

Caracterización morfofisiológica de macrófitas flotantes del piedemonte araucano expuestas a efluentes de cultivo de tilapia roja (*Oreochromis* sp.) y su potencial en acuaponía

Morphophysiological characterization of floating macrophytes from the Arauca piedmont exposed to effluents from red tilapia (*Oreochromis* sp.) culture and their potential in aquaponics

Nelson René Cervantes Forero¹ , Edith González Afanador² 

¹Doctorado en Agrociencias, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia.

²Facultad de Artes, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

Correspondencia: Nelson R. Cervantes **E-mail:** ncervantes12@unisalle.edu.co

Original article | Artículo original

Palabras clave

Plantas acuáticas
nitrógeno amoniacal total
acuaponía
fitorremediación
crecimiento relativo

RESUMEN | Las plantas acuáticas flotantes han demostrado ser eficientes en procesos de fitorremediación; sin embargo, su uso en sistemas acuapónicos ha sido escasamente documentado, lo que limita el aprovechamiento de su potencial ecológico y funcional. En este contexto, se planteó la hipótesis de que las macrófitas flotantes presentan diferencias en el crecimiento y el desarrollo radicular bajo condiciones cambiantes de efluentes acuícolas. Se realizó un estudio experimental cuantitativo bajo condiciones reales del sistema para evaluar el desempeño de seis especies de macrófitas flotantes (*Salvinia* sp., *Azolla* sp., *Hydrocharis laevigata*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* y *Lemna* sp.) expuestas a efluente de tilapia (*Oreochromis* sp.), caracterizado por niveles estables de nitrógeno amoniacal total (5,2–5,4 mg L⁻¹), pH ácido (5,7), oxígeno disuelto limitado (1,0 mg L⁻¹) y temperatura de 24–28 °C. Se midieron la tasa de crecimiento relativo en masa (RGR) y la elongación radical absoluta durante 14 días. *Azolla* sp., *Salvinia* sp. y *Lemna* sp. mostraron las tasas de crecimiento más altas (RGR > 0.12 g g⁻¹ d⁻¹), mientras que *E. crassipes*, *H. laevigata* y *P. stratiotes* presentaron las más bajas. No obstante, *E. crassipes* exhibió una elongación radicular significativamente mayor (>30 cm) comparada con el escaso desarrollo radicular observado en el resto de las especies (<2 cm). Los resultados confirman la hipótesis planteada y evidencian diferencias en la respuesta morfofisiológica entre especies, vinculada a estrategias contrastantes de crecimiento bajo condiciones de alta carga de nitrógeno y de oxígeno limitado. En consecuencia, se concluye que las macrófitas flotantes difieren significativamente en su desempeño funcional, lo que sugiere su potencial para ser evaluadas en futuros estudios orientados a la remoción de nutrientes y a la retención de sólidos.

Keywords

Aquatic plants
total ammonia nitrogen
aquaponics
phytoremediation
relative growth

ABSTRACT | Floating aquatic plants have demonstrated efficacy in phytoremediation; however, their use in aquaponic systems has been poorly documented, limiting the exploitation of their ecological and functional potential. In this context, it was hypothesized that floating macrophytes exhibit differences in growth performance and root development under changing aquaculture effluent conditions. A quantitative experimental study was conducted under real-system conditions to evaluate the performance of six floating macrophyte species (*Salvinia* sp., *Azolla* sp., *Hydrocharis laevigata*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*, and *Lemna* sp.) exposed to tilapia (*Oreochromis* sp.) effluent. The effluent was characterized by stable total ammonia nitrogen levels (5.2–5.4 mg L⁻¹), acidic pH (5.7), limited dissolved oxygen (1.0 mg L⁻¹), and temperatures ranging from 24 to 28 °C. Relative growth rate (RGR) based on biomass and absolute root elongation was measured over a 14-day period. *Azolla* sp., *Salvinia* sp., and *Lemna* sp. exhibited the highest growth rates (RGR > 0.12 g g⁻¹ d⁻¹), whereas *E. crassipes*, *H. laevigata*, and *P. stratiotes* showed slower growth. However, *E. crassipes* exhibited significantly greater root elongation (>30 cm) compared to the limited root development observed in the other species (<2 cm). The results support the proposed hypothesis and reveal differences in morphophysiological responses among species, associated with contrasting growth strategies under conditions of high nitrogen load and low oxygen availability. Therefore, it is concluded that floating macrophytes differ significantly in their functional performance, suggesting their potential for evaluation in future studies focused on nutrient removal and solid retention.

INTRODUCCIÓN

El amoníaco es un compuesto nitrogenado que se genera de manera natural a partir de las excreciones de los organismos vivos (Astuti *et al.* 2023) y de la descomposición del nitrógeno orgánico en condiciones tanto aeróbicas como anaeróbicas (Pinaffi y Santos 2019). En sistemas acuáticos, este compuesto se encuentra en equilibrio entre sus formas no ionizada (NH_3) e ionizada (NH_4^+), cuya proporción depende principalmente del pH y la temperatura (Boyd 2020; Randall y Tsui 2002). En este sentido, el término nitrógeno amoniacal total (TAN, por sus siglas en inglés) agrupa ambas especies químicas, siendo NH_3 la fracción más tóxica para muchos organismos acuáticos por su mayor solubilidad en los lípidos de la membrana celular, lo que permite una mayor difusión a través de las branquias (Yun *et al.* 2025).

En plantas, la toxicidad del nitrógeno amoniacal puede manifestarse mediante clorosis foliar, alteraciones en la relación brote-raíz y supresión del crecimiento (Britto y Kronzucker 2002). Las plantas terrestres pueden asimilar tanto NH_4^+ como NO_3^- , pero la acumulación de amonio puede resultar tóxica si supera su capacidad metabólica (Britto y Kronzucker 2002). En suelos ácidos o anegados, la amonificación suele superar a la nitrificación debido a la limitada disponibilidad de oxígeno, lo que inhibe la actividad de los microorganismos nitrificantes. Como resultado, el amonio (NH_4^+) se convierte en la principal fuente de nitrógeno disponible (Cronk y Fennessy, 2001). En estos entornos, diversas plantas acuáticas muestran una mayor afinidad por el amonio frente al nitrato (Fang *et al.* 2007, Rommens *et al.* 2003).

En sistemas de producción acuícola, particularmente en sistemas de recirculación (RAS), el amoníaco es transformado mediante nitrificación bacteriana en compuestos menos tóxicos como el nitrato (Zimmermann *et al.* 2023). La acuaponía integra estos sistemas con la producción vegetal, permitiendo que las plantas utilicen el nitrato como fuente de nitrógeno, contribuyendo a la remoción de nutrientes y al cierre de ciclos dentro del sistema (Vasdravanidis *et al.* 2022). Este enfoque se alinea con principios de bioeconomía al mejorar la eficiencia en el uso de recursos y reducir la generación de residuos (Greenfeld *et al.* 2019, Zimmermann *et al.* 2023).

