Brasil), Septiembre 24-27, 2001. Vitória (Brasil), Ministerio da Agricultura e do Abastecimento - EMBRAPA. 6 p.
- MATOS, A.T. DE; MAGALHAES, M.A.; FUKUNAGA, D.C. (2006). Remocao de sólidos em suspensao na água residuária da despolpa de frutos do cafeeiro em filtros constituídos por pergaminho de graos de café submetido a compressoes. *Engenharia Agrícola* 26(2):610-616.
- MATOS, A.T. DE; PINTO, A.B.; BORGES, J.D. (2000). Caracterizacao das águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro e possibilidade de seu uso na fertirrigacao. In: Seminario Internacional sobre Biotecnologia na Agroindústria Cafeeira, 3. Londrina (Brasil), Maio 24-28, 1999. Anais. Londrina (Brasil), UFPR-IAPAR-IRD. p. 395-396.
- MATOS, A.T. DE; PINTO, A. B.; LO MÓNACO, P. A. (2003). Mobilidade de nitrato no solo em rampas de tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro por escoamento superficial. In: Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil e Workshop Internacional de Café & Saúde, (3.: 2003: Porto Seguro). Anais. Brasília, DF: Embrapa Café. p. 425-426.
- MATOS, A.T. DE; PINTO, A.B.; PEREIRA, O.G.; BARROS, F.M. (2005). Extracao de nutrientes por forrageiras cultivadas com água residuária do beneficiamento de frutos do cafeeiro. *Revista Ceres* 52(303):675-688.
- MATUK V, V.; PUERTA Q, G. I.; RODRÍGUEZ V, N. (1997). Impacto biológico de los efluentes del beneficio húmedo del café. *Cenicafé* 48(4):234-252.
- MAZZEO, N.; CROSA, D.; SOMMARUGA, R. (1993). Productividad y variación estacional de la biomasa de *Pistia stratiotes* L. en el reservorio del Cisne, Uruguay. *Acta Limnologica Brasiliensia* (6):186-195.
- MBURU, J.K.; THUO, J.T.; MARDER, R.C. (1994). The characterization of waste water from coffee processing factories in Kenya. *Kenya Coffee* 59(690):1757-1762.

- McELDOWNEY, S.; HARDMAN, D.J.; WAITE, S. (1993). Macrophyte systems for nitrate and phosphate removal. *Pollution: ecology and biotreatment*. Longman Scientific & Technical, Harlow, UK. p. 174-189.
- METCALF AND EDDY INC. (1995). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Tercera edición. Editorial McGraw-Hill. Madrid (España). 2 Volúmenes.
- METCALF AND EDDY INC. (1977). *Tratamiento y depuración de las aguas residuales*. Primera Edición. Editorial Labor, S.A. Barcelona (España). 837 p.
- MEULEMAN, A. F. M.; LOGTESTIJN, R. VAN.; RIJS, G. B. J.; VERHOEVEN, J. T. A. (2003). Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 20:31-44.
- MILES, P. G.; CHANG, S. T. (1999). *Biología de las setas. Fundamentos básicos y acontecimientos actuales*. Santafé de Bogotá, World Scientific. 206 p.
- MONTILLA P., J. (2006). *Caracterización de algunas propiedades físicas y factores de conversión del café*. Manizales (Colombia), Universidad de Caldas. Facultad de Ciencias Agropecuarias. 107 p. (Tesis: Ingeniera Agrónoma).
- MORA H., W.G. (1978). *Tratamiento de residuos de café en Costa Rica*. San Pedro de Montes de Oca (Costa Rica), Universidad de Costa Rica. Facultad Agronomía. 67 p.
- MORALES, E. (1986). Potencial de plantas acuáticas en el tratamiento de aguas residuales. *Colombia: Ciencia y Tecnología* 4(2):26-28.
- MORALES O., J. J. (1989). *Tratamiento de aguas residuales. Reutilización y prensado de pulpa en el beneficio de café*. In: Seminario Internacional sobre Biotecnología en la Agroindustria Cafetalera, 1. Xalapa (México), Abril 12-15, 1989. México, Instituto Mexicano del Café. p. 77-94.
- MUÑOZ, J. M. (1993). Biodiscos. Filtros Percoladores. In: *Tratamiento de aguas residuales, basuras y escombros en el ámbito rural*. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid, España. p. 187-213.
- MUÑOZ V., J. A. (1993). *Tratamientos anaerobios de aguas residuales agroindustriales: Parámetros de operación, diseño y control*. In: *Tratamiento de aguas residuales, basuras y escombros en el ámbito rural*. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid, España. p. 215-254.
- MURUGESAN, A. G.; VIJAYALAKSHMI, G. S.; SUKUMARAN, N.; MARIAPPAN, C. (1995). Utilization of Water Hyacinth for Oyster Mushroom Cultivation. *Bioresource Technology* 51:97-98.
- NALCO CHEMICAL COMPANY. (1989). *Manual del agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones*. Editorial McGraw – Hill. México, D. F., Tomo III. p 32-1 a 43-20.
- NATIONAL BIOLOGICAL INFORMATION INFRASTRUCTURE (NBII). (2005). Invasive Species Specialist Group (ISSG). *Pistia stratiotes*. On line. Internet. Disponible en <http://www.invasivespecies.net/database/species/ecology.asp?>. Fecha de consulta: Diciembre 30 del 2008.
- NICHOLS, P. B.; COUCH, J. D.; AL-HAMDANI, S. H. (2000). Selected physiological responses of *Salvinia minima* to different chromium concentrations. *Aquatic Botany* 68:313-319.
- NOYOLA R., A. (1989). *Los procesos anaerobios en el tratamiento de aguas residuales*. In: Seminario Internacional sobre Biotecnología en la Agroindustria Cafetalera, 1. Xalapa (México), Abril 12-15. México, Instituto Mexicano del Café. p. 95-109.

- OCHOA, C. R.; RAMÍREZ C., J. M. (1993). Reducción de la contaminación producida por los desechos sólidos y líquidos del beneficiado del café; factibilidad técnica de las metodologías y tecnologías propuestas por el ICAFE. Informe Final. San José (Costa Rica), Banco Interamericano de Desarrollo. Instituto del Café de Costa Rica. 208 p.
- OLGUÍN, E.J.; HERNÁNDEZ, E.; COUTIÑO, P.; GONZÁLEZ, R. (1998). Tecnologías ambientales para el desarrollo sustentable, ISBN 968-7213-63-9. Aprovechamiento de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. On line. Internet. Disponible en <http://homepage.westmont.edu/u/outside/phil.soderman/www/tab.htm>. Fecha de consulta: Septiembre del 2002.
- OLGUÍN, E.J.; RODRÍGUEZ, D.; SÁNCHEZ, G.; HERNÁNDEZ, E.; RAMÍREZ, M.E. (2003). Productivity, protein content and nutrient removal from anaerobic effluents of coffee wastewater in *Salvinia minima* ponds, under subtropical conditions. Acta Biotechnol. 23(2-3):259-270.
- OLIVEROS T., C. E. (2002). El beneficio Ecológico del Café. In: Seminario sobre tecnología para la producción y beneficio de café orgánico. Chinchiná (Colombia). CENICAFÉ-ICONTEC. p. 54-55.
- ONAINDIA, M.; BIKUÑA, B. G. DE; BENITO, I. (1996). Aquatic Plants in Relation to Environmental Factors in Northern Spain. Journal of Environmental Management 47:123-137.
- OROZCO, A.; GIRALDO, E. (1986). Tratamientos anaerobios de las aguas residuales. Santafé de Bogotá (Colombia), Universidad de los Andes. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Civil. 190 p.
- OROZCO R., P. A. (2003). Arranque y puesta en marcha de un reactor metanogénico tipo UAF para el tratamiento de las aguas residuales del lavado del café. Manizales (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería y Arquitectura. 90 p. (Tesis: Ingeniera Química).
- OROZCO S., R. A. (1973). Purificación de aguas residuales del beneficio del café mediante tratamiento químico. In: Colloque Scientifique International sur le Café, 6. Juin 4-9. París (Francia), ASIC. p. 290-296.
- OVIEDO, M. (1988). Caracterización de aguas residuales provenientes de beneficiado húmedo del café; estudio de tratabilidad a nivel de laboratorio. Barquisimeto (Venezuela), IUPB, 260 p.
- PACIONI, G. (1982). Guía de hongos. 3ª ed. Barcelona, Ediciones Grijalbo. 523 p.
- PALMA R., M. I; GONZÁLEZ F., R. (1989). Algunos cambios químicos que sufren las aguas residuales del beneficio del café por almacenamiento. Bogotá (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Farmacia. 134 p. (Tesis: Químico Farmacéutico).
- PARDO G., F.B.; RAMOS P., I.A. (1987). Ensayos para depurar las aguas de lavado del café usando carbón activado y/o coque. Bogotá (Colombia), Fundación Universidad de América. Facultad de Ingeniería Química. 372 p. (Tesis: Ingeniero Químico).
- PARRA H., J.; CALLE V., H. (1967). Conversión de los rípios de café en compost. Cenicafé 18(4):103-115.
- PÉREZ R., O. (1990). Sistema anaerobio para el tratamiento de las aguas residuales del beneficio del café. Bogotá (Colombia), Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería. 70 p. (Tesis: Magister en Ingeniería Ambiental).

- PERKINS, J.; HUNTER, C. (2000). Removal of enteric bacteria in a surface flow constructed wetland in Yorkshire, England. *Wat. Res.* 34(6):1941-1947.
- PINEDA M., C. R. (1997). Evaluación del sedimento de las lagunas de tratamiento de aguas mieles del beneficiado en la producción de viveros de café. In: Seminario Nacional de Investigación y Transferencia en Caficultura, 6. Tegucigalpa (Honduras), Noviembre 22-24, 1995. Memorias. Tegucigalpa (Honduras), Instituto Hondureño del Café. p. 159-167.
- PINTO, A.B.; MATOS, A.T. DE; FUKUNAGA, D.C. (2000). Produtividade e desempenho agronomico de duas forrageiras para uso em tratamento por disposicao no solo das águas residuárias da lavagem e despulpa de frutos do cafeeiro. In: Simposio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 1. Pocos de Caldas (Brasil), Setembro 26-29. Resumos expandidos. Pocos de Caldas (Brasil), Ministerio da Agricultura e do Abastecimento. 5p.
- PIZANO, D. (2001). El café en la encrucijada. Evolución y perspectivas. Editorial Alfa Omega. Bogotá, Colombia. 80 p.
- POLPRASERT, C.; KHATIWADA, N.R. (1998). An integrated kinetic model for water hyacinth ponds used for wastewater treatment. *Wat. Res.* 32(1):179-185.
- PORRES, C. (1991). Tratamiento de aguas de beneficiado de café en América Central. In: Simposio Internacional sobre Biotecnología en la Agroindustria Cafetera, 2. Manizales (Colombia), Noviembre 4-7. Resúmenes.
- PORRES, C.; CALZADA, J. F. (1991). Planta piloto para el tratamiento de efluentes procedentes del despulpado y lavado (aguas mieles) de café. Guatemala, ICAITI. 11 p.
- POTT, V. J.; POTT, A. (2002). Potential utilization of aquatic plants for wastewater treatment. Documentos - Embrapa Gado de Corte. Embrapa Gado de Corte, Campo Grande, Brazil. 25 p.
- PRODUCTOS QUÍMICOS ANDINOS. S. A. (PQA). (2008). Producto Agrobblack Esp 6. On Line. Internet. Disponible en <http://www.pqa.com.co/producto.php?> Fecha de consulta: Abril del 2008.
- PRYSTAY, W.; LO, K.V. (2001). Treatment of greenhouse wastewater using constructed wetlands. *Journal of Environmental Science and Health. Part B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 36(3): 341-353.
- PUERTA Q., G. I; RODRÍGUEZ V., N. (2001). Buenas Prácticas de Manufactura, Programa de Saneamiento y Plan HACCP para el proceso del café en la finca. Manizales (Colombia), Universidad de Caldas. Facultad de Ingeniería. Programa de Ingeniería de Alimentos. 360 p. (Tesis: Especialización Gestión de Calidad e Inocuidad de Alimentos).
- PUIGAGUT, J.; SALVADO, H.; GARCIA, D.; GRANES, F.; GARCIA, J. (2007). Comparison of microfauna communities in full scale subsurface flow constructed wetlands used as secondary and tertiary treatment. *Wat. Res.* 41(8):1645-1652.
- RAJARATHNAM, S.; BANO Z. (1991). Biological utilization of edible fruiting fungi. In: Arora, D.; Mukerji, K.; Math, E. (Eds). *Handbook of Applied Mycology. Foods and Feeds. Volume 3.* New York, Marcel Dekker. p 241-292.
- REDDY, K. R. (1988). Water Hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms] biomass cropping system. I. Production. p. 103-140. In: *Methane from Biomass - A Systems Approach.* W. H. Smith and J. Frank (ed.). Elsevier Appl. Sci. Publ., New York, NY.

