



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

UNIDAD IZTAPALAPA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA
SALUD

&

DIVISIÓN DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

CAMPO DE CONOCIMIENTO: ENERGÍA Y MEDIO AMBIENTE

PRESENTA:

BIÓLOGA LUZ VALERIA GARCÍA SANTOS

**MALEZAS ACUÁTICAS INVASORAS EN AGUAS
EPICONTINENTALES Y UNA PROPUESTA DE
APROVECHAMIENTO DE *Eichhornia crassipes* (JACINTO DE AGUA)
PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS**

COMITÉ TUTORIAL

DIRECTORA: DRA. MÓNICA ALICIA MERAZ RODRÍGUEZ

CODIRECTORA: DRA. PATRICIA CASTILLA HERNÁNDEZ

Ciudad de México, 2022.

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a mi amada familia; a mis hermanos Alexia y Aarón por motivarme; a mi madre Luz María y a mi padre Valentín por su invaluable apoyo. Los quiero a todos y estoy muy feliz de poder compartir esto con ustedes. Además, quiero enviar una dedicación especial al cielo para a mis queridas abuelas Fidelfa Martínez y Vicenta Fernando, grandes mujeres en mi vida.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología el apoyo brindado para la realización de esta tesis.

Agradezco a la Doctora Mónica Meraz Rodríguez por su magnífico don al momento de transmitir conocimientos, su ayuda, paciencia y dedicación.

Agradezco la manera excepcional y comprometida de brindar su atención, consejos y revisión meticulosa de la Doctora Patricia Castilla.

Agradezco a la Doctora Beatriz Schettino por el tiempo, dedicación e importantes comentarios que me sirvieron mucho en la redacción de esta tesis.

Agradezco las recomendaciones y el apoyo total de mi compañera bióloga Ana Martínez que, a pesar de estar poco tiempo, pude conocer el gran ser humano que es.

Agradezco a mis amigas las futuras Maestras en Ciencias Daniela Melissa, Rosa Esmeralda y Cinthya por la motivación e inspiración para seguir adelante.

Agradezco a mis amigas Marissa, Miriam y Gaby por siempre estar ahí.

Y a todas las personas que me apoyaron e hicieron posible que este trabajo se realice con éxito.

ÍNDICE

RESUMEN.....	7
ABSTRACT	8
INTRODUCCIÓN	9
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	13
HIPÓTESIS	13
OBJETIVO GENERAL	13
METODOLOGÍA DE REVISIÓN.....	14
PARTE I.....	15
OBJETIVO.....	15
1. REPORTES DE INVASIÓN Y MÉTODOS DE CONTROL DE MALEZAS.....	16
1.1 REPORTES DE INVASIÓN DE MALEZAS ACUÁTICAS EN ÁFRICA.....	16
1.1.1 SUDÁFRICA.....	16
1.1.2 SENEGAL.....	17
1.1.3 NIGERIA.....	17
1.1.4 ETIOPÍA.....	17
1.1.5 REPÚBLICA DE BOTSWANA Y NAMIBIA	18
1.1.6 REPÚBLICA DE MOZAMBIQUE.....	18
1.1.7 UGANDA, TANZANIA Y KENIA	18
1.2 CONTROL DE MALEZAS ACUÁTICAS EN ÁFRICA	19
1.3 REPORTES DE INVASIÓN DE MALEZAS ACUÁTICAS EN AMÉRICA.....	25
1.3.1 ESTADOS UNIDOS Y CANADÁ	25
1.3.2 MÉXICO.....	26
1.3.3 PUERTO RICO.....	27
1.3.4 COSTA RICA.....	28
1.3.5 COLOMBIA Y VENEZUELA.....	28
1.3.6 BRASIL	29
1.3.7 PARAGUAY.....	30
1.3.8 URUGUAY.....	30
1.3.9 ARGENTINA.....	30
1.3.10 CHILE	30
1.4 CONTROL DE MALEZAS ACUÁTICAS EN AMÉRICA	31
1.5 REPORTES DE INVASIÓN DE MALEZAS ACUÁTICAS EN ASIA.....	39
1.5.1 CHINA, COREA Y TAIWÁN	39