Diversos estudios sugieren que ciertas plantas macrófitas pueden contribuir a la remoción de nitrógeno no solo mediante la asimilación de nitrato, sino también a través de la absorción directa de nitrógeno amoniacal y la interacción con comunidades microbianas asociadas. Estos mecanismos incluyen la actividad enzimática para la asimilación de NH_4^+ (Zhou *et al.* 2017), la presencia de bacterias endofíticas (Rana *et al.* 2023) y la promoción de bacterias nitrificantes en la rizosfera (Zhang *et al.* 2024, Zhou *et al.* 2017). Adicionalmente, la liberación de oxígeno desde los tejidos vegetales hacia el medio acuático puede favorecer procesos de nitrificación en microambientes oxidados (Chorianopoulou *et al.* 2001, Koop-Jakobsen *et al.* 2017, Reddy *et al.* 1990). Este proceso, conocido como pérdida radial de oxígeno (ROL), ha sido descrito como una adaptación clave de las plantas acuáticas a condiciones de anegamiento (Wang *et al.* 2018). La eficiencia de estos procesos depende de factores como la densidad de plantas, la disponibilidad de oxígeno y la temperatura (Ting *et al.* 2018). Asimismo, en especies como *Azolla* sp., la disponibilidad de nutrientes como fósforo y hierro puede limitar su crecimiento y afectar procesos simbióticos clave como la fijación biológica de nitrógeno (Temmink *et al.* 2018).

En este contexto, diversas macrófitas han sido evaluadas por su capacidad para tolerar y eliminar compuestos nitrogenados en sistemas acuáticos, así como por su potencial como fuente de biomasa aprovechable. Géneros como *Salvinia*, *Azolla*, *Lemna* y *Wolffia* presentan alta eficiencia en la absorción de nitrógeno amoniacal y contenidos relevantes de proteína (Leterme *et al.* 2009, Suppadit 2011). No obstante, su tolerancia al amonio es variable, registrándose desde concentraciones que favorecen el crecimiento en algunas especies hasta niveles que inducen estrés fisiológico o daño radicular en otras (Huang *et al.* 2013, Jampeetong y Brix 2009, Kitoh *et al.* 1993). Por su parte, especies como *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes* han mostrado altas tasas de remoción de amonio en condiciones experimentales, lo que sugiere una mayor tolerancia funcional en sistemas acuáticos enriquecidos (Akinbile y Yusoff 2012, Sharma y Sridhar 1981).

A pesar de estos avances, aún existe un conocimiento limitado sobre la respuesta morfofisiológica de las macrófitas bajo exposición directa a efluentes de cultivo acuícola, particularmente en especies presentes en contextos locales. Esta información es relevante para evaluar su potencial en sistemas acuapónicos, donde las condiciones de carga nitrogenada pueden variar y afectar el desempeño de las plantas. Con base en lo anterior, el presente estudio tiene como objetivo caracterizar la respuesta morfofisiológica de macrófitas de interés local previamente catalogadas del Piedemonte Araucano, departamento de Arauca, noreste de Colombia, expuestas a efluentes de cultivo de tilapia (*Oreochromis* sp.), como criterio para evaluar su desempeño en sistemas acuapónicos. En este sentido, el estudio se plantea como una aproximación

exploratoria desarrollada en condiciones operativas reales de un sistema acuapónico, más que como un experimento completamente controlado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en el municipio de Saravena (departamento de Arauca, Colombia), localizado en las estribaciones de la cordillera Oriental de los Andes. Esta zona se caracteriza por una amplia red de ríos y esteros que configuran hábitats tanto lóticos como lénticos, favoreciendo el establecimiento y crecimiento de diversas macrófitas acuáticas. El estudio se desarrolló en un sistema acuapónico instalado en la Institución Educativa Concentración de Desarrollo Rural (coordenadas: 6° 57' 11.983" N, 71° 53' 4.751" O), el cual ocupó un área de 208 m² destinada a la producción de tilapia (*Oreochromis* sp.).

Fase exploratoria

Se catalogaron 13 especies de macrófitas en las localidades de Banadías Medio, Banadías Bajo, Caño Claro y Alto Pescado (Fig. 4). La identificación taxonómica se realizó mediante la consulta de fuentes especializadas, incluyendo *Plantas Acuáticas de la Orinoquía Colombiana* (Madriñan *et al.* 2017), el Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF), documentos técnicos sobre flora acuática regional (Vera Ospina 2018) y colecciones de referencia del herbario de la Universidad Nacional de Colombia, sede Orinoquía (Mijares y Pérez-Buitrago 2023). Algunas especies fueron identificadas únicamente a nivel de género (*Lemna* sp., *Salvinia* sp., *Wolffia* sp. y *Thalia* sp.) debido a la ausencia de confirmación taxonómica formal. Debido a las restricciones normativas para la recolección de flora silvestre con fines científicos, esta fase se limitó a la identificación visual en campo, sin recolección de ejemplares ni elaboración de vouchers botánicos.

Para los ensayos experimentales en el sistema acuapónico, los ejemplares fueron adquiridos en establecimientos comerciales locales y seleccionados entre las especies previamente registradas (Tabla 1). En un comercio de acuariofilia de la región se obtuvieron seis especies de macrófitas (*Salvinia* sp., *Azolla* sp., *Hydrocharis laevigata* (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Byng y Christenh, *Pistia stratiotes* L., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms y *Lemna* sp.), las cuales se mantuvieron durante dos meses en tanques plásticos aislados para su propagación bajo condiciones controladas.



Figura 1. Hábitats de las plantas acuáticas. Descripción general del conjunto. (A) Vereda Puerto Arturo – cuerpo de agua lótico. (B) Vereda Alto Banadías – estero con densa vegetación flotante. (C) Vereda Alto Pescado – remanso con macrófitas de talla pequeña. (D) Vereda Bajo Banadías – canal de drenaje eutrófico. Los sitios mostrados corresponden a áreas de avistamiento durante la fase exploratoria; el material vegetal utilizado en los ensayos experimentales fue adquirido en establecimientos comerciales locales.

Figure 1. Aquatic plant habitats. General overview of the habitats. (A) Puerto Arturo village – lotic water body. (B) Alto Banadías village – estuary with dense floating vegetation. (C) Alto Pescado village – backwater with small-sized macrophytes. (D) Bajo Banadías village – eutrophic drainage channel. The sites shown correspond to observation areas during the exploratory phase; the plant material used in the experimental trials was purchased from local shops.

