



Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*): una revisión¹

Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A review

Jessica W. Rodríguez-Lara², Francisco Cervantes-Ortiz², Gerónimo Arámbula-Villa³, Luis A. Mariscal-Amaro⁴, César L. Aguirre-Mancilla², Enrique Andrio-Enríquez²

- ¹ Recepción: 15 de octubre, 2020. Aceptación: 7 de abril, 2021. Este trabajo formó parte de la tesis de doctorado del primer autor. Tecnológico Nacional de México-Roque, México.
- ² Tecnológico Nacional de México-Roque. Km. 8 Carretera Celaya-Juventino Rosas. C.P. 38110. Tel. 4616116362 ext. 141. Celaya, Guanajuato, México. yeka10846@gmail.com (<https://orcid.org/0000-0002-5182-4144>); frcervantes@itroque.edu.mx (autor para la correspondencia; <https://orcid.org/0000-0003-2419-5896>); depi_roque@itroque.mx (<https://orcid.org/0000-0002-8260-4689>), andrio@itroque.edu.mx (<https://orcid.org/0000-0002-2024-8471>).
- ³ Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV), Querétaro. Libramiento Norponiente #2000, Fracc. Real de Juriquilla. C.P. 76230. Santiago de Querétaro, México. garambula@cinvestav.mx (<https://orcid.org/0000-0001-6610-5217>).
- ⁴ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP)-Campo Experimental Bajío (CEBAJ). Km 6.5 Carretera Celaya- San Miguel de Allende. C.P. 38110. Celaya, Guanajuato, México. mariscal.luis@inifap.gob.mx (<https://orcid.org/0000-0003-0801-5314>).

Resumen

Introducción. El lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) es una planta hidrófita libre flotante de la familia Pontederiaceae. Es una de las plantas acuáticas con mejor reproducción y tasa de crecimiento, por lo cual se extiende y forma tapetes o esteras que constriñen a las plantas nativas sumergidas y flotantes, disminuye la entrada de luz en los cuerpos de agua y disminuye el oxígeno disuelto en el agua. **Objetivo.** Realizar una revisión bibliográfica del lirio acuático que permita a la comunidad científica una mejor comprensión de una especie invasora, así como los efectos que provoca en el ecosistema. **Desarrollo.** La capacidad invasiva de esta planta pone en peligro diversos ecosistemas, ya que aprovecha las aguas ricas en nutrientes. Además, las densas colonias flotadoras causan que el contenido de oxígeno descienda hasta cero debajo de su manto, lo que provoca daños a los ecosistemas. **Conclusiones.** El lirio acuático es una de las plantas acuáticas más invasoras del mundo, ya que causa efectos ecológicos y socioeconómicos. Esta planta se ha usado como fitorremediadora, en la remoción de organofosforados, lo que indica que se puede usar para limpiar aguas residuales. Además, puede usarse en la producción de etanol, papel, composta, biogás, alimento humano, forraje animal, fibra y en la extracción de ácidos grasos volátiles.

Palabras clave: *Eichhornia crassipes*, plantas hidrófitas, especies invasoras.

Abstract

Introduction. The water lily (*Eichhornia crassipes*) is a free-floating hydrophytic plant of the Pontederiaceae family. It is one of the aquatic plants with the best reproduction and growth rate, so it spreads and forms mats that



constrict submerged and floating native plants, reduces the entry of light into bodies of water and decreases the dissolved oxygen in the water. **Objective.** To carry out a comprehensive review of the water lily that allows the scientific community a better understanding of an invasive species, as well as the effects it causes on the ecosystem. **Development.** The invasive capacity of this plant endangers various ecosystems, as it takes advantage of nutrient-rich waters. In addition, the dense floating colonies cause the oxygen content to drop to zero below its mantle, causing damage to the ecosystems. **Conclusions.** The water lily is one of the most invasive aquatic plants in the world, causing ecological and socio-economic effects. This plant has been used as a phytoremediator, in the removal of organophosphates, which indicates that it can be used to clean sewage. Furthermore, it can be used in the production of ethanol, paper, compost, biogas, human food, animal fodder, fiber, and in the extraction of volatile fatty acids.

Keywords: *Eichhornia crassipes*, hydrophytic plants, invasive species.

Introducción

El lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), es una monocotiledónea de la familia *Pontederiaceae* (Patel, 2012), de agua dulce, originaria de la cuenca del Amazonas y naturalizada en los países tropicales y subtropicales de América del Sur. Esta planta ha invadido África, Asia y América del Norte (Gao & Li, 2004). Como especie invasora presenta múltiples peligros, que van desde los ecológicos y económicos, hasta los sociales (Patel, 2012). Su reproducción vegetativa y rápida tasa de crecimiento (Havel et al., 2015), provoca que impacte el flujo de agua, bloquee la luz solar y evite que llegue a las plantas acuáticas nativas, lo que conlleva a una disminución del oxígeno, alteración de la estructura y función del ecosistema e interrupción de la cadena alimentaria y el ciclo de nutrientes (Bhattacharya & Pawan, 2010; Khanna et al., 2011). Es una especie con alta capacidad adaptativa y reproductiva, ha sido clasificada dentro de las cien malezas más invasoras del mundo (Nesslage et al., 2016). Su crecimiento acelerado contribuye al fenómeno de eutrofización de los cuerpos de agua y su lenta descomposición genera malos olores y bajo nivel de higiene, lo cual ocasiona que dichas aguas no sean aptas para el consumo (Gaertner et al., 2016).