- REDDY, K. R. (1983). Fate of nitrogen and phosphorus in a wastewater retention reservoir containing aquatic macrophytes. *J. Environ. Qual.* 12(1):137-141.
- REDDY, K. R.; CAMPBELL, K. L.; GRAETZ, D. A.; PORTIER, K.M. (1982). Use of biological filters for treating agricultural drainage effluents. *J. Environ. Qual.* 11(4):591-595.
- REDDY, K.R.; DEBUSK, W.F. (1985). Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *J. Environ. Qual.* 14(4):459-462.
- REDDY, K.R.; DEBUSK, W.F. (1985). Growth Characteristics of Aquatic Macrophytes Cultured in Nutrient – enriched Water: II. Azolla, Duckweed, and Salvinia. *Economic Botany* 39(2):200-208.
- REDDY, K.R.; DEBUSK, W.F. (1984). Growth Characteristics of Aquatic Macrophytes Cultured in Nutrient - enriched Water: I. Water Hyacinth, Water Letuce, and Pennywort. *Economic Botany* 38(2):229-239.
- REDDY, K.R.; TUCKER, J.C. (1983). Productivity and Nutrient Uptake of Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*. I. Effect of Nitrogen Source. *Economic Botany* 37(2):237-247.
- REED, S. C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E. J. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. Second Edition. McGraw-Hill, Inc. USA. 433 p.
- REPÚBLICA DE COLOMBIA. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2005). *Modelo de Gestión Integral del Recurso hídrico*. 335 p.
- REPÚBLICA DE COLOMBIA. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2004). *Decreto Número 3440*. Bogotá (Colombia). 4 p.
- REPÚBLICA DE COLOMBIA. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2004) *Implementación de la tasa retributiva en Colombia*. Grupo de análisis e Investigación. Bogotá (Colombia). 30 dp.
- REPÚBLICA DE COLOMBIA. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2003). *Decreto Número 3100*. Bogotá (Colombia). 12 p.
- REPÚBLICA DE COLOMBIA. Ministerio del Medio Ambiente. (2002). *Guía para el manejo, tratamiento y disposición final de las aguas residuales municipales*. Santafé de Bogotá (Colombia). Ministerio del Medio Ambiente. 64 p.
- REPÚBLICA DE COLOMBIA. Ministerio del Medio Ambiente. (1997). *Resolución 0273 de 1997*. Santafé de Bogotá (Colombia). Ministerio del Medio Ambiente. 2 p.
- REPÚBLICA DE COLOMBIA. Ministerio del Medio Ambiente. (1997). *Decreto número 901 de 1997*. Santafé de Bogotá (Colombia). Ministerio del Medio Ambiente. 9 p.
- REPÚBLICA DE COLOMBIA. Ministerio de Salud. (1984). *Decreto número 1594 de 1984*. Santafé de Bogotá (Colombia). Ministerio de Salud. 48 p.
- REVISTA SALUD COLOMBIA. (2003). *Informe Especial. Indicadores Básicos de Salud en Colombia*. On line. Internet . Disponible en <http://www.saludcolombia.com>. Fecha de consulta: Febrero del 2008.
- RICHERSON, M.M; JACONO, C.C. *The Salvinia auriculata complex*. On line. Internet. Disponible en: <http://salvinia.er.usgs.gov/>. Fecha de consulta: Diciembre 30 del 2008.
- RIGUEIRA, R. J. A.; LACERDA FILHO, A.F.; MATOS, A.T. (2005). *Alteração nas características físicas, químicas e bioquímicas da água no processo de lavagem, despolpa e desmucilagem de frutos do cafeeiro*. In: *Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil (4: Londrina, PR: 2005)*. Anais. Brasília, D.F.: Embrapa - Café. 5 p.

- RINKER, D.L.; ZERI, KANG, S. W. (2005). Reciclado del sustrato gastado (residual) de hongos ostra. In: Manual del Cultivador de Hongos 1. Cultivo del Hongo Ostra. MushWorld-Heineart Inc., Seol, Korea. p. 202–207.
- ROA, G.; OLIVEROS, C.E.; ÁLVAREZ, J.; RAMÍREZ, C.A.; SANZ, J.R.; DÁVILA, M.T.; ÁLVAREZ, J.R.; ZAMBRANO, D.A.; PUERTA, G.I.; RODRÍGUEZ, N. (1999). Beneficio Ecológico del café. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. 300 p.
- ROBLES A., S.E. (1979). Estudio preliminar del tratamiento de las aguas de lavado de café con jacintos de agua (*Eichhornia crassipes*). Guatemala, Universidad de San Carlos de Guatemala. Escuela de Ingeniería Química. 44 p.
- ROBLES A., S.E.; CALZADA, J.F.; ROLZ, C. (1983). Tratamiento de las aguas de lavado de café usando jacintos acuáticos. Ingeniería Química 3(4):11-14.
- RODAS R., C.A. (1987). Estudio de caso: soluciones provisionales para la disposición de aguas de lavado de café en Guatemala. In: Simposio Internacional sobre la Utilización Integral de los Subproductos del Café, 3. Guatemala, 16-18 febrero. Guatemala, ICAITI-ANACAFE-PNUMA. p. 94-98.
- RODRÍGUEZ, C.; JENSSEN, P.D. (2005). The effect of water hyacinths for wastewater treatment under Cuban climatic conditions. Water Science and Technology 51(12):275-282.
- RODRÍGUEZ P., C.; DÍAZ M., M.A.; GUERRA D., L.; HERNÁNDEZ D., J. M. (1996). Acción depuradora de algunas plantas acuáticas sobre las aguas residuales. In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 25, México, D.F. 5 p.
- RODRÍGUEZ P., S.; PÉREZ S., R. M.; FERNÁNDEZ B., M. (2000). Estudio de la biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales del beneficio húmedo del café. Interciencia 25(8):386-390.
- RODRÍGUEZ R., J.; PALMA, J. (2000). Valor nutritivo del repollito de agua (*Pistia stratiotes* L) y su posible uso en la alimentación animal. Zootecnia Trop. 18(2):213-226.
- RODRÍGUEZ V., N. (2007). Manejo y Aprovechamiento de los subproductos del proceso de beneficio del café. Conferencia dirigida a la Junta Directiva UTZ Certified. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Calidad y Manejo Ambiental. 42 dp.
- RODRÍGUEZ V., N. (2007). Balance energético en la producción de etanol a partir de la pulpa y el mucílago de café y poder calorífico de los subproductos del proceso del cultivo de café. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Calidad y Manejo Ambiental. 7 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (2007). Avances del Experimento QIN-08-06. Producción de alcohol carburante a partir de la pulpa y el mucílago del café. In: Informe anual de actividades 2006-2007. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Calidad y Manejo Ambiental. 78 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (2006). Módulo Manejo Integrado del agua. Maestría en desarrollo sostenible y medio ambiente. Manizales (Colombia). Universidad de Manizales. 176 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (2003). Aprovechamiento de los residuos sólidos generados en el cultivo e industrialización del café para la producción de hongos comestibles y medicinales. Valencia (España). Universidad Politécnica de Valencia. 140 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (2003). Ensilaje de pulpa de café. Chinchiná, CENICAFÉ. 8 p. (Avances Técnicos N° 313).

- RODRÍGUEZ V., N. (2000). Cultivo de hongos sobre biomasa de macrófitas. Escala laboratorio. In: Informe anual de actividades 1999-2000. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 56 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1999). Manejo de residuos en la agroindustria cafetera. In: Seminario Internacional gestión integral de residuos sólidos y peligrosos. Siglo XXI. Medellín (Colombia). 8 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1999). Avances del Experimento QIN-08-02. Obtención de pectinas a partir de la pulpa y el mucílago del café. In: Informe anual de actividades 1998-1999. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 90 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1999). Avances del Experimento QIN-02-03. Metanogénesis de las aguas residuales del beneficio del café. In: Informe anual de actividades 1998-1999. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 90 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1999). Cargas orgánicas aplicadas en reactores anaerobios de columna suplementados con urea y operados a 30°C. In: Informe anual de actividades 1998-1999. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 90p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1999). Cultivo de hongos comestibles en subproductos de la zona cafetera. In: Informe anual de actividades 1998-1999. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 90 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1998). Cargas orgánicas aplicadas en reactores anaerobios de columna operados a 30°C. In: Informe anual de actividades 1997-1998. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 39 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1998). Tratamiento de aguas mieles a escala de planta piloto. In: Informe anual de actividades 1997-1998. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 39 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1998). Postratamiento de las aguas mieles a escala de laboratorio. In: Informe anual de actividades 1997-1998. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 39 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1997). Postratamiento de las aguas mieles a escala de laboratorio. In: Informe anual de actividades 1996-1997. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 95 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1997). Cargas orgánicas aplicadas en reactores anaerobios de columna suplementados con N, P y S operando a temperatura ambiente. In: Informe anual de actividades 1996-1997. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 95 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1997). Costos de tratamiento de aguas mieles. In: Informe anual de actividades 1996-1997. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 95 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1997). Ensilaje de la pulpa de café. In: Informe anual de actividades 1996-1997. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 95p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1997). Tratamiento de aguas mieles a escala de planta piloto. In: Informe anual de actividades 1996-1997. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 95 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1996). Eficiencias de remoción de reactores anaerobios a escala de laboratorio. In: Informe anual de actividades 1995-1996. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 145 p.