La ubicación geográfica de cada espécimen se registró mediante la aplicación *Epicollect5*. Posteriormente, se realizó una revisión bibliográfica para identificar plantas acuáticas nativas de la región con potencial para su uso como filtradoras. Luego, la información se georreferenció en el sistema de coordenadas MAGNA-SIRGAS (EPSG:3117) utilizando el software QGIS (versión 3.42.1) (Fig. 2).

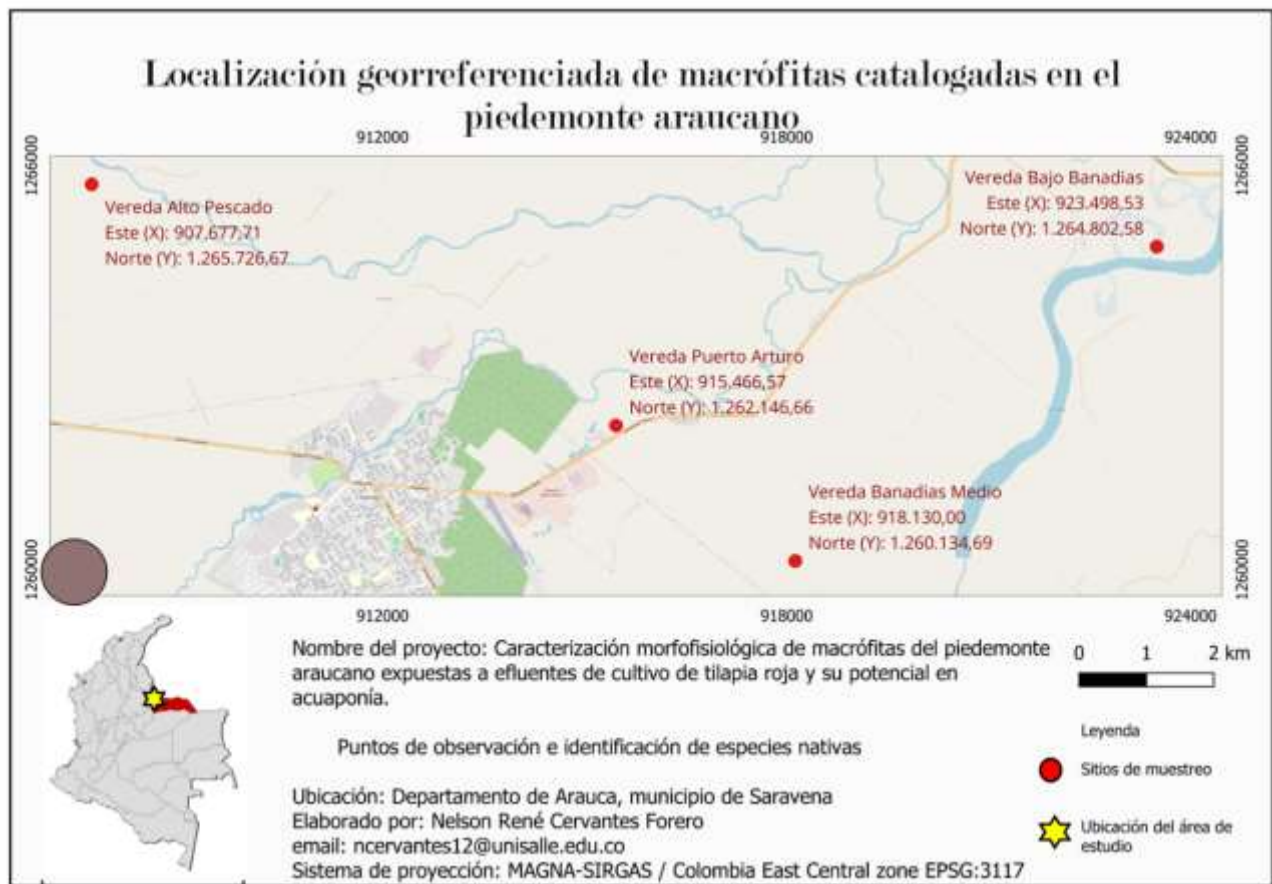


Figura 2. Localización georreferenciada de macrófitas catalogadas en el piedemonte araucano.
Figure 2. Georeferenced locations of cataloged macrophytes in the Araucanian foothills.

Configuración del sistema acuapónico

El sistema se instaló en un área de 208 m² bajo cubierta y fue optimizado para el cultivo de macrófitas en integración con tilapia roja (*Oreochromis* sp.). El componente piscícola constó de dos tanques australianos de geomembrana (18 m³). El sistema de biofiltrado incluyó un sedimentador de 2 m³ para la decantación de sólidos, seis tanques de polietileno de alta densidad (1 m³) para el cultivo de macrófitas, donde ocurrían la absorción de amoníaco y las sinergias bacterianas en la rizosfera, y un tanque recolector de 2 m³ equipado con dos bombas sumergibles (Evans, 60 W) que retornaban el afluente a los estanques piscícolas. El flujo operó por gravedad, con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 48 h, en un circuito continuo que partía de los tanques piscícolas, pasaba por el sedimentador, continuaba hacia los tanques de biorremediación, luego al recolector y, finalmente, retornaba a los tanques piscícolas (Figs. 3 y 4).