El lirio puede tolerar amplias variaciones en la concentración de nutrientes, en la temperatura y en los niveles de pH. El pH óptimo para su desarrollo se encuentra entre 6 y 8; crece en un rango de temperatura que va de 1 hasta 40 °C, parece que es sensible a temperaturas menores de 1 °C. Su desarrollo óptimo se encuentra entre 25 y 27,5 °C (Malik, 2007) y a temperaturas mayores a 33 °C se reduce su tasa de reproducción (Gakwavu et al., 2012). El crecimiento del lirio acuático se ve favorecido con el nitrógeno (Heard & Winterton, 2000). Altas concentraciones de sal (6-8 %) tienen efecto letal inhibitorio para su crecimiento (Malik, 2007). Además, una baja humedad relativa del aire (15-40 %) puede ser un factor limitante para su crecimiento (Gakwavu et al., 2012).

El lirio se considera una maleza nociva, provoca un fuerte impacto al ambiente, a la salud humana y al desarrollo económico (Malik, 2007). Ha invadido los sistemas de agua dulce en los cinco continentes y, según los modelos de cambio climático, su distribución puede expandirse a latitudes más altas a medida que aumentan las temperaturas (Hellmann et al., 2008; Rahel & Olden, 2008; Rodríguez-Gallego et al., 2004). Sin embargo, esta maleza es considerada un recurso de inmenso potencial. La enorme biomasa se ha empleado en el tratamiento de aguas residuales, la remediación de metales pesados, la eliminación de tinte, como fuente de biocombustible, en la generación de electricidad, las industrias, en alimentos humanos y antioxidantes, en medicamentos, en la alimentación animal, la agricultura, la aleopatía y la fabricación de artículos del hogar (Patel, 2012).

El lirio se encuentra en cuerpos de agua tropicales y subtropicales, donde las concentraciones de nutrientes del agua son, por lo general, altas, debido a la escorrentía agrícola, la deforestación y el tratamiento insuficiente de las aguas residuales. La incorporación del lirio a cuerpos de agua ha sido accidental e intencional. Las introducciones intencionales a los estanques son comunes, ya que es una planta ornamental que reduce las concentraciones de nutrientes y la proliferación de algas. Su éxito como invasor se atribuye a su capacidad para generar biomasa y superar a la vegetación nativa y el fitoplancton y a la ausencia de depredadores que se encuentran dentro de su área de distribución nativa, como *Neochetina eichhorniae* Warner y *Neochetina bruchi* Hustache (Wilson et al., 2005).

El lirio acuático tiene altas tasas de eliminación de diversos colorantes y metales pesados como: hierro (Fe), zinc (Zn), cobre (Cu), cromo (Cr), cadmio (Cd), manganeso (Mn), mercurio (Hg) y arsénico (As). Sin embargo, hay muy pocos estudios en la literatura sobre la aplicación directa del lirio acuático y sus productos derivados en la eliminación de tintes y metales pesados de los efluentes textiles, así como de las aguas residuales (Sanmuga-Priya & Senthamil-Selvan, 2017).

El objetivo de este trabajo es ofrecer una revisión bibliográfica del lirio acuático que permita a la comunidad científica una mejor comprensión de esta planta como una especie invasora, así como los efectos que provoca en los ecosistemas.

Daños a la salud humana

Las plantas flotantes representan importantes hábitats en los ríos y son fuente de alimento de macroinvertebrados, tales como larvas de insectos y crustáceos, peces, aves y mamíferos acuáticos. Sus tallos y raíces a menudo albergan bacterias fijadoras de nitrógeno, vertebrados e invertebrados, a veces en relaciones simbióticas o como fuente de alimento (Poi-de-Neiff, 2003; Ruiz-Téllez et al., 2008). *E. crassipes* forma densas alfombras que pueden cambiar el ambiente físico y químico del cuerpo de agua en el que se desarrolla, altera la estructura del ecosistema, así como la cadena alimenticia y ciclos de nutrientes. Las esteras formadas por el lirio acuático, interfieren con el transporte de agua, la agricultura, las actividades turísticas, etc. Las altas densidades de lirio acuático, pueden disminuir los niveles de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua, lo que provoca la reducción de la fauna acuática (Villamagna & Murphy, 2010).

Cuando esta macrófita muere, se hunde y descompone, lo que vuelve el agua más eutrófica, debido a la gran cantidad de nutrientes. La calidad del agua se deteriora y se ve amenazada, lo que provoca un impacto directo sobre la salud humana (Gaertner et al., 2016).

Entre los problemas más comunes provocados por la invasión del lirio acuático, es su amplia distribución y crecimiento acelerado en los cuerpos de agua, en particular en las redes de riego y drenaje (Gaertner et al., 2016). Esto incrementa la pérdida de agua y la evaporación, disminuye el flujo de agua, la interferencia en la navegación, los riesgos de salud y la alteración en las características fisicoquímicas del cuerpo de agua. Dentro de los problemas de salud, el lirio constituye el hábitat para el desarrollo de organismos vectores de plagas y patógenos como la filariosis, la helmintiasis, el dengue, la encefalitis, el paludismo, la fiebre amarilla, entre otras (March-Mifsut & Martínez-Jiménez, 2007), que afectan a las comunidades cercanas a los cuerpos de agua colonizados por esta planta. Aunque la planta del lirio acuático ha demostrado ser un agente de fitorremediación para muchos contaminantes tóxicos como el dicloro difenil tricloretano (DDT), organoclorados e iones radiactivos, la acumulación de estos contaminantes en la biomasa vegetal pueden ingresar en la cadena de alimentación, que causa las biomagnificaciones y el riesgo para la salud humana (Weis & Weis, 2004).