- RODRÍGUEZ V., N. (1994). Producción de lodo anaerobio a partir de borra de café fresca. In: Informe anual de actividades 1993-1994. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 30 p.
- RODRÍGUEZ V., N. (1993). Producción de hongos comestibles en subproductos del café. In: Informe anual de actividades 1992-1993. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. Disciplina de Química Industrial. 91 p.
- RODRÍGUEZ V., N.; ARAQUE F., M.L.; PERDOMO P., F. (2006). Esterización y siembra de hongos comestibles y medicinales. Protocolo. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ-SENA-Asofungicol-FNC. 11 p.
- RODRÍGUEZ V., N.; ARAQUE F., M.L.; PERDOMO P., F. (2006). Incubación de hongos comestibles y medicinales. Protocolo. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ-SENA-Asofungicol-FNC. 11 p.
- RODRÍGUEZ V., N.; ARAQUE F., M.L.; PERDOMO P., F. (2006). Fructificación de hongos comestibles y medicinales. Protocolo. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ-SENA-Asofungicol-FNC. 11 p.
- RODRÍGUEZ V., N.; ARAQUE F., M.L.; PERDOMO P., F. (2006). Producción de semilla comercial de hongos comestibles y medicinales. Protocolo. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ-SENA-Asofungicol-FNC. 19 p.
- RODRÍGUEZ V., N.; ARAQUE F., M.L.; PERDOMO P., F. (2006). Preparación de sustratos para hongos comestibles y medicinales. Protocolo. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ-SENA-Asofungicol-FNC. 15 p.
- RODRÍGUEZ V. N.; JARAMILLO L., C. (2005a). Cultivo de hongos medicinales sobre residuos agrícolas de la zona cafetera. Chinchiná, CENICAFÉ. 72 p. (Boletín Técnico N° 28).
- RODRÍGUEZ V. N.; JARAMILLO L., C. (2005b). Cultivo de hongos comestibles del género *Pleurotus* en residuos agrícolas de la zona cafetera. Chinchiná, CENICAFÉ. 56 p. (Boletín Técnico N° 27).
- RODRÍGUEZ V., N.; ZULUAGA V., J. (1994). Cultivo de *Pleurotus pulmonarius* en pulpa de café. *Cenicafé* 45(3):81-92.
- ROJAS, O. (1987). Relación Alcalinidad – Ácidos Grasos Volátiles. In: Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos -UASB-. Manual del curso. Santiago de Cali (Colombia). p. D1-D31.
- SAHA, S. DAS; JANA, B.B. (2003). Fish-macrophyte association as a low-cost strategy for wastewater reclamation. *Ecological Engineering* 21:21-41.
- SALDÍAS B., C. A. (2002). Datos y estadísticas de la caficultura colombiana. In: Seminario sobre tecnología para la producción y beneficio de café orgánico. Chinchiná (Colombia). CENICAFÉ-ICONTEC. p 14-15.
- SALGADO C., M. T. (1996). Análisis microbiológico del agua. In: -----. Texto guía sobre análisis físico-químico de leches – Microbiológico de alimentos. Séptima Edición. Universidad Católica de Manizales. Manizales, Colombia. p 153-291.
- SAMPOL B., P. (2004). Los tratamientos terciarios en pequeñas comunidades. In: VII Congreso Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). Madrid (España). Colegio Oficial de Físicos. 7 p.
- SÁNCHEZ, M. S. (2003). Energías Renovables: Conceptos y Aplicaciones. .WWF. Fundación Natura. Quito. Ecuador. 153 p.

- SÁNCHEZ, J. E.; ROYSE, D. J. (2001). La biología y el cultivo de *Pleurotus* spp. México, Editorial Limusa. 290 p.
- SASSE, L. (1984). La planta biogás. Bosquejo y detalle de plantas sencillas. Deutsches Zentrum für Entwicklungstechnologien – GATE. Deutsches Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn. 86 p.
- SAUTER, G.; LEONARD, K. (1997). Wetland design methods for residential wastewater treatment. *Journal of the American Water Resources Association* 33(1):155-162.
- SERNA M., C. A.; SALAZAR, M.; RODRÍGUEZ V., N. (2007). Biosistemas Integrados, Desarrollo Humano y Desarrollo Sostenible: Interrelaciones, Impactos y Complejidades. Centro de Investigaciones en Medio Ambiente y Desarrollo –CIMA-. Universidad de Manizales. Manizales (Colombia). 100 p.
- SHANMUKHAPPA, D. R.; ALWAR, R. P. A.; SRINIVASAN, C. S. (1998). Water pollution by coffee processing units and its abatement. *Indian Coffee* 62(10):3-9.
- SHARMA, K.K.; MANDAL, R.N.; MOHANTY, A.N. (2005). Wastewater treatment system in aquaculture based on aquatic plants. *Aquatic weeds: problems, control and management*. Himanshu Publications, Udaipur, India. p. 109-112.
- SHUHREN, J.; YINGFENG, L.; TZEWEN; W.; DERYUAN, L. (2002). Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes. *J. Environ. Qual.* 31(2):690-696.
- SILVA, J. DE S.; MATTOS, A.T.; MACHADO, M.C.; DONZELES, S.M.L.; ROBERTO, C.D. (2007). Caracterizacão das águas residuárias geradas pela armazenagem temporária, sob imersão, dos frutos do café. In: Simposio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 5. Aguas de Lindóia (Brasil), Maio 7-11. Anais. Brasilia (Brasil), EMBRAPA Café. 5 p.
- SILVA V., J. P. (2002). Humedales construidos. Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente. Universidad del Valle. In: Curso Internacional “Gestión Integral de aguas residuales”. Lima. Perú. 18 p.
- SILVANO, S. (1997). Tratamiento de las aguas residuales del beneficiado con fangos activos. In: Simposio Latinoamericano sobre Caficultura, 18. San José (Costa Rica), Septiembre 16-18. Memorias. San José (Costa Rica), ICAFE-IICA-PROMECAFE. p. 485-492.
- SINGHAL, V.; RAI, J. P. N. (2003). Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. *Bioresource Technology* 86:221–225.
- SOARES, G.F.; SOARES, V.F.; SOARES, S.F.; DONZELES, S.M.L.; MORELI, A.P.; ROCHA, A.C. DA; PREZOTTI, L.C. (2007). Efeito da água residuária do café em plantas de milho. In: Simposio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, 5. Aguas de Lindóia (Brasil), Maio 7-11. Anais. Brasilia (Brasil), EMBRAPA Café. 4 p.
- SOHSALAM, P.; SIRIANUNTAPIBOON, S. (2008). Feasibility of using constructed wetland treatment for molasses wastewater treatment. *Bioresource Technology* 99:5610-5616.
- SOLTAN, M. E.; RASHED, M. N. (2003). Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations. *Advances in Environmental Research* 7:321–334.

- SOOKNAH, R.D.; WILKIE, A.C. (2004). Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological Engineering* 22:27-42.
- SPIELES, D.J.; MITSCH, W.J. (2000). Macroinvertebrate community structure in high- and low-nutrient constructed wetlands. *Wetlands* 20(4):716-729.
- STANLEY, T. D. (1982). Plantas acuáticas. Informe Australiano sobre malezas de importancia mundial. *Agricultura de las Américas* 31(6):24-25.
- STEPPAN, D. D.; WERNER, J.; YEATER, R. P. (1998). *Essential Regression and Experimental Design for Chemists and Engineers*. 154 p.
- STRUSEVICIUS, Z.; GASIUNAS, V.; STRUSEVICIENE, S.M. (2006). Removal of ammonia and nitrite nitrogen during wastewater treatment in constructed wetlands. *Water Management Engineering* 30(50):36-43.
- SZOGI, A.A; HUNT, P.G; SADLER, E.J.; EVANS, D.E. (2004). Characterization of oxidation-reduction processes in constructed wetlands for swine wastewater treatment. *Applied Engineering in Agriculture* 20(2):189-200.
- TANNER, C.C.; CLAYTON, J.S.; UPSDELL, M.P. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands - I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Wat. Res.* 29(1):17-26.
- TANNER, C.C.; CLAYTON, J.S; UPSDELL, M.P. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands - II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Wat. Res.* 29(1):27-34.
- THULLEN, J.S.; SARTORIS, J.J.; NELSON, S.M. (2005). Managing vegetation in surface-flow wastewater-treatment wetlands for optimal treatment performance. *Ecological Engineering* 25:583-593.
- THULLEN, J.S.; SARTORIS, J.J.; WALTON, W.E. (2002). Effects of vegetation management in constructed wetland treatment cells on water quality and mosquito production. *Ecological Engineering* 18:441-457.
- ULLOA S., J. J. (1993). Los distintos sistemas de tratamiento de aguas residuales y su ámbito de aplicación. Parámetros físicos, químicos y biológicos. In: *Tratamiento de aguas residuales, basuras y escombros en el ámbito rural*. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid, España. p 11-49.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). (2006). *Typha angustifolia* (Narrow Leaf Cattail). On line. Internet. Disponible en http://plants.usda.gov/plantguide/doc/cs_tyan.doc. Fecha de consulta: Diciembre 30 del 2008.
- UPADHYAY, R.K.; PANDA, S.K. (2005). Salt tolerance of two aquatic macrophytes, *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta*. *Biologia Plantarum* 49(1):157-159.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA. (2000a). Folleto Informativo de Tecnología de Aguas Residuales. Humedales de flujo libre superficial. EPA 832 -F - 00 - 024. Washington, D.C. 10 p.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA. (2000b). Folleto Informativo de Tecnología de Aguas Residuales. Humedales de flujo subsuperficial. EPA 832 -F - 00 - 023. Washington, D.C. 13 p.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA. (1999). *Manual. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA 625/R - 99/010. Cincinnati, Ohio. 165 p.

- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA. (1993). Subsurface Flow. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. A Technology Assessment. EPA 832-R-93-008. Cincinnati, Ohio. 87 p.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA. (1988). Design Manual. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. EPA 625/1 – 88/022. Cincinnati, Ohio. 83 p.
- VALDÉS, I.; CURT, M.D.; FERNÁNDEZ, J. (2005). Tolerancia de *Phragmites australis* (Cav.) Trin. y *Typha domingensis* (Pers.) Steudel a la contaminación del agua por efluentes municipales en Noblejas (Toledo). In: Encuentro Internacional en Fitodepuración. Lorca, Murcia, España. 6 p.
- VALENCIA A., G.; CALLE V., H. (1968). La miel de café y su composición. *Cenicafé* 19(4):135-139.
- VAN DER STEEN, P.; BRENNER, A.; VAN BUUREN, J.; ORON, G. (1999). Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. *Wat. Res.* 33(3):615–620.
- VÁSQUEZ M., R. (1997). El manejo de efluentes en el beneficiado del café en Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 21(1):69-76.
- VEENSTRA, S. (1995) Recovery of biogas from landfill sites. IHE Delft. In: Curso taller Internacional sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales. Santiago de Cali (Colombia). Memorias.
- VIÑAS, M.; ÁLVAREZ, J. (1991). Tratamiento combinado de residuales de despulpadoras de café. In: Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, 3. La Habana (Cuba), abril 16-18. Cuba, Empresa Nacional de Proyectos Agropecuarios-ENPA. s.p.
- VOCHTEN, P.; SCHOWAANEK, D.; VERSTRAETE, W. (1988). Aerobic versus Anaerobic wastewater treatment. In: HALL, E. R.; HOBSON, P. N. *Anaerobic Digestion 1988. Proceedings of the 5th International Symposium on Anaerobic Digestion held in Bologna, Italy, 22-26 May.* Pergamon Press. p. 91–104.
- WARBURTON, K.; PILLAI-McGARRY, U.; RAMAGE, D. (2002). Integrated biosystems for sustainable development. Rural Industries Research and Development Corporation (RIRDC). Publication N° 01/174. Kingston. Australia. 181 p.
- WASSER, R.; OROZCO, C.; CANTERO, V.; MESIAS, O. (1991). Experiencias sobre el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del café en Matagalpa, Nicaragua. *Boletín de Promecafé* (Guatemala) Nos. 52-53:6-15.
- WAUGH, T. (1997). Waste management coffee industry board. In: SIMPOSIO Latinoamericano sobre Caficultura, 18. San José (Costa Rica), Septiembre 16-18. Memorias. San José (Costa Rica), ICAFE-IICA-PROMECAFE. p. 403-407.
- WERKER, A.G; DOUGHERTY, J.M.; McHENRY, J.L.; VAN LOON, W.A. (2002). Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering* 19:1-11.
- WHEELER, G.S.; VAN, T.K.; CENTER, T.D. (1998). Herbivore adaptations to a low-nutrient food: weed biological control specialist *Spodoptera pectinicornis* (Lepidoptera: Noctuidae) fed the floating aquatic plant *Pistia stratiotes*. *Environmental Entomology* 27(4):993-1000.
- WHITEMAN, J.B.; ROOM, P.M. (1991). Temperatures lethal to *Salvinia molesta* Mitchell. *Aquatic Botany* (40): 27–35.