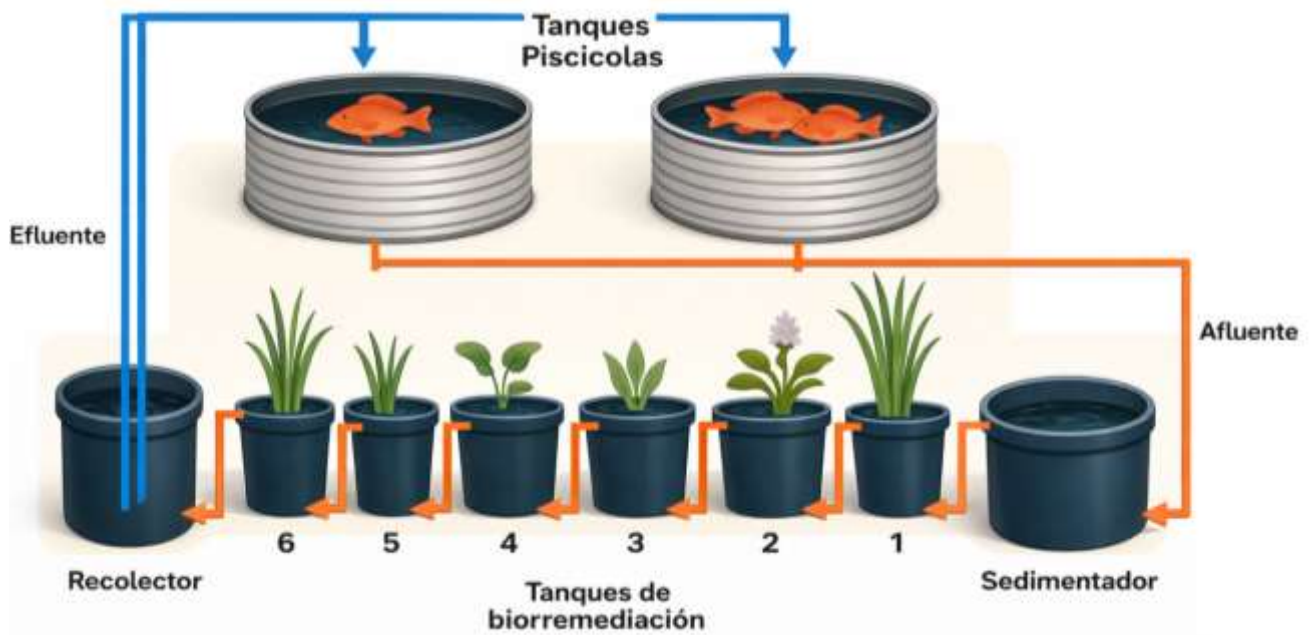


Figura 3. Esquema del prototipo del sistema acuapónico. Se muestran la disposición y el número de tanques empleados en el proceso de biorremediación. El tanque sedimentador recibe el afluente proveniente de los tanques piscícolas, mientras que el tanque recolector almacena el efluente y lo bombea para su recirculación en el sistema. Ninguno de los tanques cuenta con oxigenación externa; los procesos de nitrificación y desnitrificación ocurren principalmente a través de la interacción entre el sistema radicular de las macrófitas y las comunidades bacterianas epífitas asociadas.

Figure 3. Schematic diagram of the aquaponic system prototype. The layout and number of tanks used in the bioremediation process are shown. The sedimentation tank receives the influent from the fish tanks, while the collection tank stores the effluent and pumps it back into the recirculation system. None of the tanks has external aeration; nitrification and denitrification occur primarily through interactions between the macrophytes' root systems and associated epiphytic bacterial communities.



Figura 4. Prototipo del sistema acuapónico instalado en la IE CDR.
Figure 4. Prototype of the aquaponics system installed at IE CDR.

Tabla 1. Características morfológicas de las especies catalogadas
Table 1. Morphological characteristics of the catalogued species

Especie	Sistema radicular	Sistema foliar	Parénquima
<i>Salvinia</i> sp.	Flotante, fibrosa	Hojas ovaladas flotantes	Presente
<i>Azolla</i> sp.	Flotante, muy densa	Micrófilas, superpuestas	Presente
<i>Lemna</i> sp.	Flotante, simple	Una o dos frondas	Presente
<i>Hydrocharis laevigata</i>	Enraizante, flotante parcial	Hojas redondas y cerosas	Presente
<i>Pistia stratiotes</i>	Roseta flotante	Hojas suculentas con vellosidades	Presente
<i>Eichhornia crassipes</i>	Flotante con raíces densas	Hojas bulbosas con pecíolo inflado	Presente
<i>Ceratopteris pteridoides</i>	Flotante, rizoma fino	Hojas divididas, tipo helecho	Presente
<i>Heteranthera reniformis</i>	Rizoma subacuático	Hojas redondeadas flotantes	Presente
<i>Thalia</i> sp.	Enraizante profunda	Hojas lanceoladas grandes	Presente
<i>Wolffia</i> sp.	No presenta raíces.	Cuerpo frondoso esferoidal	Presente
<i>Ludwigia peploides</i>	Rizoma rastrero y flotante	Hojas alternas, lanceoladas	Presente
<i>Nymphoides indica</i>	Rizoma sumergido	Hojas flotantes, parecidas a ninfea	Presente
<i>Limnocharis flava</i>	Rizoma robusto	Hojas triangulares erectas	Presente

Diseño experimental

El presente ensayo se desarrolló con un enfoque exploratorio en condiciones operativas reales de un sistema acuapónico, por lo que las variables no se manipularon de forma independiente. Se evaluaron seis especies de macrófitas acuáticas: *Lemna* sp., *Azolla* sp. y *Salvinia* sp., clasificadas como macrófitas menores, y *H. laevigata*, *P. stratiotes* y *E. crassipes*, consideradas macrófitas mayores. Para las macrófitas menores se utilizaron 5 g de masa fresca por réplica. En el caso de las macrófitas mayores, se seleccionaron individuos con masas iniciales equivalentes, definidos como $\pm 10\%$ de la masa promedio de cada especie, determinada mediante un muestreo preliminar. Las masas exactas fueron registradas para su posterior análisis estadístico. Para cada especie mayor se seleccionaron ocho individuos: cinco fueron destinados al experimento y tres al sacrificio inicial. Estos últimos se utilizaron para medir la longitud radicular inicial, para lo cual se extrajo la raíz más larga y se midió sobre una superficie plana.

El experimento se llevó a cabo durante el quinto mes del cultivo de tilapia (*Oreochromis* sp.), con una densidad de 28 peces m^{-3} . Las condiciones del afluente se presentan en la Tabla 2. Operativamente, el tanque sedimentador y los tanques de biorremediación no se oxigenaron para evitar la generación de corrientes que pudieran interferir con la decantación de sólidos y su retención en las raíces de las macrófitas. Las especies menores se cultivaron simultáneamente durante 2 semanas en el grupo 1, en el tanque sedimentador del sistema acuapónico, separadas entre sí mediante flotadores circulares (23 cm de diámetro interno) para evitar mezclas. Las macrófitas mayores, grupo 2: *H. laevigata*, *E. crassipes* y *P. stratiotes*, se evaluaron en el tanque biofiltro 1 durante las mismas 2 semanas.



Figura 5. Montaje del diseño experimental.
Figure 5. Experimental setup.

Tabla 2. Condiciones fisicoquímicas registradas durante el ensayo
Table 2. Physicochemical conditions recorded during the experiment

Parámetro	Valor	Observaciones
Amoníaco total (NH ₃ -N)	5,2 – 5,4 mg L ⁻¹	Verificado con el fotómetro multiparamétrico HI 83300-01 de la marca Hanna.
pH	5,7	Estabilizado post-maduración de biofiltros
Oxígeno disuelto (OD)	1,0 mg L ⁻¹	Medidor Milwaukee MW600, calibrado por saturación al 100%
Temperatura	24 – 28 °C	Variación diaria
Tiempo de retención hidráulica (TRH)	48 h	Flujo continuo

Variables medidas

Se registraron la tasa de crecimiento relativo (RGR) y la elongación radical, calculada a partir de la masa fresca inicial y final mediante la ecuación:

$$RGR = \frac{\ln(masa\ final) - \ln(masa\ inicial)}{t} \text{ donde } t \text{ corresponde al tiempo (en días).}$$

Adicionalmente, se evaluó la longitud radicular (cm), considerando una longitud inicial promedio obtenida de individuos sacrificados al inicio y una longitud máxima final registrada al término del ensayo. La elongación radical se estimó como la diferencia entre la longitud final y la longitud inicial promedio de referencia de cada especie. La estimación de la elongación radical se basó en un enfoque indirecto, utilizando un valor promedio inicial obtenido a partir de individuos sacrificados. Este método no permite capturar la variabilidad individual inicial ni establecer trayectorias de crecimiento por planta, por lo que los resultados deben interpretarse como una aproximación al crecimiento a nivel de especie.