Daño ambiental

El agua es un componente esencial del ambiente, puesto que se considera el factor principal que controla el estatus de salud tanto en humanos como en la biota en general (Kazi et al., 2009). Las variaciones en su calidad son resultado de la combinación de procesos naturales (meteorización y erosión del suelo) y de las contribuciones antrópicas (descargas de desechos municipales e industriales). En general, estas últimas constituyen una fuente constante de contaminación, mientras que la escorrentía superficial es un fenómeno estacional, que se ve afectado por el clima en la cuenca de captación, asociado a la duración de la época de lluvias (Zeng & Rasmussen, 2005).

En condiciones de crecimiento favorables, algunas estimaciones sugieren que el lirio puede duplicar su biomasa en dos semanas. En un período de ocho meses, diez plantas de lirio pueden reproducir 655 360 plantas, que pueden cubrir media hectárea de superficie (Gunnarsson & Petersen, 2007). La alta tasa de crecimiento que presenta el lirio acuático, se debe a la eutrofización de los cuerpos acuíferos. Además, la ausencia de enemigos naturales contribuye a su rápido esparcimiento (Charudattan, 2001). El lirio acuático provoca alteraciones ecológicas significativas en la comunidad invadida al modificar el hábitat, lo que interrumpe la cadena alimentaria, el ciclo de nutrientes, la reproducción de invertebrados y peces, así como toda la estructura de la red alimentaria (Coetzee et al., 2014).

La investigación sobre los efectos del lirio acuático en la calidad del agua, se ha centrado en las consecuencias de las densas alfombras formadas por el entrelazamiento de plantas individuales. Los efectos más documentados son una menor productividad del fitoplancton y concentraciones de oxígeno disuelto debajo de estas esteras (Mangas-Ramírez & Elías-Gutiérrez, 2004; Perna & Burrows, 2005; Rommens et al., 2003). Otros efectos de la calidad del agua, incluyen mayores tasas de sedimentación dentro de la compleja estructura de la raíz de la planta y mayores tasas de evapotranspiración de las hojas del lirio acuático en comparación con las tasas de evaporación de aguas abiertas (Meerhoff et al., 2003). Se ha demostrado que el lirio es una planta prometedora para el tratamiento de aguas residuales de lecherías, curtidurías, fábricas de azúcar, industrias de pulpa y papel, molinos de aceite de palma, destilerías, etc. (Jafari, 2010).

También se ha encontrado que el lirio acuático estabiliza los niveles de pH y la temperatura dentro de los sistemas lóticos, ya que incrementa sus compuestos químicos dentro de la columna de agua y previene la potencial estratificación (Giraldo & Garzon, 2002). Las esteras de lirio acuático disminuyen las concentraciones de oxígeno disuelto debajo de ellas al impedir la transferencia de oxígeno del aire a la superficie del agua (Hunt & Christiansen, 2000) y al bloquear la luz utilizada para la fotosíntesis por el fitoplancton y la vegetación sumergida; a diferencia de estos, el lirio acuático no libera oxígeno en la columna de agua (Meerhoff et al., 2003).

La capacidad de absorción del lirio acuático se ha validado en varios estudios de campo. En general, se piensa que la absorción de nutrientes varía según la estación, con una mayor absorción en el verano cuando las temperaturas son más altas y favorables para el crecimiento de las plantas (Rodríguez-Gallego et al., 2004; Rommens et al., 2003). En este sentido, se encontraron nitrógeno y fósforo totales significativamente más altos en la columna de agua luego de la trituración del lirio acuático (Greenfield et al., 2007). De igual forma, se observó un aumento en el nitrógeno y el fósforo en la columna de agua después de que el lirio acuático fuera controlado a nivel biológico. Por tanto, el aumento de las concentraciones de nutrientes puede atribuirse al aporte realizado por las plantas en descomposición, así como a los nutrientes añadidos al lago a lo largo del tiempo. Aunque existe la posibilidad de que el lirio acuático proporcione fitorremediación en sistemas eutróficos (Rodríguez-Gallego et al., 2004), las reducciones de nutrientes dependen de la densidad y el alcance de la cobertura del lirio acuático (Pinto-Coelho & Greco, 1999).

Impacto socioeconómico

La invasión del *E. crassipes* en cuerpos de agua dulce presenta un problema para muchas actividades humanas, como son el acceso a la navegación y la recreación, daños a los sistemas de tuberías para la agricultura, la industria y el abastecimiento de agua municipal, entre otros. El acceso a la pesca también se ve afectado (Kateregga & Sterner, 2009). Además, la evapotranspiración del lirio acuático puede exceder las tasas de evaporación en aguas abiertas por un factor de diez en algunas áreas (Gopal, 1987). Esto puede ser un problema en áreas limitadas por el agua y en cuerpos de agua pequeños. Las esteras también pueden llegar a bloquear áreas de reproducción, cría y alimentación de peces importantes a nivel económico en diversos sectores (Twongo & Howard, 1998).

Los impactos socioeconómicos del lirio acuático también variarán en relación con los usos del cuerpo de agua. Una infestación de esta macrófita tiene mayor impacto socioeconómico cuando el cuerpo de agua es utilizado para diversas actividades. Por ejemplo, si se utiliza como fuente de agua, los impactos podrían medirse en términos de cambios en la calidad del agua. Si bien es difícil asignar un valor a la pérdida de calidad del agua, se puede usar una estimación sustituta. En este ejemplo, cualquier cambio en el costo del tratamiento del agua podría considerarse un valor económico sustituto; esta técnica se conoce como el método de costo de reemplazo. Además de los usos económicos beneficiosos, también existen los impactos sobre la vida silvestre y los servicios de los ecosistemas. La valoración del impacto biológico y socioeconómico puede no realizarse de inmediato. En cambio, los daños pueden aumentar con el tiempo o como resultado de interacciones biológicas o económicas sinérgicas (Parker et al., 1999).