- WIKIPEDIA. (2008). Typha. On line. Internet. Disponible <http://es.wikipedia.org/wiki/Anea>. Fecha de consulta: Diciembre 30 del 2008.
- WILLIAMS, J.B.; ZAMBRANO F., D.A.; FORD, M.G.; MAY, E.; BUTLER, J.E. (1999). Constructed wetlands for wastewater treatment in Colombia. *Water Science and Technology* 40(3):217-223.
- WOLVERTON, B.C. (1982). Hibrid wastewater treatment system using anaerobic microorganisms and Reed (*Phragmites communis*). *Economic Botany* 36(4):373-380.
- WOLVERTON, B.C.; McDONALD, R.C. (1979). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) productivity and harvesting studies. *Economic Botany* 33(1):1-11.
- WOLVERTON, B.C.; McDONALD, R.C. (1978). Nutritional Composition of Water Hyacinths grown on Domestic Sewage. *Economic Botany* 32(4):363-370.
- WOLVERTON, B.C.; McDONALD, R.C.; DUFFER, W.R. (1983). Microorganisms and higher plants for waste water treatment. *J. Environ. Qual.* 12(2):236-242.
- XIE, Y.; YU, D. (2003). The significance of lateral roots in phosphorus (P) acquisition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Aquatic Botany* 75:311-321.
- YAN, J.; WANG, R.; WANG, M. (1998). The fundamental principles and ecotechniques of wastewater aquaculture. *Ecological Engineering* 10:191-208.
- YING-FENG LIN, SHUH-REN JING, TZE-WEN WANG, DER-YUAN LEE. (2002). Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution* 119:413-420.
- YSPEERT, P. (1984). Tratamiento anaeróbico de aguas residuales del café. Cali (Colombia), Corporación Autónoma Regional del Cauca. 71 p.
- ZAMBRANO F., D. A. (1997). Contaminación por beneficio húmedo de café en Colombia. In: Curso Taller sobre Tasas Retributivas por la Utilización Directa o Indirecta del Agua como Receptor de Vertimientos. Chinchiná (Colombia), Octubre 15-17. CENICAFÉ. p. 57-69.
- ZAMBRANO F., D. A. (1997). Tratamiento de aguas residuales del beneficio húmedo del café a nivel de finca. In: V Seminario - Taller Internacional sobre Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria. Cali (Colombia). 7 p.
- ZAMBRANO F., D. A. (1994). Estudios de planta piloto para el tratamiento anaeróbico de las aguas residuales del proceso de beneficio húmedo del café. Chinchiná, Colombia, CENICAFÉ. 31 p. (Proyecto QIN-02-00).
- ZAMBRANO F., D. A. (1993). Fermente y lave su café en el tanque tina. Chinchiná, CENICAFÉ. 8 p. (Avances Técnicos N° 197).
- ZAMBRANO F., D.A. (1991). Potencial calórico de un sistema anaeróbico en el tratamiento de aguas residuales. *Cenicafé* 42(4):133-136. (Nota Técnica).
- ZAMBRANO F., D. A.; CÁRDENAS C., J. (2000). Manejo y tratamiento primario de lixiviados producidos en la tecnología BECOLSUB. Chinchiná, CENICAFÉ. 8 p. (Avances Técnicos N° 280).
- ZAMBRANO F., D. A.; ISAZA H., J. D.; RODRÍGUEZ V., N.; LÓPEZ P., U. (1999). Tratamiento de aguas residuales del lavado del café. Chinchiná, CENICAFÉ. 26 p. (Boletín Técnico N° 20).
- ZAMBRANO F., D. A.; ISAZA H., J. D. (1998). Demanda Química de Oxígeno y Nitrógeno total, de los subproductos del proceso tradicional de beneficio húmedo del café. *Cenicafé* 49(4):279-289.

- ZAMBRANO F., D. A.; ISAZA H., J. D. (1994). Lavado del café en los tanques de fermentación. *Cenicafé* 45(3):106-118.
- ZAMBRANO F., D. A.; RODRÍGUEZ V., N. (2008). Producción de café con cero residuos. Beneficios para el productor, beneficios para el medio ambiente. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. *Disciplina de Calidad y Manejo Ambiental*. 98 p.
- ZAMBRANO F., D. A.; RODRÍGUEZ V., N. (2008). Sistemas para el tratamiento de aguas mieles: Investigación aplicada en beneficio de los productores cafeteros. Chinchiná (Colombia), CENICAFÉ. *Disciplina de Calidad y Manejo Ambiental*. 19 p.
- ZAMBRANO F., D. A.; RODRÍGUEZ V., N.; LÓPEZ P., U.; OROZCO R., P. A.; ZAMBRANO G., A.J. (2006). Tratamiento anaerobio de las aguas mieles del café. Chinchiná, CENICAFÉ. 28 p. (Boletín Técnico N° 29).
- ZAMBRANO F., D. A.; ZULUAGA V., J. (1993). Balance de materia en un proceso de beneficio húmedo del café. *Cenicafé* 44(2):45-55.
- ZAMBRANO G., A. J. (2006). Diseño de un sistema integral para manejo y tratamiento de los residuos generados en la tecnología Becolsub en una finca. Manizales (Colombia), Universidad Católica de Manizales. *Ingeniería de Saneamiento y Desarrollo Ambiental*. 67 p. (Tesis: Ingeniero de Saneamiento y Desarrollo Ambiental).
- ZAYAS P., T.; GEISSLER, G.; HERNÁNDEZ, F. (2007). Chemical oxygen demand reduction in coffee wastewater through chemical flocculation and advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Sciences* 19:300-305.
- ZEGERS, F. (1987). Microbiología. In: Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodo -UASB-. Manual del curso. Santiago de Cali (Colombia). p. A-1 a A-14.
- ZULUAGA V., J. (1989). Utilización integral de los subproductos del café. In: Seminario Internacional sobre Biotecnología en la Agroindustria Cafetalera, 1. Xalapa (México), Abril 12-15. México, Instituto Mexicano del Café. p. 63-76.
- ZULUAGA V., J.; COOKMAN, G.P. (1987). Un sistema de filtro anaeróbico de flujo ascendente (UAF) para la biodigestión de aguas residuales del beneficio del café In: Simposio Internacional sobre la Utilización Integral de los Subproductos del Café, 3. Guatemala, 16-18 febrero. Guatemala, ICAITI-ANACAFE-PNUMA. p. 94-98.
- ZULUAGA V., J.; FRANCO J., M.A.; ZAMBRANO F., D.A. (1991). Tratamiento integral del problema de contaminación en el beneficio del café. In: Seminario Internacional sobre Biotecnología en la Agroindustria Cafetera, 2. Manizales (Colombia), Noviembre 4-7. Resúmenes.
- ZULUAGA V., J.; ZAMBRANO F., D. A. (1993). Manejo del agua en el proceso de beneficio húmedo del café para el control de la contaminación. Chinchiná, CENICAFÉ. 8 p. (Avances Técnicos N° 187).
- ZULUAGA V., J.; ZAMBRANO F., D. A.; RODRÍGUEZ V., N.; DÁVILA A., M. T. (1993). Estrategias para el manejo y valorización de los subproductos del proceso de beneficio húmedo del café. In: Seminario sobre Control de la Contaminación en la Agroindustria Cafetera. Chinchiná (Colombia). CENICAFÉ. 82 p.
- ZÚÑIGA, J.; CHAMY, R.; SCHIAPACASSE, M. C.; CERDA, M.; FUENTES, J. (2003). Tratamiento de aguas residuales urbanas mediante humedales. In: XV Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. AIDIS – Chile. Concepción (Chile). 5p.

ANEXOS.

12. ANEXOS.

Laguna	Caudal (ml/min) (27)*		pH (unidades)(27)*		Temperatura (°C)(27)*	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
CF Q ₁ C ₁	67±3,55	63±17,30	7,47	7,70	22,45±1,36	21,91±1,71
TF Q ₁ C ₁	67±4,33	54±17,10	7,47	7,21	22,45±1,36	21,65±1,40
CE Q ₁ C ₁	72±3,81	58±17,13	7,47	7,31	22,45±1,36	21,92±1,35
SV Q ₁ C ₁	72±4,27	46±17,70	7,47	7,61	22,45±1,36	21,53±1,37
PT Q ₁ C ₁	71±4,09	53±10,04	7,47	7,56	22,45±1,36	21,27±1,50
EC Q ₁ C ₁	72±3,97	65±10,15	7,47	7,55	22,45±1,36	21,66±1,38
CF Q ₁ C _{0,4}	69±3,15	52±14,23	7,60	7,63	22,01±1,23	21,54±1,45
TF Q ₁ C _{0,4}	69±3,35	56±17,83	7,60	7,12	22,01±1,23	21,72±1,58
CE Q ₁ C _{0,4}	67±2,61	56±16,22	7,60	7,51	22,01±1,23	21,70±1,51
SV Q ₁ C _{0,4}	71±4,25	59±10,65	7,60	7,55	22,01±1,23	21,60±1,30
PT Q ₁ C _{0,4}	71±4,02	59±14,72	7,60	7,56	22,01±1,23	21,59±1,30
EC Q ₁ C _{0,4}	71±3,22	57±13,38	7,60	7,48	22,01±1,23	21,46±1,12
CF Q ₁ C _{0,1}	68±3,61	59±8,23	7,88	7,74	21,75±1,34	21,55±1,35
TF Q ₁ C _{0,1}	66±3,48	58±10,12	7,88	7,26	21,75±1,34	21,73±1,33
CE Q ₁ C _{0,1}	68±2,76	55±14,44	7,88	7,52	21,75±1,34	21,69±1,26
SV Q ₁ C _{0,1}	70±2,49	59±11,41	7,88	7,66	21,75±1,34	21,64±1,36
PT Q ₁ C _{0,1}	70±2,39	59±7,83	7,88	7,60	21,75±1,34	21,80±1,14
EC Q ₁ C _{0,1}	69±2,72	56±12,75	7,88	7,39	21,75±1,34	21,75±1,13
Laguna	Alcalinidad (ppm)(24)*		Rel. Alcalinidad(24)*		Sólidos Totales (ppm)(27)*	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
CF Q ₁ C ₁	768±166	750±170	0,36±0,10	0,25±0,08	1503±223	1184±290
TF Q ₁ C ₁	768±166	900±258	0,36±0,10	0,21±0,10	1503±223	1008±340
CE Q ₁ C ₁	768±166	788±220	0,36±0,10	0,23±0,12	1503±223	903±280
SV Q ₁ C ₁	768±166	788±199	0,36±0,10	0,22±0,08	1503±223	1010±401
PT Q ₁ C ₁	768±166	685±242	0,36±0,10	0,21±0,07	1503±223	886±348
EC Q ₁ C ₁	768±166	833±232	0,36±0,10	0,20±0,07	1503±223	981±384
CF Q ₁ C _{0,4}	441±116	377±109	0,25±0,06	0,23±0,07	768±136	527±182
TF Q ₁ C _{0,4}	441±116	409±169	0,25±0,06	0,21±0,08	768±136	511±217
CE Q ₁ C _{0,4}	441±116	387±117	0,25±0,06	0,23±0,11	768±136	466±151
SV Q ₁ C _{0,4}	441±116	419±109	0,25±0,06	0,19±0,08	768±136	530±131
PT Q ₁ C _{0,4}	441±116	426±108	0,25±0,06	0,21±0,06	768±136	526±160
EC Q ₁ C _{0,4}	441±116	417±106	0,25±0,06	0,19±0,06	768±136	502±146
CF Q ₁ C _{0,1}	171±30	136±22	0,25±0,10	0,21±0,06	336±100	239±64
TF Q ₁ C _{0,1}	171±30	169±35	0,25±0,10	0,19±0,09	336±100	250±67
CE Q ₁ C _{0,1}	171±30	144±28	0,25±0,10	0,21±0,08	336±100	232±72
SV Q ₁ C _{0,1}	171±30	123±14	0,25±0,10	0,22±0,09	336±100	227±100
PT Q ₁ C _{0,1}	171±30	129±19	0,25±0,10	0,22±0,07	336±100	217±73
EC Q ₁ C _{0,1}	171±30	149±26	0,25±0,10	0,21±0,11	336±100	220±86