Análisis Estadístico

Se evaluaron diferencias en la tasa de crecimiento relativo (RGR) y en la elongación radical entre especies mediante un análisis de varianza de un factor (ANOVA), considerando la especie como factor fijo. Previamente, se verificaron los supuestos de normalidad mediante la prueba de Shapiro–Wilk y de homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Levene. Cuando se detectaron diferencias significativas ($\alpha = 0,05$), se aplicó la prueba post hoc de Tukey para comparaciones múltiples. Todos los análisis se realizaron en el software R (versión 4.5.0).

Dado que las réplicas se dispusieron como subunidades dentro del mismo tanque, se reconoce la presencia de pseudorreplicación; en consecuencia, los resultados deben interpretarse con cautela y se consideran de carácter exploratorio, sin inferencias estrictas a nivel poblacional.

RESULTADOS

En la Tabla 3 se presentan los valores promedio de la tasa de crecimiento relativo de la biomasa (RGR), su desviación estándar, el crecimiento relativo de la raíz y la elongación media de la raíz para las seis especies evaluadas.

Tabla 3. Promedios del crecimiento relativo y de la elongación en seis especies de macrófitas.
Table 3. Mean values for relative growth and elongation in six species of macrophytes.

Especie	n	RGR_masa_ (g·g ⁻¹ ·d ⁻¹)	RGR_masa_DE (g·g ⁻¹ ·d ⁻¹)	RGR_raíz_ (cm·cm ⁻¹ ·d ⁻¹)	Elongación_ (cm)
<i>Azolla</i> sp.	5	0,140	0,00606	0,0139	0,58
<i>Eichhornia crassipes</i>	5	0,0224	0,00825	0,0797	29,8
<i>Lemna</i> sp.	5	0,117	0,00502	0,0161	0,28
<i>Hydrocharis laevigata</i>	5	0,0986	0,00969	0,00416	0,38
<i>Pistia stratiotes</i>	5	0,0180	0,00401	0,00298	0,400
<i>Salvinia</i> sp.	5	0,146	0,00812	0,00650	0,400

El análisis de varianza evidenció diferencias entre especies en la tasa de crecimiento relativa (ANOVA de una vía, $F_{5,24} = 339,9$, $p < 0,001$). La prueba *post hoc* de Tukey identificó cuatro grupos homogéneos: *Salvinia* sp. y *Azolla* sp. (grupo a; $p = 0,946$ entre ellas), *Lemna* sp. (grupo b), *H. laevigata* (grupo c) y *E. crassipes* junto con *P. stratiotes* (grupo d; $p = 0,918$ entre ellas).

Para la elongación radical, también se detectaron diferencias entre especies (ANOVA de una vía, $F_{5,24} = 1126,9$; $p < 0,001$). El análisis de Tukey HSD estableció los siguientes grupos (de mayor a menor): *Eichhornia crassipes* (a), *Pistia stratiotes* (b), *Hydrocharis laevigata* (c), *Salvinia* sp. (cd), *Azolla* sp. (de) y *Lemna* sp. (e).

Durante los 14 días de exposición al efluente acuapónico, caracterizado por concentraciones de nitrógeno amoniacal total entre 5,2 y 5,4 mg L⁻¹, pH ácido y bajo oxígeno disuelto, se observaron diferencias en la tasa de crecimiento relativo entre especies (Fig. 6). *Salvinia* sp. y *Azolla* sp. presentaron los valores más altos (~0,15 g g⁻¹ d⁻¹), sin diferencias significativas entre ellas (Tukey, $p = 0,946$; Fig. 6). En contraste, *Lemna* sp. mostró valores intermedios (~0,12 g g⁻¹ d⁻¹), seguida de *Hydrocharis laevigata* (~0,10 g g⁻¹ d⁻¹), mientras que *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes* registraron las tasas más bajas (~0,02 g g⁻¹ d⁻¹), patrón que se observa en la distribución de los datos (Fig. 6).

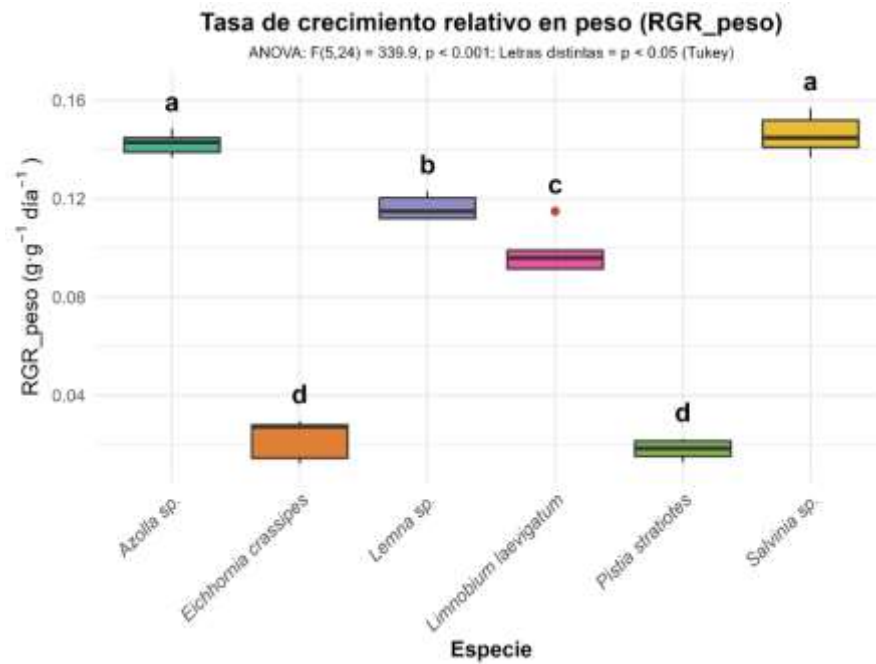


Figura 6. Boxplot de la tasa relativa de crecimiento en masa (RGR_masa, $g \cdot g^{-1} \cdot día^{-1}$) de seis especies de macrófitas acuáticas bajo condiciones experimentales. Se muestran las medianas, los intervalos intercuartílicos y los valores extremos; letras distintas indican diferencias significativas entre especies (ANOVA seguida de la prueba de Tukey, $p < 0.05$).