La presencia de estas malas hierbas acuáticas en los ecosistemas de agua dulce, también compromete la calidad y cantidad de agua, cuando mueren y se descomponen en grandes cantidades. Esto por sí solo crea condiciones anaeróbicas e intensifica la liberación de gases venenosos que pueden ser dañinos para ciertos organismos en el agua. Además, como el lirio está compuesto por un 90 % de agua, se aumentan las tasas de evaporación (Gopal, 1987).

Importantes recursos económicos son gastados en el control de esta planta acuática, a través de la aplicación de herbicidas a las aguas superficiales (Gopalakrishnan et al., 2011; Greenfield et al., 2007) que no permanecen estáticos. Por citar un ejemplo, el costo anual de la gestión de *E. crassipes* en Florida, Estados Unidos, asciende los cinco millones de dólares (Gopalakrishnan et al., 2011).

Métodos de control

Los métodos de control existentes han sido insuficientes para contener la propagación agresiva del lirio acuático. *E. crassipes* una vez instalado en el ecosistema degradado, promueve la estabilidad en función de sus necesidades. La eutrofización permite que esta especie expanda su área de cobertura, mientras que su creciente sombra reduce la proliferación de otras plantas acuáticas, puesto que frecuentemente la disponibilidad de luz es uno de los factores limitantes para el crecimiento de plantas macrófitas (Fleming & Dibble, 2015).

El manejo del lirio acuático se había enfocado en la erradicación, pero debido a la dificultad de esto, se ha optado por la reducción de la densidad de la planta a niveles que minimizan los impactos económicos y ecológicos. Los métodos de control mecánico, químico y biológico, se usan para controlar la planta, pero ningún método es adecuado para todas las situaciones. Cada método tiene ventajas y desventajas (Gopalakrishnan et al., 2011) y, en última instancia, la elección de un método de control debe basarse en las condiciones específicas del sitio e incluir el tamaño y la configuración espacial del área a controlar (Thayer & Ramey, 1986), patrones climáticos, así como el uso principal del cuerpo de agua y las restricciones presupuestarias (Gibbons et al., 1994).

El control mecánico incluye la recolección de plantas y el corte *in situ*. En general, no hay restricciones de uso del agua asociadas con el control mecánico y no requiere mucha experiencia técnica. El control mecánico abre de

inmediato el espacio físico (hábitat) para los peces, el tráfico de embarcaciones, la pesca y la recreación. El corte *in situ*, donde las plantas se dejan morir y se descomponen en el agua, puede disminuir el oxígeno disuelto y alterar la estructura trófica como resultado de cambios en los balances de nutrientes y carbono (Greenfield et al., 2007).

Se propone la trituración de brotes de *Eichhornia crassipes* y dejarlos en el agua para envejecer y morir, de tal forma que este método tiene menor costo que cosechar (Greenfield et al., 2007). Tanto la trituración mecánica como la aplicación del herbicida químico, pueden provocar la transferencia de nutrientes a la columna de agua, el agotamiento del oxígeno y los efectos asociados a la calidad del agua (Fleming & Dibble, 2015). Puesto que *E. crassipes* es una especie flotante que absorbe e inmoviliza nutrientes, su trituración perturba la calidad del agua. Las consecuencias específicas de esta acción varían en función del sitio de trituración y la estación. Las operaciones de trituración podrían causar entre 0,1 y 9,6 % del aumento de la abundancia global de carbono, nitrógeno y fósforo (Greenfield et al., 2007). Dado que el lirio acuático bioconcentra y secuestra mercurio en sus tejidos (Chigbo et al., 1982), la trituración de esta macrófita causaría la liberación del metal junto con diversos nutrientes que estarían biodisponibles en la columna de agua de ríos y lagunas.

Herbicidas, tales como glifosato (Roundup), Diquat y 2, 4-D amina, se han utilizado en todo el mundo para reducir las poblaciones de lirio acuático (Gutierrez et al., 1994). En torno al glifosato se desarrolla una gran polémica, pues por años se consideró inocuo para la salud y el ambiente; sin embargo, con el pasar del tiempo se acumularon múltiples evidencias sobre los daños que genera a la salud de seres humanos y animales, a tal grado que en marzo de 2015 la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés), organismo dependiente de la Organización Mundial de la Salud, lo clasificó como genotóxico (que causa daño al ADN), carcinogénico para los animales y es probable que carcinogénico para los humanos (Torres, 2020).

Según el tratamiento, el control químico requiere menos mano de obra, pero es más costoso que el control mecánico a grandes escalas, si el manejo requiere aplicaciones repetidas. El costo del control químico dependerá en gran medida del equipo utilizado para administrar el herbicida (por ejemplo, pulverizador de mochila, helicóptero o aeronave). Los herbicidas son menos selectivos que los enfoques mecánicos o manuales. Los herbicidas pueden matar las algas no objetivo, una base fundamental de las redes alimentarias acuáticas (Wetzel, 1983), además de las macrófitas no objetivo (Seagrave, 1988), lo que resulta en impactos ecológicos de gran alcance y la peligrosa desoxigenación del agua (Rocha-Ramírez et al., 2007).