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 12.1. Valores promedio de Caudal, pH, Temperatura, Alcalinidad, Relación de Alcalinidad y Sólidos Totales (Ensayo 1).

Laguna	SST (ppm)(27)*		DQOtotal (ppm)(27)*		DQO filt. (ppm)(24)*	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
CF Q ₁ C ₁	386±336	181±106	1230±382	545±122	823±269	345±134
TF Q ₁ C ₁	386±336	92±108	1230±382	304±135	823±269	130±66
CE Q ₁ C ₁	386±336	86±112	1230±382	284±95	823±269	175±140
SV Q ₁ C ₁	386±336	113±88	1230±382	320±144	823±269	142±85
PT Q ₁ C ₁	386±336	92±76	1230±382	204±70	823±269	109±60
EC Q ₁ C ₁	386±336	74±87	1230±382	234±72	823±269	98±43
CF Q ₁ C _{0,4}	206±128	44±36	486±155	198±68	285±111	116±45
TF Q ₁ C _{0,4}	206±128	34±34	486±155	144±66	285±111	106±56
CE Q ₁ C _{0,4}	206±128	34±32	486±155	157±63	285±111	114±49
SV Q ₁ C _{0,4}	206±128	39±29	486±155	134±52	285±111	89±37
PT Q ₁ C _{0,4}	206±128	42±33	486±155	114±39	285±111	82±30
EC Q ₁ C _{0,4}	206±128	33±31	486±155	112±44	285±111	95±43
CF Q ₁ C _{0,1}	90±48	35±24	130±47	64±24	46±19	29±14
TF Q ₁ C _{0,1}	90±48	32±36	130±47	41±23	46±19	29±18
CE Q ₁ C _{0,1}	90±48	26±33	130±47	41±26	46±19	26±20
SV Q ₁ C _{0,1}	90±48	27±26	130±47	37±27	46±19	29±23
PT Q ₁ C _{0,1}	90±48	30±36	130±47	34±16	46±19	23±12
EC Q ₁ C _{0,1}	90±48	26±27	130±47	29±15	46±19	24±15
Laguna	DBO ₅ (ppm)(24)*		Carga hidráulica L _w (m ³ /m ² -día)(27)*	Carga orgánica C _L (kg DBO ₅ /ha-día)(24)*		
	Afluente	Efluente				
CF Q ₁ C ₁	585±175	271±61	0,10±0,01	559,73±175,88		
TF Q ₁ C ₁	585±175	138±72	0,10±0,01	563,12±172,45		
CE Q ₁ C ₁	585±175	132±46	0,10±0,01	608,87±192,92		
SV Q ₁ C ₁	585±175	159±91	0,10±0,01	599,70±181,52		
PT Q ₁ C ₁	585±175	97±36	0,10±0,01	596,10±190,31		
EC Q ₁ C ₁	585±175	115±39	0,10±0,01	611,37±195,31		
CF Q ₁ C _{0,4}	211±52	91±31	0,10±0,00	209,80±55,20		
TF Q ₁ C _{0,4}	211±52	63±29	0,10±0,00	209,66±52,00		
CE Q ₁ C _{0,4}	211±52	71±28	0,10±0,00	204,69±52,61		
SV Q ₁ C _{0,4}	211±52	63±25	0,10±0,01	214,93±51,48		
PT Q ₁ C _{0,4}	211±52	49±16	0,10±0,01	215,95±53,41		
EC Q ₁ C _{0,4}	211±52	45±17	0,10±0,00	214,16±49,51		
CF Q ₁ C _{0,1}	57±20	33±15	0,10±0,01	56,14±21,09		
TF Q ₁ C _{0,1}	57±20	20±11	0,10±0,01	54,12±18,74		
CE Q ₁ C _{0,1}	57±20	18±12	0,10±0,00	55,64±20,65		
SV Q ₁ C _{0,1}	57±20	16±12	0,10±0,00	57,37±20,54		
PT Q ₁ C _{0,1}	57±20	16±8	0,10±0,00	56,91±19,81		
EC Q ₁ C _{0,1}	57±20	12±7	0,10±0,00	56,27±20,41		

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF**: Control Flotantes, **TF**: *T. angustifolia*, **CE**: Control emergente; **SV**: *S. auriculata*, **PT**: *P. stratiotes*, **EC**: *E. crassipes*, **Q**: Caudal, **C**: Concentración.

Tabla 12.2. Valores promedio de SST, DQO total y filtrada, DBO₅, Carga Hidráulica y Carga Orgánica (Ensayo 1).

Laguna	%Remoción DQO (27)*	%Remoción DBO ₅ (24)*	%Remoción DQOfilt (24)*	%Remoción Sol. Total (27)*	%Remoción Sol. Susp. (27)*
CF Q ₁ C ₁	52,32±14,56	51,72±11,61	55,73±17,68	20,27±18,65	46,20±15,25
TF Q ₁ C ₁	74,87±9,16	76,57±8,38	84,11±5,80	32,64±21,53	77,79±4,80
CE Q ₁ C ₁	75,88±8,77	76,67±7,91	79,67±12,25	39,37±17,45	80,54±7,59
SV Q ₁ C ₁	72,59±13,89	72,65±13,84	82,51±10,68	32,65±24,37	67,39±15,70
PT Q ₁ C ₁	82,48±8,15	82,56±8,43	86,58±7,02	41,19±20,15	73,89±11,56
EC Q ₁ C ₁	79,93±7,50	79,70±7,38	87,69±5,64	34,56±23,02	81,29±8,49
CF Q ₁ C _{0,4}	56,88±14,32	55,97±12,84	57,13±15,93	30,81±23,61	78,56±9,35
TF Q ₁ C _{0,4}	70,05±10,47	70,49±10,05	62,25±16,55	32,17±29,85	82,41±9,30
CE Q ₁ C _{0,4}	66,82±9,95	66,19±9,36	58,11±17,49	38,78±20,60	84,19±7,03
SV Q ₁ C _{0,4}	72,11±8,82	70,58±9,38	67,70±13,73	30,30±16,07	79,61±11,33
PT Q ₁ C _{0,4}	76,17±6,07	76,76±5,62	69,51±12,00	31,20±18,56	78,26±11,84
EC Q ₁ C _{0,4}	76,61±7,81	78,63±6,88	65,67±13,97	34,21±17,41	83,95±8,81
CF Q ₁ C _{0,1}	45,15±23,39	37,75±25,20	31,64±29,89	26,19±17,62	54,69±37,38
TF Q ₁ C _{0,1}	65,09±21,55	62,70±21,97	30,75±45,00	23,42±16,39	68,79±31,01
CE Q ₁ C _{0,1}	64,53±23,77	67,07±19,68	40,59±44,49	29,25±16,80	74,16±25,83
SV Q ₁ C _{0,1}	68,16±26,41	69,73±23,45	28,81±64,48	28,22±31,56	69,81±24,32
PT Q ₁ C _{0,1}	70,76±18,12	70,27±16,08	46,64±30,50	34,04±17,40	68,74±26,33
EC Q ₁ C _{0,1}	75,07±16,42	76,50±14,27	41,51±39,22	33,80±19,31	72,25±22,34

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio. **CF:** Control Flotantes, **TF:** *T. angustifolia*, **CE:** Control emergente; **SV:** *S. auriculata*, **PT:** *P. stratiotes*, **EC:** *E. crassipes*, **Q:** Caudal, **C:** Concentración.

Tabla 12.3. Valores promedio de Remoción de DQO, DBO₅, DQO filtrada y Sólidos Totales y Sólidos Suspendedos Totales (Ensayo 1).

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	51,011	61,317	0,83
Remoción SST (%)	2	9	1125,132	186,010	6,05
Remoción N _T (%)	2	9	352,896	39,140	9,02
Remoción P _T (%)	2	9	14,108	42,799	0,33
Remoción Potasio (%)	2	9	16,888	13,970	1,21
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,00131	0,00112	1,17
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,0231	0,00564	4,09
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00166	0,000224	7,41
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,000085	0,000224	0,38
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,000050	0,000064	0,78

Tabla 12.4. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para Control Flotantes. Ensayo 1.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	90,979	15,899	5,72
Remoción SST (%)	2	9	220,741	19,177	11,51
Remoción N _T (%)	2	9	156,298	30,606	5,11
Remoción P _T (%)	2	9	20,643	316,062	0,07
Remoción Potasio (%)	2	9	100,039	48,678	2,06
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,03730	0,00724	5,15
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,3068	0,01757	17,46
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00563	0,00111	5,09
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00268	0,01446	0,19
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,00323	0,00146	2,21

Tabla 12.5. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para *Typha angustifolia*. Ensayo 1.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	560,206	27,950	20,04
Remoción SST (%)	2	9	16,791	40,978	0,41
Remoción N _T (%)	2	9	11,931	34,422	0,35
Remoción P _T (%)	2	9	11,078	61,754	0,18
Remoción Potasio (%)	2	9	6,485	20,590	0,31
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,1966	0,0173	11,35
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,073	0,026	2,80
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,000458	0,000956	0,48
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,000555	0,00152	0,36
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,000341	0,000502	0,68

Tabla 12.6. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para Control Emergente. Ensayo 1.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	298,395	24,291	12,28
Remoción SST (%)	2	9	902,653	64,298	14,04
Remoción N _T (%)	2	9	401,662	151,849	2,65
Remoción P _T (%)	2	9	188,766	25,242	7,48
Remoción Potasio (%)	2	9	222,880	271,925	0,82
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,0261	0,00162	16,15
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,0630	0,00573	10,99
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00541	0,00255	2,12
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00539	0,000652	8,27
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,00282	0,00352	0,80

Tabla 12.7. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para *Salvinia auriculata*. Ensayo 1.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	108,354	9,415	11,51
Remoción SST (%)	2	9	1066,638	55,371	19,26
Remoción N _T (%)	2	9	581,297	124,911	4,65
Remoción P _T (%)	2	9	307,171	69,256	4,44
Remoción Potasio (%)	2	9	241,409	86,306	2,80
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,00973	0,00101	9,66
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,0686	0,0100	6,83
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00708	0,00216	3,27
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00547	0,00122	4,50
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,00178	0,00054	3,31

Tabla 12.8. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para *Pistia stratiotes*. Ensayo 1.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	58,756	12,586	4,67
Remoción SST (%)	2	9	114,176	34,807	3,28
Remoción N _T (%)	2	9	661,378	103,695	6,38
Remoción P _T (%)	2	9	91,978	41,416	2,22
Remoción Potasio (%)	2	9	239,398	123,810	1,93
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,00250	0,00252	0,99
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,0137	0,00417	3,28
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00765	0,00182	4,21
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00107	0,00157	0,68
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,00148	0,00129	1,15

Tabla 12.9. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para *Eichhornia crassipes*. Ensayo 1.