Figure 6. Boxplot of the relative growth rate in mass (RGR_mass, $g \cdot g^{-1} \cdot day^{-1}$) for six species of aquatic macrophytes under experimental conditions. Median values, interquartile ranges, and outliers are shown; different letters indicate significant differences among species (ANOVA followed by Tukey's test, $p < 0.05$).

En cuanto a la elongación radical, se observaron diferencias marcadas entre las especies (Fig. 7). *E. crassipes* presentó los mayores valores (~30 cm), mientras que *P. stratiotes* y *H. laevigata* mostraron elongaciones considerablemente menores. Por su parte, *Salvinia* sp., *Azolla* sp. y *Lemna* sp. registraron valores inferiores a 1 cm, lo cual se refleja en la distribución de los datos (Fig. 7).

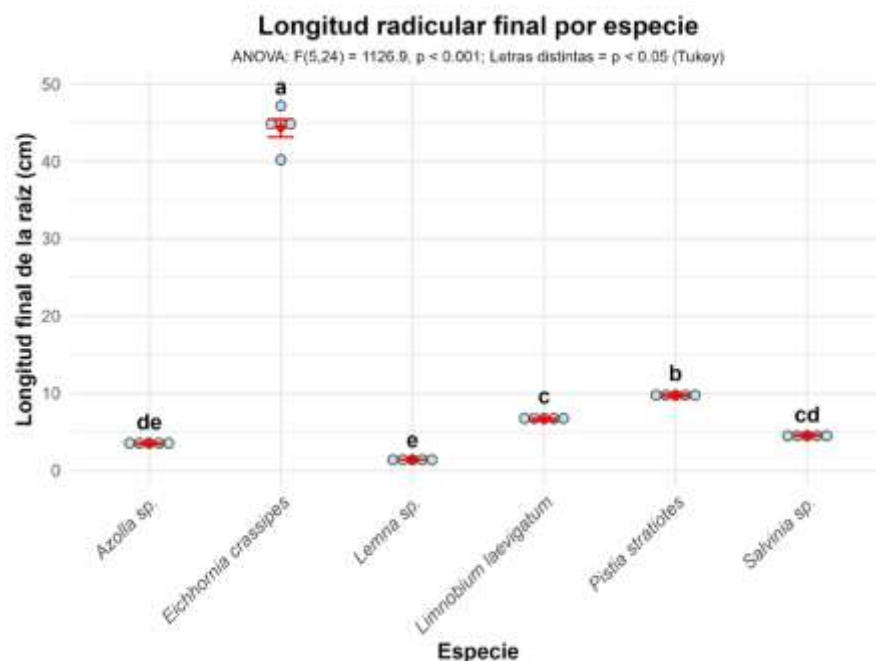


Figura 7. Dotplot de la elongación radical absoluta (longitud final de la raíz, cm) en seis especies de macrófitas acuáticas bajo condiciones experimentales. Los puntos representan valores individuales, mientras que las líneas rojas indican la media \pm la desviación estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre especies (ANOVA seguida de la prueba de Tukey, $p < 0.05$).

Figure 7. Dotplot of absolute root elongation (final root length, cm) in six species of aquatic macrophytes under experimental conditions. The dots represent individual values, while the red lines indicate the mean \pm standard deviation. Different letters indicate significant differences among species (ANOVA followed by Tukey's test, $p < 0.05$).

DISCUSIÓN

Salvinia sp. y *Azolla* sp. mostraron un mayor desempeño relativo en las condiciones del sistema acuapónico evaluado, lo que sugiere una posible ventaja fisiológica de estas especies para mantener el crecimiento activo en presencia de nitrógeno amoniacal. Estos resultados son consistentes con lo reportado por Cannavò *et al.* (2023), quienes observaron tasas de hasta $0,176 \text{ g g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ en *Azolla filiculoides* bajo condiciones de alta intensidad lumínica. Asimismo, Jampeetong y Brix (2009) reportaron que *Salvinia natans* puede alcanzar una tasa de crecimiento de $0,25 \text{ g g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ a $90,2 \text{ mg L}^{-1}$ de amonio, aunque en condiciones óptimas de fosfato ($13,61 \text{ mg L}^{-1}$).

El buen desempeño de *Azolla* sp. en ambientes con pH ácido y baja concentración de oxígeno podría explicarse por su simbiosis con cianobacterias fijadoras de nitrógeno (*Anabaena azollae*) y por la presencia de bacterias endófitas con funciones adaptativas que optimizan su crecimiento en condiciones adversas (Kumar *et al.* 2019). Sin embargo, Kitoh *et al.* (1993) reportaron daño radicular en *A. filiculoides* a concentraciones de amonio superiores a 18 mg L^{-1} , lo que sugiere que la tolerancia puede variar entre especies y cepas. En contraste, los resultados de biomasa de *Lemna* sp. sugieren una mayor dependencia de condiciones óptimas para expresar su potencial de crecimiento, como ha sido reportado en sistemas altamente controlados. Ziegler *et al.* (2015) señalaron tasas de hasta $0,15 \text{ g g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para *Lemna obscura* y hasta $0,5 \text{ g g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para *Lemna gibba* en condiciones óptimas y altamente estandarizadas, lo que evidencia el potencial de este género bajo condiciones favorables.

Los resultados obtenidos sugieren variabilidad en la respuesta de las macrófitas frente a condiciones enriquecidas con nitrógeno amoniacal, lo que coincide con reportes previos sobre diferencias intraespecíficas e interespecíficas en tolerancia y crecimiento (Britto y Kronzucker 2002, Maejima *et al.* 2001). La selección de cepas adaptadas a condiciones específicas de los sistemas acuapónicos emerge como una línea de investigación relevante. A diferencia de estudios realizados bajo condiciones altamente controladas, el presente trabajo aporta evidencia del desempeño comparativo de estas macrófitas en un sistema acuapónico con condiciones operativas, donde múltiples factores físico-químicos interactúan simultáneamente, lo que permite aproximarse a escenarios de aplicación práctica. En conjunto, estos resultados refuerzan la importancia de considerar la selección de especies en función del contexto del sistema.

El presente estudio presenta limitaciones metodológicas que deben considerarse al interpretar los resultados. Las especies fueron evaluadas en compartimentos hidráulicamente conectados, lo que introduce pseudorreplicación y limita la independencia experimental. Asimismo, la distribución de macrófitas de distintos tamaños en unidades con características hidráulicas diferenciadas (biofiltro y sedimentador) restringe la atribución exclusiva de los efectos observados al factor especie. Adicionalmente, la estimación del crecimiento radicular se realizó de forma indirecta y el diseño experimental no incluyó un control independiente ni un balance de masa de nitrógeno. En consecuencia, los hallazgos deben interpretarse como evidencia comparativa de carácter exploratorio, con un alcance inferencial limitado respecto de las relaciones causales y los procesos de remoción de nutrientes.