El control químico podría dañar la biodiversidad de otras plantas y provocar un desequilibrio de la salud ecológica del sitio en el que se realice la aplicación (Ndimele & Ndimele, 2013). Este método puede tener impactos socioeconómicos significativos si se afectan los usos del cuerpo de agua.

El control biológico es una técnica clásica que implica el uso de insectos, bacterias y hongos para eliminar el lirio acuático. Es una alternativa a los programas de control mecánico y químico que evitan la introducción de químicos tóxicos en el medio ambiente, no requieren mucha mano de obra ni equipos y tienen el potencial de ser autosuficientes (Seagrave, 1988). Gran parte del costo de los programas de control biológico se relaciona con la investigación y el desarrollo; la especificidad del huésped es crítica para cualquier programa. Las opciones comunes de control biológico para el lirio acuático incluyen varias especies de insectos y patógenos (Coetzee et al., 2007) como: el patógeno fúngico *Alternaria eichhorniae* (Babu et al., 2004), los insectos *Neochhetina eichhornia*, *Neochhetina bruchi* y *Sameodes albiguttalis* (Martyn & Freeman, 1978), peces herbívoros [carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella*), y tilapia (*Tilapia rendalli*)], patos (*Anas spp.*) y gansos (*Anser anser*), además de tortugas (*Rhinoclemmys funerea*) y caracoles (*Pomacea canaliculata*) (Rushing, 1973) que se alimentan de lirio acuático pueden utilizarse para controlar el crecimiento de esta planta. *Neochhetina eichhorniae* y *N. bruchi*, son dos especies de gorgojo utilizadas en el rango nativo de la planta (Sosa et al., 2007). El control biológico suele ir precedido por la eliminación mecánica o el tratamiento químico para reducir la población de plantas, lo que hace que las condiciones iniciales sean adecuadas para un control efectivo (Adekoya et al., 1993).

Los impactos en la calidad del agua de los métodos de control biológico parecen bastante similares a otras técnicas de eliminación. *Neochetina* spp., ayuda a reducir la flotabilidad del lirio acuático, al provocar que las plantas se hundan hasta el fondo y se descompongan. El impacto de los gorgojos (*Neochetina* spp.) sobre el lirio acuático ha sido exitoso y sostenible en todo el mundo. En África se efectúan tratamientos a grandes extensiones con resultados significativos (Gopalakrishnan et al., 2011; Greenfield et al., 2007). La carpa herbívora o carpa forrajera (*Ctenopharyngodon idella*) también se ha utilizado como un método de control biológico contra plantas acuáticas sumergidas, ya que pueden consumir de 18-40 % de su propio peso en un día. Sin embargo, su uso contra plantas flotantes como *E. crassipes* ha recibido poca atención (Gopalakrishnan et al., 2011).

Usos del lirio acuático

Diversas investigaciones se han desarrollado para estudiar los posibles usos del lirio acuático con la intención de promover el crecimiento de la planta en lugar de erradicarla de los cuerpos de agua (Mayo & Hanai, 2017). La utilización de esta planta como fitorremediador se estudia por varios grupos a nivel mundial (Salamanca et al., 2015). Trabajos experimentales muestran que *E. crassipes* puede ser utilizado en la remoción de organofosforados, en un caso particular el clorpirifos (insecticida) fue removido con gran facilidad, lo que indica que esta especie invasora puede ser utilizada en beneficio de los ambientes contaminados (Anudechakul et al., 2015).

El lirio, además de utilizarse para la fitorremediación, puede fungir para varios propósitos, como la producción de etanol, de abono verde (composta), biogás en la alimentación animal y la extracción de ácidos grasos volátiles (Uday et al., 2016). Por ejemplo, se ha utilizado en la producción de etanol debido a su contenido de lignocelulosa. Tal uso podría ser beneficioso para controlar el crecimiento de la población de plantas de lirio acuático y proporcionar un proceso simple y de bajo costo que es adecuado en países en desarrollo (Ganguly et al., 2012).

Se ha descrito el uso del lirio acuático como alimento para animales no rumiantes. El alto contenido de agua y minerales en la planta, indica que es un alimento apropiado para algunos animales. Además, la planta seca es rica en proteínas, vitaminas y minerales, que pueden usarse como alimento para el cultivo de aves de corral y patos (Abdel-Sabour, 2010).

El lirio acuático ha mostrado bioadsorción de varios tintes industriales como el azul de metileno, el rojo Congo, el violeta cristal y el verde de malaquita. En ese sentido, en laboratorio, a partir de una solución acuosa, se realizó un biorreactor discontinuo, el cual ha mostrado porcentajes máximos de eliminación de los tintes de 90 % para azul de metileno, 88 % para rojo congo, 92 % para violeta cristal y 90 % para verde malaquita (Nath et al., 2013).

El lirio acuático contiene altas concentraciones de nutrientes como N, P, Mg, Ca y K, por lo que podría utilizarse para composta (Mukhopadyay & Hossain, 1990). En este sentido, se ha encontrado que las compostas de plantas con otros residuos orgánicos (lodos de aguas residuales, desechos sólidos municipales, etc.) aumentan el rendimiento, el contenido de proteínas y nutrientes de diversos cultivos (Gajalakshami et al., 2002). Asimismo, se ha extraído ácido graso volátil (VFA) del lirio acuático que se ha utilizado como suplemento en producción de biogás. El VFA extraído mezclado con estiércol de vaca podría aumentar la producción de biogás en un 22 % en comparación con la lechada sin fortificar (Ganesh et al., 2005). También es utilizado para hacer papel y en industrias de muebles para hacer tableros de fibra, hilo y cuerda, así como cestas y alfombras (Ndimele & Ndimele, 2013). Además, se ha demostrado que presenta actividades antimicrobianas y antialgales (Shanab et al., 2010).