Especie	Promedio ± Desviación Estándar	
	g/m ² -día	Ton/ha-año
<i>Salvinia</i> Q ₁ C ₁	-7,77 ^{(12)*} ±57,74	-28±211
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,4}	38,29 ^{(12)*} ±66,98	140±244
<i>Salvinia</i> Q ₁ C _{0,1}	89,07 ^{(12)*} ±43,89	325±160
<i>Pistia</i> Q ₁ C ₁	63,13 ^{(12)*} ±73,00	230±266
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,4}	103,95 ^{(12)*} ±49,65	379±181
<i>Pistia</i> Q ₁ C _{0,1}	181,74 ^{(12)*} ±56,56	663±206
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C ₁	77,34 ^{(12)*} ±179,68	282±656
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,4}	179,03 ^{(12)*} ±123,75	653±452
<i>Eichhornia</i> Q ₁ C _{0,1}	168,57 ^{(12)*} ±156,73	615±572

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio.

Tabla 12.10. Tasa de crecimiento de las macrófitas flotantes, en g/m²-día (Ensayo 1).

Tipo de Laguna	Promedio \pm Desviación Estándar	
	g/m ² -día	Ton/ha-año
Q ₁ C ₁ (hojas muertas)	-16,34 ^{(12)*} \pm 15,16	-60 \pm 55
Q ₁ C _{0,4} (hojas muertas)	-25,27 ^{(12)*} \pm 23,21	-92 \pm 85
Q ₁ C _{0,1} (hojas muertas)	-19,83 ^{(12)*} \pm 21,38	-72 \pm 78
Q ₁ C ₁ (Crecimiento neto)	25,09 ^{(2)*} \pm 11,65	92 \pm 43
Q ₁ C _{0,4} (Crecimiento neto)	55,84 ^{(2)*} \pm 7,46	204 \pm 27
Q ₁ C _{0,1} (Crecimiento neto)	33,55 ^{(2)*} \pm 8,17	122 \pm 30
Q ₁ C ₁ (Biomasa Total)	41,43	152
Q ₁ C _{0,4} (Biomasa Total)	81,11	296
Q ₁ C _{0,1} (Biomasa Total)	53,38	194

* Número de muestras consideradas en la determinación del promedio.

Tabla 12.11. Tasa de crecimiento de *T. angustifolia*, en g/m²-día (Ensayo 1).

Ecuación de regresión para la DQO _{af}							
DQO _{af} = - 106,26 + 1,168(ALK _{af}) + 0,00193(ST _{af}) ² - 0,00605(ST _{af})(ALK _{af}) + 0,00447(ALK _{af}) ² - 1,901*10 ⁻⁶ (ST _{af}) ² (ALK _{af}) + 7,518*10 ⁻⁶ (ST _{af})(ALK _{af}) ² - 6,667*10 ⁻⁶ (ALK _{af}) ³ .							
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación DQO _{af}							
Datos	R ²	R ² adj	Standar Error	Press	R ² pred.	Durbin Watson	Autocorrelation
72	0,959	0,954	98,72	1,006*10 ⁶	0,934	1,933	0,03071
Collynear	CV	SS Regress.	SS(%) Regres.	MS Regres.	F Regres.	F signif Regres.	df
2,5*10 ⁻¹⁴	17,39	1,453*10 ⁷	96	2,075*10 ⁶	212,977	8,3*10 ⁻⁴²	7
Ecuación de regresión para la DBO _{af}							
DBO _{af} = -75,58 + 0,845(ALK _{af}) + 0,00114(ST _{af}) ² - 0,00414(ST _{af})(ALK _{af}) + 0,00276(ALK _{af}) ² - 1,102*10 ⁻⁶ (ST _{af}) ² (ALK _{af}) + 5,131*10 ⁻⁶ (ST _{af})(ALK _{af}) ² - 4,516*10 ⁻⁶ (ALK _{af}) ³ .							
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación DBO _{af}							
Datos	R ²	R ² adj	Standar Error	Press	R ² pred.	Durbin Watson	Autocorrelation
72	0,967	0,963	47,34	234,204	0,946	1,572	0,211
Collynear	CV	SS Regress.	SS(%) Regres.	MS Regres.	F Regres.	F signif Regres.	df
2,52*10 ⁻¹⁴	16,64	4,172*10 ⁶	97	5,960*10 ⁵	265,993	8,9*10 ⁻⁴⁵	7
Ecuación de regresión para la DQOf _{af}							
Ln DQOf _{af} = 1,155 + 0,00386(ST _{af}) + 0,01082(ALK _{af}) + 3,907*10 ⁻⁶ (ST _{af}) ² - 1,922*10 ⁻⁵ (ST _{af})(ALK _{af}) - 1,269*10 ⁻⁹ (ST _{af}) ³ + 1,493*10 ⁻⁸ (ST _{af})(ALK _{af}) ² - 9,188*10 ⁻⁹ (ALK _{af}) ³ .							
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación DQOf _{af}							
Datos	R ²	R ² adj	Standar Error	Press	R ² pred.	Durbin Watson	Autocorrelation
72	0,959	0,954	0,268	6,029	0,946	2,053	-0,0508
Collynear	CV	SS Regress.	SS(%) Regres.	MS Regres.	F Regres.	F signif Regres.	df
1,38*10 ⁻¹²	5,035	107,6283	96	15,37548	213,380	7,8*10 ⁻⁴²	7

Tabla 12.12. Ecuaciones de regresión de los afluentes a las lagunas experimentales.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Caudal 1,5 Q₁					
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	402,148	8,073	49,81
Remoción SST (%)	2	9	461,114	437,163	1,05
Remoción N _T (%)	2	9	145,239	269,93	0,54
Remoción P _T (%)	2	9	751,656	593,699	1,27
Remoción Potasio (%)	2	9	3018,110	93,446	32,30
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,03945	0,00083	47,31
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,10842	0,05224	2,08
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00287	0,00867	0,33
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,05624	0,03327	1,69
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,09059	0,00259	34,96
Caudal 2,0 Q₁					
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	331,1925	3,5880	92,31
Remoción SST (%)	2	9	2255,8515	335,625	6,72
Remoción N _T (%)	2	9	69,8926	389,064	0,18
Remoción P _T (%)	2	9	314,9800	329,585	0,96
Remoción Potasio (%)	2	9	27,4031	237,941	0,12
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,03333	0,00068	49,12
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,52805	0,06933	7,62
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00489	0,01288	0,38
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,01480	0,01578	0,94
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,00034	0,00586	0,06

Tabla 12.13. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para *E. crassipes*. Ensayo 2.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Caudal 1,5 Q₁					
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	178,7630	5,8546	30,53
Remoción SST (%)	2	9	630,4359	1779,17	0,35
Remoción N _T (%)	2	9	220,7456	149,056	1,48
Remoción P _T (%)	2	9	1353,8296	319,405	4,24
Remoción Potasio (%)	2	9	222,6754	106,049	2,10
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,03692	0,00158	23,44
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,31692	0,1526	2,08
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00909	0,0041	2,20
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,08432	0,0224	3,76
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,00609	0,0019	3,24
Caudal 2,0 Q₁					
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	82,3956	13,561	6,08
Remoción SST (%)	2	9	2213,0817	447,491	4,95
Remoción N _T (%)	2	9	310,0702	129,743	2,39
Remoción P _T (%)	2	9	1279,3061	547,458	2,34
Remoción Potasio (%)	2	9	17,7834	165,836	0,11
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,00903	0,0017	5,36
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,39595	0,0265	14,96
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,01171	0,0039	3,01
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,11993	0,0414	2,90
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,00037	0,0042	0,09

Tabla 12.14. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para *P. stratiotes*. Ensayo 2.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Caudal 1,5 Q₁					
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	504,2235	9,4543	53,33
Remoción SST (%)	2	9	919,6481	541,276	1,70
Remoción N _T (%)	2	9	0,00717	216,755	0,00
Remoción P _T (%)	2	9	1087,2990	308,670	3,52
Remoción Potasio (%)	2	9	82,2899	365,008	0,23
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,03420	0,00217	15,74
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,17775	0,06359	2,80
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00017	0,00482	0,04
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,04631	0,0111	4,16
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,00067	0,0068	0,10
Caudal 2,0 Q₁					
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	778,1176	6,6299	117,4
Remoción SST (%)	2	9	519,7979	110,293	4,71
Remoción N _T (%)	2	9	151,3244	310,279	0,49
Remoción P _T (%)	2	9	905,2963	569,788	1,59
Remoción Potasio (%)	2	9	213,2095	139,155	1,53
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,08471	0,00146	58,11
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,20097	0,02361	8,51
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00764	0,0082	0,93
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,09152	0,0390	2,35
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,00602	0,0023	2,63

Tabla 12.15. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para *S. auriculata*. Ensayo 2.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Caudal 1,5 Q₁					
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	309,4073	8,0512	38,43
Remoción SST (%)	2	9	1126,9262	184,978	6,09
Remoción N _T (%)	2	9	1092,1797	273,138	4,00
Remoción P _T (%)	2	9	2047,4505	454,243	4,51
Remoción Potasio (%)	2	9	572,6923	388,847	1,47
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,06362	0,00538	11,84
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	1,17344	0,2580	4,55
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,36753	0,1010	3,64
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	1,02094	0,17683	5,77
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,04934	0,0358	1,38
Caudal 2,0 Q₁					
Remoción DBO ₅ (%)	2	9	393,6224	10,134	38,84
Remoción SST (%)	2	9	907,7048	94,960	9,56
Remoción N _T (%)	2	9	3,6056	79,934	0,05
Remoción P _T (%)	2	9	96,5742	48,024	2,01
Remoción Potasio (%)	2	9	235,2585	81,384	2,89
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	2	9	0,10029	0,0027	37,14
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	2	9	0,32073	0,0242	13,27
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,00237	0,0109	0,22
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	2	9	0,01480	0,0056	2,64
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	2	9	0,03806	0,0127	3,00

Tabla 12.16. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para *T. angustifolia*. Ensayo 2.