A pesar de estas limitaciones, los resultados obtenidos permiten resaltar la importancia de la selección de macrófitas en función de criterios funcionales asociados a las condiciones operativas del sistema. El desempeño superior de *Salvinia* sp. y *Azolla* sp. sugiere que la tolerancia a ambientes con pH ácido y baja disponibilidad de oxígeno puede constituir un atributo determinante en sistemas acuapónicos con aireación limitada. En contraste, el menor crecimiento de las especies con mayor biomasa potencial no implica una menor capacidad fitorremediadora, sino una respuesta diferencial frente a las condiciones específicas evaluadas. Aspectos como la eficiencia de remoción, la composición nutricional, el potencial de domesticación y su integración en esquemas productivos deberán ser abordados en estudios posteriores.

CONCLUSIONES

El presente estudio evidenció diferencias en el desempeño morfofisiológico de las seis macrófitas evaluadas bajo las condiciones específicas del efluente acuapónico (nitrógeno amoniacal total: $5,2\text{--}5,4 \text{ mg L}^{-1}$; pH: 5,7; oxígeno disuelto: $1,0 \text{ mg L}^{-1}$). *Salvinia* sp. y *Azolla* sp. presentaron las mayores tasas de crecimiento relativo ($\text{RGR} > 0,14 \text{ g g}^{-1} \text{ d}^{-1}$), mientras que *Lemna* sp. mostró valores intermedios y *H. laevigata*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* registraron el crecimiento más lento. En cuanto a la elongación radical, *E. crassipes* destacó con valores superiores a 30 cm, mientras que el resto de las especies no superó los 0,6 cm.

Bajo las condiciones experimentales evaluadas, *Salvinia* sp. y *Azolla* sp. mostraron la mayor aptitud para integrarse en sistemas acuapónicos, al combinar una alta tasa de crecimiento con un desarrollo radicular limitado pero funcional. Estas características sugieren un potencial para su evaluación en futuros estudios orientados a la biofiltración y la retención de sólidos. En consecuencia, ambas especies fueron consideradas candidatas prioritarias para las siguientes etapas de esta línea de investigación.

No obstante, la interpretación de estos resultados debe considerar ciertas limitaciones metodológicas asociadas al diseño experimental, incluyendo la interconexión hidráulica de los compartimentos, la distribución diferencial de las especies dentro del sistema y la estimación indirecta del crecimiento radicular. Asimismo, la ausencia de un control independiente y de un balance de masa de nitrógeno restringe el alcance inferencial en términos de procesos de remoción de nutrientes. En este sentido, los hallazgos presentados constituyen una aproximación comparativa de carácter exploratorio, que establece una base experimental para el desarrollo de estudios posteriores con unidades independientes, mediciones directas de remoción y evaluaciones fisiológicas de mayor duración.

Declaración de conflicto de interés de los autores

Los autores declaran que no existen conflictos de interés relacionados con el presente trabajo.

Declaración de buenas prácticas en el uso de seres vivos

El presente estudio no implicó el uso de animales experimentales. Los peces empleados en el sistema acuapónico (*Oreochromis* sp.) formaban parte de un cultivo productivo preexistente en la institución y no fueron sometidos a procedimientos experimentales adicionales ni a manipulaciones que afectaran su bienestar. Las macrófitas evaluadas fueron adquiridas en establecimientos comerciales locales y mantenidas en condiciones controladas durante el periodo experimental, sin que ello implicara la recolección de especímenes en ambientes naturales.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Cruz Roja Colombiana el respaldo institucional brindado para la ejecución de los proyectos que hicieron posible esta investigación. De manera especial, se reconoce el apoyo de Lady Yajaira Cerpa Parra, Oficial de Fortalecimiento a Seccionales, y de Natali Andrea González Bolaños, Administradora Nacional de Proyectos, por su compromiso, acompañamiento y gestión logística durante los años 2023 y 2024, fundamentales para el desarrollo de las actividades de campo y de experimentación acuapónica.

Declaración de contribución de autoría (CrediT)

Nelson Cervantes: Conceptualización, Metodología, Software, Investigación. *Edith González*: Supervisión, revisión y edición.

Financiamiento

Esta investigación se desarrolló utilizando infraestructura donada por una organización no gubernamental a la institución educativa durante los años 2023 y 2024. No se contó con financiación directa para la ejecución del estudio.

REFERENCIAS

- Akinbile C. O., Yusoff M. S. (2012). Assessing water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lettuce (*Pistia stratiotes*) effectiveness in aquaculture wastewater treatment. *International Journal of Phytoremediation* 14(3):201–211. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.587482>
- Astuti L. P., Warsa A., Sentosa A. A., Tjahjo D. W. H., Sembiring T. (2023). Phytoremediation for nutrient removal in an environmentally friendly floating cage system: A field experiment. *Sains Malaysiana* 52(10):2761–2772. <https://doi.org/10.17576/jsm-2023-5210-03>