Conclusiones

La invasividad del lirio acuático no solo acarrea problemas ecológicos, ambientales y económicos, sino que estos se pueden extender a una dimensión social, debido a que pueden provocar reducción de: fuentes de alimentos, de trabajo y, por ende, de la calidad de vida.

La planta de lirio acuático se ha usado como fitorremediador, en la remoción de organofosforados, lo que indica que esta especie se pueda usar para limpiar aguas residuales. Además, se puede usar en la producción de etanol, papel, composta, biogás, alimento humano, forraje animal, fibra y en la extracción de ácidos grasos volátiles.

Se requiere más investigación sobre alternativas para el manejo sostenible de esta especie invasora, esto incluye desarrollar proyectos para la eliminación, prevención de la propagación o utilización, que generen bienes a partir del lirio acuático.

Referencias

- Abdel-Sabour, M. F. (2010). Water hyacinth: available and renewable resource. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 9(11), 1746–1759. https://www.researchgate.net/publication/258857392_Water_hyacinth_Available_and_renewable_resource
- Adekoya, B. B., Ugwuzor, G. N., Olurin, K. B., Sodeinde, O. A., & Ekpo, O. A. (1993, November 16-20). *A comparative assessment of the methods of control of water hyacinth infestation with regards to fish production* [Conference presentation]. 10th Annual Conference of the Fisheries Society of Nigeria (FISON), Abeokuta, Nigeria. <http://aquaticcommons.org/3513/>
- Anudechakul, C., Vangnai, A., & Ariyakanon, N. (2015). Removal of chlorpyrifos by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and the role of a plant-associated bacterium. *International Journal of Phytoremediation*, 17(7), 678–685. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.964838>
- Babu, R. M., Sajeena, A., & Seetharaman, K. (2004). Solid substrate for production of *Alternaria alternata* conidia: a potential mycoherbicide for the control of *Eichhornia crassipes* (water hyacinth). *Weed Research*, 44(4), 298–304. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2004.00403.x>
- Bhattacharya, A., & Pawan, K. (2010). Water hyacinth as a potential biofuel crop. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 9(1), 112–122. https://www.researchgate.net/publication/228363916_Water_hyacinth_as_a_potential_biofuel_crop
- Charudattan, R. (2001, November 12). *Are we on top of aquatic weeds? Weed problems, control options, and challenges* [Conference presentation]. International symposium on the World's Worst Weeds. British Crop Protection Council, Brighton, United Kingdom. https://www.researchgate.net/publication/228964598_Are_we_on_top_of_aquatic_weeds_Weed_problems_control_options_and_challenges
- Chigbo, F. E., Smith, R. W., & Shore, F. (1982). Uptake of arsenic, cadmium, lead and mercury from polluted waters by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 27(1), 31–36. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(82\)90060-5](https://doi.org/10.1016/0143-1471(82)90060-5)
- Coetzee, J. A., Byrne, M. J., & Hill, M. P. (2007). Predicting the distribution of *Ecritotarsus catarinensis*, a natural enemy released on water hyacinth in South Africa. *Entomologia Experimentalis Applicata*, 125, 237–247. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2007.00622.x>
- Coetzee, J. A., Jones, R. W., & Hill, M. P. (2014). Water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub. (Pontederiaceae), reduces benthic macroinvertebrate diversity in a protected subtropical lake in South Africa. *Biodiversity and Conservation*, 23, 1319–1330. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0667-9>

- Fleming, J. P., & Dibble, E. D. (2015). Ecological mechanisms of invasion success in aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, 746(1), 23–37. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2026-y>
- Gaertner, M., Larson, B. M. H., Irlich, U. M., Holmes, P. M., Stafford, L., Van Wilgen, B., & Richardson, D. (2016). Managing invasive species in cities: A framework from Cape Town, South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 151, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.010>
- Gajalakshami, S., Ramasamy, E. V., & Abbasi, S. A. (2002). Vermicomposting of different forms of water hyacinth by the earthworm *Eudrilus euginea*, Kinburg. *Bioresource Technology*, 82(2), 165–169. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00163-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00163-8)
- Gakwavu, R. J., Sekemo, B. C., & Nhapi, I. (2012). Zinc and chromium removal mechanisms from industrial wastewater by using water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (mart.) Solms. *Applied Ecology and Environmental Research*, 10(4), 493–502. https://doi.org/10.15666/aeer/1004_493502
- Ganesh, S., Ramasamy, E. V., Gajalakshmi, S., & Abbasi, S. A. (2005). Extraction of volatile fatty acids (VFAs) from water hyacinth using inexpensive contraptions, and the use of the VFAs as feed supplement in conventional biogas digesters with concomitant final disposal of water hyacinth as vermicompost. *Biochemical Engineering Journal*, 27(1), 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2005.06.010>
- Ganguly, A., Chatterjee, P. K., & Dey, A. (2012). Studies on ethanol production from water hyacinth. A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 966–972. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.018>
- Gao, L., & Li, B. (2004). The study of a specious invasive plant, water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Achievements and challenges. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 28(6), 735–752. <https://doi.org/10.17521/cjpe.2004.0097>
- Gibbons, M., Gibbons, H., & Sytsma, M. (1994). *A Citizen's manual for developing integrated aquatic vegetation management plans*. Washington State Department of Ecology. <http://www.ecy.wa.gov/programs/wa/plants/management/manual/index.html>
- Giraldo, E., & Garzon, A. (2002). The potential for water hyacinth to improve the quality of Bogota River water in the Muña Reservoir: comparison with the performance of waste stabilization ponds. *Water Science Technology*, 45(1), 103–110. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0014>
- Gopal, B. (1987). *Aquatic plant studies I. Water Hyacinth*. Elsevier Publishing. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19870701831>
- Gopalakrishnan, A., Rajkumar, M., Sun, J., Parida, A., & Venmathi Maran, B. A. (2011). Integrated biological control of water hyacinths, *Eichhornia crassipes* by a novel combination of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (valenciennes, 1844), and the weevil, *Neochetina* spp. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29(1), 162–166. <https://doi.org/10.1007/s00343-011-0101-z>
- Greenfield, B. K., Siemerin, G. S., Andrews, J. C., Rajan, M., Andrews S. P., & Spencer, D. F. (2007). Mechanical shredding of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Effects on water quality in the Sacramento-San Joaquin river delta, California. *Estuaries and Coasts*, 30(4), 627–640. <https://doi.org/10.1007/BF02841960>
- Gunnarsson, C. C., & Petersen, C. M. (2007). Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review. *Waste Management*, 27(1), 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.12.011>
- Gutierrez E., Arreguin F., Huerto R., & Saldana P. (1994). Aquatic weed control. *International Journal of Water Resources Development*, 10(3), 291–312. <https://doi.org/10.1080/07900629408722631>

- Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., Amalfitano, S., & Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750, 147–170. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2166-0>
- Heard, T. A., & Winterton, S. L. (2000). Interactions between nutrient status and weevil herbivory in the biological control of water hyacinth. *Journal of Applied Ecology*, 37, 117–127. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00480.x>
- Hellmann, J. J., Byers, J. E., Bierwagen, B. G., & Dukes, J. S. (2008). Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 534–543. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00951.x>
- Hunt, R. J., & Christiansen, I. H. (2000). *Understanding dissolved oxygen in streams. Information kit*. CCRC Sustainable Sugar Production.
- Jafari, N. (2010). Ecological and socio-economic utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart Solms). *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 14(2), 43–49. <https://doi.org/10.4314/jasem.v14i2.57834>
- Katerega, E., & Sterner, T. (2009). Las poblaciones de peces del lago Victoria y los efectos del Jacinto de agua. *The Journal of Environment & Development*, 18(1), 62–78. <https://doi.org/10.1177/1070496508329467>
- Kazi, T. G., Arain, M. B., Jamali, M. K., Jalbani, N., Afridi, H. I., Sarfraz, R. A., Baig, J. A., Abdul, Q., & Shah, A. Q. (2009). Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: a case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(2), 301–309. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.02.024>
- Khanna, S., Santos, M., Ustin, S., & Haverkamp, P. (2011). An integrated approach to a biophysically based classification of floating aquatic macrophytes. *International Journal of Remote Sensing*, 32, 1067–1094. <https://doi.org/10.1080/01431160903505328>
- Malik, A. (2007). Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. *Environment International*, 33(1), 122–138. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.08.004>
- Mangas-Ramírez, E., & Elías-Gutiérrez, M. (2004). Effect of mechanical removal of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the water quality and biological communities in a Mexican reservoir. *Aquatic Ecosystems & Management*, 7(1), 161–168. <https://doi.org/10.1080/14634980490281597>
- March-Mifsut, I. J., & Martínez-Jiménez, M. (2007). *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <http://repositorio.imta.mx/handle/20.500.12013/1619>
- Martyn, R. D., & Freeman, T. E. (1978). Evaluation of *Acremonium zonatum* as a potential biocontrol agent of water hyacinth. *Plant Disease Reporter*, 62(7), 604–608. https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=aAz0AAAAMAAJ&oi=fnd&pg=PA604&dq=Martyn,+RD.+and+Freeman,+TE.+1978&ots=s4HBI02ViX&sig=_SsjwmWt3zv3kwIKKcivmnbFXw&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Mayo, A. W., & Hanai, E. E. (2017). Modeling phytoremediation of nitrogen-polluted water using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 100, 170–180. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2016.10.016>
- Meerhoff, M., Mazzeo, N., Moss, B., & Rodríguez-Gallego, L. (2003). The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology*, 37, 377–391. <https://doi.org/10.1023/B:AECO.0000007041.57843.0b>
- Mukhopadhyay, S. K., & Hossain, A. (1990). Management and utilization of water hyacinth vegetation as natural resource in India for the benefit of agriculture. *Indian Journal of Agronomy*, 35(1–2), 218–223. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19912310230>