Ecuación de regresión para la remoción de la DBO₅ (RDBO)									
$RDBO = 4,171 + 0,00787(DBO_{af})^2 - 5,018*10^{-5} (DBO_{af})^2 (CP) + 1,258*10^{-5}(DBO_{af})(CP)^2$.									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RDBO									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Collyn	CV
9	0,977	0,963	3,372	157,26	0,936	2,357	-0,269	0,127	17,20
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	2408,4	98	802,804	70,616	0,00016	3			
Res.	56,84	2	11,3685			5			
Ecuación de regresión para la remoción de los SST (RSST)									
$RSST = 8,931 - 0,000449(CP)^2 - 0,000407(SST_{af})^2(CP) + 6,064*10^{-5}(SST_{af})(CP)^2$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RSST									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Collyn	CV
9	0,962	0,940	1,342	36,66	0,846	1,449	0,093	0,015	14,12
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	229,41	96	76,4694	42,445	0,00056	3			
Res.	9,0082	4	1,80163			5			
Ecuación de regresión para la remoción de N_T (RNT)									
$Exp RNT = 13,37 - 7,189(NT_{af}) + 1,019(NT_{af})^2$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RNT									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Collyn	CV
9	0,957	0,943	8,139	3127,5	0,663	2,574	-0,362	0,062	35,37
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	8869,4	96	4434,68	66,946	$7,9*10^{-5}$	2			
Res.	397,46	4	66,2431			6			
Ecuación de regresión para la remoción de P_T (RPT)									
$Exp RPT = 1,074 + 1,119(PT_{af}) - 0,421(PT_{af})^2 - 0,01689(PT_{af})(CP) + 7,178*10^{-5}(PT_{af})(CP)^2$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RPT									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Collyn	CV
9	0,981	0,961	0,105	0,561	0,755	2,232	-0,144	0,001	6,646
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	2,2405	98	0,56014	50,765	0,00111	4			
Res.	0,0441	2	0,01103			4			
Ecuación de regresión para la remoción de K (RK)									
$RK = 0,167 + 0,245(K_{af}) + 0,00157(K_{af})(CP) - 6,648*10^{-5}(K_{af})^2(CP)$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RK									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Collyn	CV
9	0,995	0,992	0,401	3,825	0,975	2,319	-0,400	0,061	7,521
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	154,17	99	51,3909	318,84	$4,0*10^{-6}$	3			
Res.	0,8059	1	0,16118			5			

Tabla 12.17. Ecuaciones de regresión para *E. crassipes*.

Ecuación de regresión para la remoción de la DBO₅ (RDBO)									
$\text{Ln RDBO} = -6,432 + 0,152(\text{DBO}_{\text{af}}) + 0,08275(\text{CP}) - 0,000238(\text{CP})^2 - 1,444*10^{-5}(\text{DBO}_{\text{af}})^2(\text{CP})$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RDBO									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Colln	CV
9	0,997	0,994	0,08497	0,143	0,984	2,163	-0,094	0,001	3,340
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	9,0288	100	2,25721	312,67	3,0*10 ⁻⁵	4			
Res.	0,0289	0	0,00722			4			
Ecuación de regresión para la remoción de K (RK)									
$\text{Ln RK} = -0,288 + 0,194(\text{K}_{\text{af}}) - 0,00295(\text{K}_{\text{af}})^2 - 0,000211(\text{K}_{\text{af}})(\text{CP})$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RK									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Colln	CV
9	0,980	0,967	0,171	0,563	0,921	1,474	0,229	0,013	12,84
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	7,0267	98	2,34222	80,249	0,00012	3			
Res.	0,1459	2	0,02919			5			
Ecuación de regresión para la remoción de N_T (RNT)									
$\text{Exp RNT} = -0,279 + 2,153(\text{NT}_{\text{af}}) - 0,00421(\text{NT}_{\text{af}})(\text{CP})$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RNT									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Colln	CV
9	0,974	0,966	1,680	26,82	0,959	2,197	-0,115	0,989	16,42
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	638,59	97	319,296	113,14	1,7*10 ⁻⁵	2			
Res.	16,933	3	2,82222			6			
Ecuación de regresión para la remoción de P_T (RPT)									
$\text{Exp RPT} = 2,039 + 0,839(\text{PT}_{\text{af}}) - 0,01096(\text{CP}) - 0,411(\text{PT}_{\text{af}})^2 + 2,806*10^{-5}(\text{CP})^2$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RPT									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Colln	CV
9	0,975	0,951	0,08949	0,0914	0,930	1,450	0,274	0,001	5,873
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	1,2669	98	0,31674	39,553	0,00179	4			
Res.	0,0320	2	0,00801			4			
Ecuación de regresión para la remoción de los SST (RSST)									
$\text{RSST} = 2,107 + 0,465(\text{SST}_{\text{af}})$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RSST									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Colln	CV
9	0,798	0,769	2,111	42,76	0,723	1,965	-0,022	1,000	24,02
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	123,29	80	123,289	27,679	0,00117	1			
Res.	31,180	20	4,45426			7			

Tabla 12.18. Ecuaciones de regresión para *P. stratiotes*.

Ecuación de regresión para la remoción de la DBO ₅ (RDBO)									
$\text{Ln RDBO} = 3,050 - 0,02494(\text{CP}) + 0,00129(\text{DBO}_{\text{af}})(\text{CP}) - 1,734 \cdot 10^{-5}(\text{DBO}_{\text{af}})^2(\text{CP})$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RDBO									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Collyn	CV
9	0,979	0,967	0,184	0,795	0,902	1,616	0,056	0,010	7,262
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	7,9573	98	2,65244	78,717	0,00013	3			
Res.	0,1685	2	0,03370			5			
Ecuación de regresión para la remoción de K (RK)									
$\text{Ln RK} = 1,572 - 0,01946(\text{CP}) + 0,00104 (\text{K}_{\text{af}})^2 + 0,00112(\text{K}_{\text{af}})(\text{CP})$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RK									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Collyn	CV
9	0,994	0,990	0,09422	0,151	0,978	1,607	0,022	0,014	7,211
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	6,8297	99	2,27658	256,45	$6,8 \cdot 10^{-6}$	3			
Res.	0,0444	1	0,00888			5			
Ecuación de regresión para la remoción de N _T (RNT)									
$\text{RNT} = 1,080 + 0,210(\text{NT}_{\text{af}}) - 9,57 \cdot 10^{-5}(\text{CP})^2$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RNT									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Collyn	CV
9	0,971	0,961	0,227	0,553	0,948	1,491	0,250	0,321	12,12
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	10,286	97	5,14313	100,19	$2,5 \cdot 10^{-5}$	2			
Res.	0,3080	3	0,05134			6			
Ecuación de regresión para la remoción de P _T (RPT)									
$\text{Ln RPT} = -2,354 + 2,217(\text{PT}_{\text{af}}) - 0,642(\text{PT}_{\text{af}})^2$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RPT									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Collyn	CV
9	0,870	0,827	0,254	0,881	0,705	1,124	0,417	0,051	23,64
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	2,6003	87	1,30014	20,087	0,00220	2			
Res.	0,3884	13	0,06473			6			
Ecuación de regresión para la remoción de los SST (RSST)									
$\text{sqrt RSST} = 0,747 + 0,152 (\text{SST}_{\text{af}}) + 0,01427(\text{CP}) - 0,000101 (\text{CP})^2$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RSST									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Collyn	CV
9	0,973	0,957	0,168	0,502	0,904	3,538	-0,820	0,024	5,622
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	5,0859	97	1,69532	59,995	0,00024	3			
Res.	0,1413	3	0,02826			5			

Tabla 12.19. Ecuaciones de regresión para *S. auriculata*.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Remoción DBO ₅ (%)	1	7	69,4159	11,0833	6,26
Remoción SST (%)	1	7	1337,2402	571,069	2,34
Remoción N _T (%)	1	7	142,4085	119,175	1,19
Remoción P _T (%)	1	7	55,2801	204,838	0,27
Remoción Potasio (%)	1	7	260,7790	51,8302	5,03
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	1	7	0,001359	0,00028	4,80
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1	7	0,005639	0,00311	1,81
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	1	7	0,000828	0,00062	1,34
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	1	7	0,000092	0,00053	0,17
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1	7	0,000534	0,00008	6,72

Tabla 12.20. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para la línea 1. (Mezcla plantas flotantes). Ensayo 3.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Remoción DBO ₅ (%)	1	7	331,3135	9,9661	33,24
Remoción SST (%)	1	7	1315,2317	221,152	5,95
Remoción N _T (%)	1	7	45,0217	100,477	0,45
Remoción P _T (%)	1	7	49,2639	64,6703	0,76
Remoción Potasio (%)	1	7	1156,7401	73,5130	15,74
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	1	7	0,009070	0,00011	83,40
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1	7	0,019787	0,00083	23,84
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	1	7	0,000531	0,00051	1,03
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	1	7	0,000493	0,00026	1,92
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1	7	0,003090	0,00011	27,24

Tabla 12.21. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para la línea 2. (4 especies en serie). Ensayo 3.

Variable	Grados de libertad		Cuadrados medios		Fc
	Tratamiento	Error	Tratamiento	Error	
Remoción DBO ₅ (%)	1	7	177,3865	19,7979	8,96
Remoción SST (%)	1	7	3742,8604	84,5206	44,28
Remoción N _T (%)	1	7	3,5853	96,1410	0,04
Remoción P _T (%)	1	7	86,6268	105,870	0,82
Remoción Potasio (%)	1	7	330,8731	275,857	1,20
Coef. eliminación(K _{DBO}) (d ⁻¹)	1	7	0,002549	0,00033	7,71
Coef. eliminación (K _{SST}) (d ⁻¹)	1	7	0,027155	0,00026	105,5
Coef. eliminación (K _{N_{TT}}) (d ⁻¹)	1	7	0,0000004	0,00049	0,00
Coef. eliminación (K _{P_{TT}}) (d ⁻¹)	1	7	0,000295	0,00030	0,98
Coef. eliminación (K _K) (d ⁻¹)	1	7	0,000682	0,00043	1,58

Tabla 12.22. Componentes del análisis de varianza en las variables respuesta para la línea 3. (*E. crassipes*). Ensayo 3.

Ecuación de regresión para la remoción de la DBO ₅ (RDBO)									
$\text{Sqrt RDBO} = 1,694 + 0,158(\text{DBO}_{af}) - 0,01983(\text{CP}) - 0,00144(\text{DBO}_{af})^2 + 7,499*10^{-5}(\text{CP})^2$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RDBO									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Colln	CV
17	0,928	0,904	0,591	9,278	0,841	1,418	0,264	0,002	16,21
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	54,216	93	13,5539	38,865	8,9*10 ⁻⁷	4			
Res.	4,1849	7	0,34874			12			
Ecuación de regresión para la remoción de K (RK)									
$\text{RK} = 0,689 + 0,00555(\text{K}_{af})^2 + 0,00194(\text{K}_{af})(\text{CP}) - 4,607*10^{-5}(\text{K}_{af})^2(\text{CP}) - 3,285*10^{-6}(\text{K}_{af})(\text{CP})^2$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RK									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Colln	CV
17	0,830	0,773	1,694	107,65	0,468	1,305	0,280	0,021	37,02
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	167,98	83	41,9954	14,633	0,00015	4			
Res.	34,438	17	2,86985			12			
Ecuación de regresión para la remoción de P _T (RPT)									
$\text{Sqrt RPT} = 0,03233 + 0,899(\text{PT}_{af}) - 0,270(\text{PT}_{af})^2 - 0,00578(\text{PT}_{af})(\text{CP}) + 1,498*10^{-5}(\text{CP})^2 + 0,00213(\text{PT}_{af})^2(\text{CP})$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RPT									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Colln	CV
17	0,796	0,703	0,102	1,645	-1,956	1,369	0,225	8*10 ⁻⁵	17,77
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	0,4429	80	0,08858	8,5613	0,00160	5			
Res.	0,1138	20	0,01035			11			
Ecuación de regresión para la remoción de N _T (RNT)									
$\text{Exp RNT} = 17,23 - 10,98(\text{NT}_{af}) + 1,264(\text{NT}_{af})^2 + 0,02339(\text{NT}_{af})(\text{CP}) - 7,861*10^{-5}(\text{NT}_{af})(\text{CP})^2$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RNT									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Colln	CV
17	0,914	0,885	8,835	5921,5	0,454	1,349	0,275	0,026	62,29
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	9916,8	91	2479,20	31,763	2,7*10 ⁻⁶	4			
Res.	936,63	9	78,0522			12			
Ecuación de regresión para la remoción de los SST (RSST)									
$\text{RSST} = 4,995 - 0,03144(\text{CP}) + 0,01369(\text{SST}_{af})^2 + 0,00256(\text{SST}_{af})(\text{CP})$									
Parámetros Estadísticos ANOVA para la ecuación RSST									
Datos	R ²	R ² adj	St Error	Press	R ² pred.	Db-Wt	Autoco	Colln	CV
17	0,813	0,770	2,655	183,69	0,626	1,273	0,253	0,110	39,79
Source	SS	SS(%)	MS	F	F signif	df			
Reg.	399,05	81	133,016	18,87	5,1*10 ⁻⁵	3			
Res.	91,638	19	7,04909			13			

Tabla 12.23. Ecuaciones de regresión para *E. crassipes*, considerando los 3 ensayos.