- Britto D. T., Kronzucker H. J. (2002). NH_4^+ toxicity in higher plants: A critical review. *Journal of Plant Physiology* 159(6):567–584. <https://doi.org/10.1078/0176-1617-0774>
- Cannavò S., Bertoldi A., Valeri M. C., Damiani F., Reale L., Brilli F., Paolucci F. (2023). Impact of high light intensity and low temperature on the growth and phenylpropanoid profile of *Azolla filiculoides*. *International Journal of Molecular Sciences* 24(10):8554. <https://doi.org/10.3390/ijms24108554>
- Chorianopoulou S. N., Bouranis D. L., Drossopoulos J. B. (2001). Oxygen transport by *Apium nodiflorum*. *Journal of Plant Physiology* 158(7):905–913. <https://doi.org/10.1078/0176-1617-00096>
- Cronk J. K., Fennessy M. S. (2001). *Wetland plants: Biology and ecology*. CRC Press.
- Fang Y. Y., Babourina O., Rengel Z., Yang X. E., Pu P. M. (2007). Ammonium and nitrate uptake by the floating plant *Landoltia punctata*. *Annals of Botany* 99(2):365–370. <https://doi.org/10.1093/aob/mcl264>
- Greenfeld A., Becker N., McIlwain J., Fotedar R., Bornman J. F. (2019). Economically viable aquaponics? Identifying the gap between potential and current uncertainties. *Reviews in Aquaculture* 11(3):848–862. <https://doi.org/10.1111/raq.12269>
- Huang L., Lu Y., Gao X., Du G., Ma X., Liu M., Guo J., Chen Y. (2013). Ammonium-induced oxidative stress on plant growth and antioxidative response of duckweed (*Lemna minor* L.). *Ecological Engineering* 58:355–362. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.031>
- Jampeetong A., Brix H. (2009). Effects of NH_4^+ concentration on growth, morphology and NH_4^+ uptake kinetics of *Salvinia natans*. *Ecological Engineering* 35(5):695–702. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.11.006>
- Kitoh S., Shiomi N., Uheda E. (1993). The growth and nitrogen fixation of *Azolla filiculoides* Lam. in polluted water. *Aquatic Botany* 46(2):129–139. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(93\)90041-T](https://doi.org/10.1016/0304-3770(93)90041-T)
- Koop-Jakobsen K., Fischer J., Wenzhöfer F. (2017). Survey of sediment oxygenation in rhizospheres of the saltmarsh grass *Spartina anglica*. *Science of the Total Environment* 589:191–199. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.147>
- Kumar U., Nayak A. K., Panneerselvam P., Kumar A., Mohanty S., Shahid M., Sahoo A., Kaviraj M., Priya H., Jambhulkar N. N., Dash P. K., Mohapatra S. D., Nayak P. K. (2019). Cyanobiont diversity in six *Azolla* spp. and relation to *Azolla* nutrient profiling. *Planta* 249(5):1435–1447. <https://doi.org/10.1007/s00425-019-03093-7>
- Leterme P., Londoño A. M., Muñoz J. E., Suárez J., Bedoya C. A., Souffrant W. B., Buldgen A. (2009). Nutritional value of aquatic ferns (*Azolla filiculoides* Lam. and *Salvinia molesta* Mitchell) in pigs. *Animal Feed Science and Technology* 149(1–2):135–148. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2008.04.013>
- Madriñán S., Rial A., Bedoya A., Fernández M. (2017). *Plantas acuáticas de la Orinoquía colombiana*. Ediciones Uniandes.
- Mijares F., Pérez-Buitrago N. (2023). Herbario Orinocense Colombiano. Universidad Nacional de Colombia sede Orinoquía, Arauca, Colombia. (HORI) [Dataset]. <https://doi.org/10.15472/tssi3g>
- Pinaffi C. D., Santos C. H. (2019). Volatilization of ammonia in systems of treatment of swine manure with aquatic macrophytes. *Brazilian Journal of Biology* 79(3):423–431. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.181476>
- Rana K. L., Kour D., Kaur T., Negi R., Devi R., Yadav N., Rai P. K., Singh S., Rai A. K., Yadav A., Sayyed R. Z., Yadav A. N. (2023). Endophytic nitrogen-fixing bacteria: Untapped treasure for agricultural sustainability. *Journal of Applied Biology and Biotechnology* 11(2):75–93. <https://doi.org/10.7324/jabb.2023.110207>
- Reddy K. R., D'Angelo E. M., DeBusk T. A. (1990). Oxygen transport through aquatic macrophytes: The role in wastewater treatment. *Journal of Environmental Quality* 19(2):261–267. <https://doi.org/10.2134/jeq1990.00472425001900020011x>

- Rommens W., Maes J., Dekeza N., Inghelbrecht P., Nihwatiwa T., Holsters E., Ollevier F., Marshall B., Brendonck L. (2003). The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a eutrophic subtropical impoundment (Lake Chivero, Zimbabwe). I. Water quality. *Archiv für Hydrobiologie* 158(3):373–388. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0158-0373>
- Sharma B. M., Sridhar M. K. C. (1981). The productivity of *Pistia stratiotes* L. in a eutrophic lake. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 24(4):277–289. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(81\)90065-9](https://doi.org/10.1016/0143-1471(81)90065-9)
- Suppadit T. (2011). Nutrient removal of effluent from quail farm through cultivation of *Wolffia arrhiza*. *Bioresource Technology* 102(16):7388–7392. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.061>
- Temminck R. J. M., Harpenslager S. F., Smolders A. J. P., Van Dijk G., Peters R. C. J. H., Lamers L. P. M., Van Kempen M. M. L. (2018). *Azolla* along a phosphorus gradient: Biphasic growth response linked to diazotroph traits and phosphorus-induced iron chlorosis. *Scientific Reports* 8(1):1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22760-5>
- Ting W. H. T., Tan I. A. W., Salleh S. F., Wahab N. A. (2018). Application of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phytoremediation of ammoniacal nitrogen: A review. *Journal of Water Process Engineering* 22:239–249. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.02.011>
- Vasdravanidis C., Alvanou M. V., Lattos A., Papadopoulou D. K., Chatzigeorgiou I., Ravani M., Liantas G., Georgoulis I., Feidantsis K., Ntinis G. K., Giantsis I. A. (2022). Aquaponics as a promising strategy to mitigate impacts of climate change on rainbow trout culture. *Animals* 12(19):2523. <https://doi.org/10.3390/ani12192523>
- Vera Ospina A. (2018). Flora y vegetación acuática en áreas de la Orinoquía colombiana [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá]. Repositorio Institucional UNAL.
- Wang Q., Hu Y., Xie H., Yang Z. (2018). Constructed wetlands: A review on the role of radial oxygen loss in the rhizosphere by macrophytes. *Water* 10(6):678. <https://doi.org/10.3390/w10060678>
- Yun S. C., Jeong H., Lee J. S., Kim J. H., Kim I. C., Maszczyk P., Yang Z., Hagiwara A., Lee J. S. (2025). A review of ammonia toxicity on aquatic organisms: Species-specific responses, microbial shifts, and environmental interactions. *Comparative Biochemistry and Physiology C* 300:110388. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2025.110388>
- Zhang M., Xiang W., Song F., Zhu H., Cai T., Tang J., Zhang Q. (2024). Impact of exogenous indoleacetic acid on nitrogen cycling-associated bacteria in the rhizosphere and eutrophic water surrounding *Hydrocotyle vulgaris*. *Water* 16(7):924. <https://doi.org/10.3390/w16070924>
- Zhou Q., Chen T., Han S. (2017). Characteristics of bacterial communities in cyanobacteria-blooming aquaculture wastewater influenced by phytoremediation with water hyacinth. *Water* 9(12):956. <https://doi.org/10.3390/w9120956>
- Zhou Q., Gao J., Zhang R., Zhang R. (2017). Ammonia stress on nitrogen metabolism in tolerant aquatic plant—*Myriophyllum aquaticum*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 143:102–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.016>
- Ziegler P., Adelman K., Zimmer S., Schmidt C., Appenroth K. J. (2015). Relative in vitro growth rates of duckweeds (Lemnaceae)—the most rapidly growing higher plants. *Plant Biology* 17(S1):33–41. <https://doi.org/10.1111/plb.12184>
- Zimmermann S., Kiessling A., Zhang J. (2023). The future of intensive tilapia production and the circular bioeconomy without effluents. *Reviews in Aquaculture* 15(S1):22–31. <https://doi.org/10.1111/raq.12744>