- Nath, A., Sudip, C., & Chiranj, B. (2013). Bioadsorption of industrial dyes from aqueous solution onto water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Equilibrium, kinetic, and sorption mechanism study. *Desalination and water treatment*, 52(7–9), 1484–1494. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.787028>
- Ndimele, P. E., & Ndimele, C. C. (2013). Comparative effects of biostimulation and phytoremediation on crude oil degradation and absorption by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms). *International Journal of Environmental Studies*, 70(2), 241–258. <https://doi.org/10.1080/00207233.2013.771503>
- Nesslage, G. M., Wainger, L. A., Harms, N. E., & Cofrancesco, A. F. (2016). Quantifying the population response of invasive water hyacinth, *Eichhornia crassipes*, to biological control and winter weather in Louisiana, USA. *Biological Invasions*, 18(7), 2107–2115. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1155-9>
- Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M., Von Holle, B., Moyle, P. B., Byers, J. E., & Goldwasser, L. (1999). Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1, 3–19. <https://doi.org/10.1023/A:1010034312781>
- Patel, S. (2012). Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed *Eichhornia crassipes*: an overview. *Reviews Environment Science of Biotechnology*, 11, 249–259. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9289-4>
- Perna, C., & Burrows, D. (2005). Improved dissolved oxygen status following removal of exotic weed mats in important fish habitat lagoons of the tropical Burdekin River flood plain. *Australia, Marine Pollution Bulletin*, 51(1–4), 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.050>
- Pinto-Coelho, R. M., & Greco, M. K. B. (1999.) The contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and zooplankton to the internal cycling of phosphorus in the eutrophic Pampulha Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, 411, 115–127. <https://doi.org/10.1023/A:1003845516746>
- Poi-de-Neiff, A. (2003). Macroinvertebrates living on *Eichhornia azurea* Kunth in the Paraguay River. *Acta Limnológica Brasileira*, 15(1), 55–63. https://www.icmbio.gov.br/esectaiama/images/stories/Macroinvertebrates_living_on_Eichhornia_azurea_Kunth.pdf
- Rahel, F. J., & Olden, J. D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 521–533. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x>
- Rocha-Ramírez, A., Ramírez-Rojas, A., Chávez-López, R., & Alcocer, J. (2007). Invertebrate assemblages associated with root masses of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach 1883 in the Alvarado Lagoonal system, Veracruz, Mexico. *Aquatic Ecology*, 41, 319–333. <https://doi.org/10.1007/s10452-006-9054-2>
- Rodríguez-Gallego, L. R., Mazzeo, N., Gorga, J., Meerhoff, M., Clemente, J., Kruk, C., Scasso, F., Lacerot, G., García, J., & Quintans, F. (2004). The effects of an artificial wetland dominated by free-floating plants on the restoration of a subtropical, hypertrophic lake. *Lakes & Reservoirs*, 9, 203–215. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2004.00245.x>
- Rommens, W., Maes, J., Dekeza, N., Inghelbrecht, P., Nihwatiwa, T., Holsters, E., Ollivier, 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>
- Ruiz-Téllez, T., de Rodrigo-López, E. M., Lorenzo-Granado, G., Albano-Pérez, E., Morán-López, R., & Sánchez-Guzmán, J. M. (2008). The water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions*, 3(1), 42–53. <https://doi.org/10.3391/ai.2008.3.1.8>

- Rushing, W. N. (1973). Water hyacinth research in Puerto Rico. *Hyacinth Control Journal*, 13, 48–54. <http://www.apms.org/japm/vol12/v12p48.pdf>
- Salamanca, E., Rengifo-Gallego, A., Madera-Parra, C., Ríos, D., & Avila-Williams, C. (2015). Phytoremediation using terrestrial plants. In A. Ansari, S. Gill, R. Gill, G. Lanza, & L. Newman (Eds.), *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants* (pp. 305–319). Springer International Publishing.
- Sanmuga-Priya, E., & Senthamil Selvan, P. (2017). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*)- An efficient and economic adsorbent for textile effluent treatment- A review. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(2), 3548–3558. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.03.002>
- Seagrave, C. (1988). *Aquatic weed control. Fishing News Book*. https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Aquatic%20weed%20control&publication_year=1988&author=Seagrave%2CC
- Shanab, S. M. M., Shalaby, E. A., Lightfoot, D. A., & El-Shemy, H. A. (2010). Allelopathic effects of water hyacinth [*Eichhornia crassipes*]. *PLoS ONE*, 5(10), Article e13200. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013200>
- Sosa, A. J., Cordo, H. A., & Sacco, J. (2007). Preliminary evaluation of *Megamelus scutellaris* Berg (Hemiptera: Delphacidae), a candidate for biological control of waterhyacinth. *Biological Control*, 42(2), 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.04.012>
- Thayer, D., & Ramey, V. (1986). *Mechanical harvesting of aquatic weeds-1986*. University of Florida. https://scholar.google.es/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Thayer%2C+D.%2C+%26+Ramey%2C+V.+%281986%29&btnG=
- Torres, B. (2020). Un herbicida que envenena todo lo que toca. *La Jornada Ecológica*, 233, 6–7. <http://www.biodiversidadla.org/Recomendamos/La-Jornada-Ecológica-233-Quiere-su-comida-con-glifosato-%21Yo-no>
- Twongo, T., & Howard, G. (1998). Ways with weeds. *New Scientist*, 159, 57–57. https://scholar.google.es/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Twongo%2C+T.%2C+%26+Howard%2C+G.+%281998%29&btnG=
- Uday, U. S. P., Choudhury, P., Bandyopadhyay, T. K., & Bhunia, B. (2016). Classification, mode of action and production strategy of xylanase and its application for biofuel production from water hyacinth. *International Journal of Biological Macromolecules*, 82, 1041–1054. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2015.10.086>
- Villamagna, A. M., & Murphy, B. R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater Biology*, 55(2), 282–298. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02294.x>
- Weis, J. S., & Weis, P. (2004). Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International*, 30(5), 685–700. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.002>
- Wetzel, R. (1983). *Limnology* (2nd Ed.). Saunders College Pub.
- Wilson, J. R., Holst, N., & Rees, M. (2005). Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquatic Botanic*, 81(1), 51–67. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.11.002>
- Zeng, X., & Rasmussen, T. C. (2005). Multivariate statistical characterization of water quality in Lake Lanier, Georgia, USA. *Journal of Environmental Quality*, 34, 1980–1991. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0337>