ANÁLISIS DE VARIANZA						
	Grados libertad	Suma de cuadrados	Promedio cuadrados	F	Valor crítico F	
Regresión	1	323394,0223	323394,022	55,62320134	8,2368E-08	
Residuos	25	145350,328	5814,01312			
Total	26	468744,3503				
	Coefficientes	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	235,5907727	21,79778779	10,808013	6,5336E-11	190,697389	280,484157
Variable X 1	-3,00035677	0,402295254	-7,4580964	8,2368E-08	-3,8288994	-2,1718142
ESTADÍSTICAS DE LA REGRESIÓN						
Coefficiente de correlación múltiple	Coefficiente de determinación R ²	R ² ajustado	Error típico	Observaciones		
0,8306116	0,6899156	0,6775122	76,2496762	27		

Tabla 12.24. Parámetros estadísticos de la ecuación de regresión lineal de la tasa de crecimiento de *E. crassipes* en función de la carga orgánica (Datos 3 ensayos).

ANÁLISIS DE VARIANZA						
	Grados libertad	Suma de cuadrados	Promedio cuadrados	F	Valor crítico F	
Regresión	1	302913,101	302913,10	45,66586556	4,407E-07	
Residuos	25	165831,249	6633,2500			
Total	26	468744,350				
	Coefficientes	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	232,552866	23,3740079	9,9492080	3,55311E-10	184,41320	280,69254
Variable X 1	-0,19833866	0,02935023	-6,7576524	4,40695E-07	-0,2587866	-0,1378907
ESTADÍSTICAS DE LA REGRESIÓN						
Coefficiente de correlación múltiple	Coefficiente de determinación R ²	R ² ajustado	Error típico	Observaciones		
0,8038796	0,6462224	0,6320713	81,4447663	27		

Tabla 12.25. Parámetros estadísticos de la ecuación de regresión lineal de la tasa de crecimiento de *E. crassipes* en función de la DQO afluente (Datos 3 ensayos).

ANÁLISIS DE VARIANZA						
	Grados libertad	Suma de cuadrados	Promedio cuadrados	F	Valor crítico F	
Regresión	1	300758,308	300758,308	44,75941912	5,1953E-07	
Residuos	25	167986,043	6719,44171			
Total	26	468744,350				
	Coefficientes	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%
Intercepción	232,129243	23,5247001	9,86746874	4,19431E-10	183,679217	280,57927
Variable X 1	-0,41280475	0,06170246	-6,690248	5,1953E-07	-0,5398833	-0,285726
ESTADÍSTICAS DE LA REGRESIÓN						
Coefficiente de correlación múltiple	Coefficiente de determinación R ²	R ² ajustado	Error típico	Observaciones		
0,8010153	0,6416255	0,6272905	81,9722008	27		

Tabla 12.26. Parámetros estadísticos de la ecuación de regresión lineal de la tasa de crecimiento de *E. crassipes* en función de la DBO₅ afluente (Datos 3 ensayos).

GLOSARIO.

13. GLOSARIO.

Acueducto: En Colombia, red de distribución del agua potable.

Aguas mieles: Nombre que reciben las aguas residuales del lavado del café, cuando al fruto se le retira el mucílago por fermentación natural.

Agua potable: Agua que por reunir los requisitos organolépticos, físicos, químicos y microbiológicos, en las condiciones señaladas en el Decreto 475 de 1998, en Colombia, puede ser consumida por la población humana sin producir efectos adversos a la salud.

Aguas residuales del café: Aguas provenientes del proceso de beneficio del fruto de café, incluye el agua de despulpado (cuando este no se realiza en seco) y el agua de lavado.

Beneficiadero de café: Establecimiento en el cual se realizan, en forma ordenada e higiénica, las operaciones y procesos destinados a transformar el café cereza en café pergamino seco.

Beneficio de café: Proceso llevado a cabo para transformar el café cereza en café pergamino seco.

Borra de café: Residuo sólido que se genera durante la extracción de los compuestos solubles del grano de café torrefactado en la preparación de la bebida.

Café: Término general para los frutos y las semillas de las plantas del género *Coffea*, así como los productos procedentes de estos frutos y semillas en diversas etapas de procesamiento y uso, con destino al consumo.

Café almendra: Grano de café al que se le han retirado las distintas envolturas a través del proceso agroindustrial.

Café baba: Grano de café después del despulpado, que aún conserva el mucílago.

Café cereza: Fruto de café o materia prima del proceso de beneficio. La parte externa o pulpa del fruto puede ser de color amarillo o rojo para el café maduro, según la variedad.

Café despulpado: Grano de café al cual se le ha retirado la pulpa o exocarpio.

Café especial: Aquel valorado por los consumidores por sus atributos consistentes, verificables y sostenibles, y por los cuales los compradores están dispuestos a pagar precios superiores.

Café lavado: Grano de café obtenido después de la operación de lavado en el beneficio.

Café maduro: Fruto de color rojo o amarillo que se encuentra en su óptimo estado de desarrollo.

Café pergamino húmedo: Grano de café después de lavado, que presenta un contenido de humedad entre el 12% y el 52%.

Café pergamino seco: Grano obtenido del beneficio, después del proceso de secado (con humedad entre el 10 y el 12%). Es el producto obtenido en la finca, que se vende y luego se procesa para el consumo humano.

Carpóforo o cuerpo fructífero: Cuerpo reproductor de los hongos, en donde se producen las esporas.

Cepa: Micelio del hongo, genéticamente uniforme que posee características distintivas.

Cisco de café: Cascarilla o endospermo que queda después del proceso de trilla del café pergamino seco.

Departamento: Región geográfica, cultural y económica, correspondiente al primer nivel de división administrativa en Colombia. En la actualidad el país posee 32 departamentos, que a su vez se subdividen en Municipios.

Desmucilaginado: Operación mecánica en la cual se retira el mucílago (que forma parte del mesocarpio del fruto) y se realiza en un equipo denominado desmucilagrador.

Despulpado: Operación mecánica en la cual se retira la pulpa o epicarpio del fruto de café y se realiza en un equipo denominado despulpadora.

Ecotopo: Área cafetera en la que predominan las mismas características de clima, suelos y relieve.

Finca: Nombre que se le da en Colombia, a las áreas de tierra dedicadas a la explotación agropecuaria.

Gres: Baldosa cerámica de baja absorción de agua moldeada por extrusión, constituida básicamente por alúmina, sílice y álcalis.

Inoculación: Acción de transferir el inóculo de los hongos sobre el sustrato de siembra.

Inóculo: Micelio crecido en granos de cereal y preparado con el propósito de propagar el hongo.

Lavado del café: Operación tecnológica destinada a eliminar, por medio del agua, todos los residuos del mesocarpio mucilaginoso adheridos a la superficie del pergamino y se realiza después del proceso de fermentación del mucílago.

Mucílago: Constituye el mesocarpio del fruto. Es la parte que se encuentra después de retirar la cáscara. Es de consistencia viscosa, color habano claro. Es separado del grano por fermentación natural o por medios mecánicos o enzimáticos.

Municipio: Región geográfica, cultural y económica, correspondiente al segundo nivel de división administrativa en Colombia. En la actualidad el país posee 1120 municipios. La zona rural de los municipios está dividida en veredas y la zona urbana en barrios.

Pasillas: Corresponden a granos defectuosos o defectos del café.

Película plateada: Cubierta seca de la semilla del grano del café. De ordinario tiene aspecto plateado o cobrizo.

Pergamino: Se refiere al cisco o cascarilla de café.

Población equivalente: Población estimada al relacionar la carga total o volumen total de un parámetro en un efluente (DBO, sólidos en suspensión, caudal) con el correspondiente aporte per cápita (kg DBO/hab-día, L/hab-día).

Primordio: Agregaciones hifales que forman estructuras semejantes a cabezas de alfiler y son el inicio del desarrollo del hongo.

Proceso de fermentación: Operación bioquímica destinada a digerir el mesocarpio mucilaginoso que se adhiere al pergamino del café despulpado, para permitir así su eliminación por medio del lavado.

Pulpa: Parte del fruto de café que se elimina durante el despulpado y que se compone del exocarpio y la mayor parte del mesocarpio.

Quebrada: Nombre dado en Colombia a los arroyos y manantiales.

Reactor hidrolítico: Reactor en donde se suceden reacciones de hidrólisis y acidificación de los carbohidratos presentes en las aguas residuales del café.

Reactor metanogénico: Reactor en donde se encuentran bacterias metanogénicas responsables de la etapa final de tratamiento de las aguas residuales del lavado del café, convirtiendo los ácidos presentes en el agua en gas metano.

Ripios de café: Pasillas secas de café con un tamaño de partícula inferior a 6 mm.

Secado del café pergamino: Operación tecnológica destinada a reducir el contenido de humedad del café pergamino hasta un nivel que permita la trilla en condiciones técnicas satisfactorias, y que no sea perjudicial para el almacenamiento adicional del café.

Secado mecánico del café: Operación de secado realizada mediante equipos mecánicos denominados silos, que utilizan combustibles como carbón, gas o diesel.

Secado solar: Operación de secado realizada colocando el grano sobre bandejas o superficies, que se exponen al sol durante varios días.

Subproductos del beneficio del café: Se refiere a la pulpa, mucílago, granos semidespulpados, pasillas y flotes, originados durante el proceso de beneficio del café.

Tanque de fermentación: Recipiente donde se depositan los granos despulpados o café baba, para el proceso de fermentación del mucílago de café.

Trilla: Proceso mediante el cual se elimina del endocarpio seco del café, el pergamino, cisco o cascarilla, para producir el café almendra.

Torrefacción Proceso térmico que produce cambios químicos y físicos fundamentales en la estructura y en la composición del café almendra, oscureciéndolo y desarrollando el aroma característico del café tostado.

Zoca: Se refiere al tocón o tallo que queda sembrado en la tierra cuando se elimina el árbol de café aserrando el tallo y que da origen a una nueva planta.