1.5.2	INDIA	40
1.5.3	CAMBOYA.....	40
1.5.4	INDONESIA.....	40
1.5.5	MALASIA	41
1.5.6	SRI LANKA.....	41
1.5.7	ISRAEL, OMÁN Y ARABIA SAUDITA.....	42
1.6	CONTROL DE MALEZAS ACUÁTICAS EN ASIA	42
1.7	REPORTES DE INVASIÓN DE MALEZAS ACUÁTICAS EN EUROPA	48
1.7.1	SUIZA	48
1.7.2	AUSTRIA, BÉLGICA, NORUEGA Y SUECIA	48
1.7.3	REINO UNIDO.....	49
1.7.4	ESPAÑA	49
1.7.5	PORTUGAL.....	50
1.7.6	FRANCIA	50
1.7.7	ITALIA.....	51
1.7.8	ALEMANIA.....	51
1.8	CONTROL DE MALEZAS ACUÁTICAS EN EUROPA	52
1.9	REPORTES DE INVASIÓN DE MALEZAS ACUÁTICAS EN OCEANÍA	61
1.9.1	AUSTRALIA.....	61
1.9.2	NUEVA ZELANDA.....	62
1.9.3	PAPÚA NUEVA GUINEA, VANUAUTU, ISLAS SALOMÓN Y FIJI.....	62
1.10	CONTROL DE MALEZAS EN OCEANÍA	63
2	DISCUSIÓN.....	69
2.1	ÁFRICA	72
2.2	AMÉRICA	75
2.3	ASIA	78
2.4	EUROPA	80
2.5	OCEANÍA	82
3	CONCLUSIONES.....	84
	PARTE II.....	85
1	DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	86
1.1	HIDRÓLISIS	89
1.2	ACIDOGÉNESIS	90
1.3	ACETOGÉNESIS	91
1.4	METANOGÉNESIS	91
2	PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA (DA).....	93

2.1	TEMPERATURA	93
2.2	pH	94
2.3	AMONIO	94
2.4	MICRONUTRIENTES.....	95
3	BIOCARBÓN EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	96
4	DISCUSIÓN.....	97
5	CONCLUSIONES	97
	PARTE III.....	98
	OBJETIVO.....	98
1	APROVECHAMIENTO DE LAS PLANTAS INVASORAS PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS	99
2	APROVECHAMIENTO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE <i>E. crassipes</i> PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS	99
3	PROPUESTA DE APROVECHAMIENTO PARA <i>E. crassipes</i>	106
3.1	JUSTIFICACIÓN.....	106
3.2	OBJETIVO GENERAL	106
3.3	OBJETIVOS PARTICULARES	106
4	METODOLOGÍA: DISEÑO EXPERIMENTAL.....	107
5	DISCUSIÓN.....	109
6	CONCLUSIONES	109
	ANEXOS.....	111
	REFERENCIAS.....	117

RESUMEN

Una problemática en los cuerpos de agua a nivel mundial es la eutrofización, esta es ocasionada principalmente por el vertido de aguas residuales, fertilizantes o cualquier otra fuente con un exceso de nutrientes. Lo que a menudo provoca la infestación de malezas acuáticas, cuya presencia se vincula a serias afectaciones en los ecosistemas, desde limitaciones a la navegación, pesca y recreación causando pérdidas económicas, así como a la disminución de la biodiversidad al desplazar especies nativas, e incluso problemas de salud que se originan cuando las plantas albergan vectores causantes de enfermedades. A lo largo de los años se han buscado opciones para erradicar a estas malezas, los países concentran sus esfuerzos en tener registros y así emplear controles para eliminarlas de sus cuerpos de agua, algunos otros desarrollan proyectos para aprovecharlas y obtener un valor agregado. Es por lo que la presente investigación tuvo como objetivo general conocer el panorama, control y aprovechamiento de las malezas acuáticas reportadas en el mundo. Para lo cual se realizó una revisión bibliográfica de artículos e informes relevantes de estudios internacionales y a nivel nacional. Las conclusiones obtenidas indicaron que la especie *Eichhornia crassipes* es la maleza acuática más reportada a nivel mundial, seguida de *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*, *Myriophyllum aquaticum* y *Azolla filiculoides*. También se encontró que la forma más empleada de erradicación de las malezas es el control mecánico, sin embargo, el más eficiente cuando se sostiene a largo plazo es el control biológico, que ciertas épocas se empleó principalmente por países como Estados Unidos de América, Australia, Sudáfrica y México. Al continuar la investigación se descubrió que el desarrollo de algunas tecnologías aprovecha diversas malezas acuáticas para la producción de biogás por digestión anaerobia, con este hallazgo se recomienda el uso de biocarbón para mejorar la producción de biogás a partir de biomasa de *E. crassipes*. La importancia de esto radica en que hacen falta más proyectos que generen un valor agregado de la biomasa que a menudo representa un problema para los ecosistemas acuáticos.

ABSTRACT

Eutrophication is a global aquatic environmental problem. Which is mainly caused by the discharge of sewage, use of fertilizers or any other source with an excess of nutrients. This produces infestation of aquatic weeds, whose presence is linked to serious effects on ecosystems, such from navigation limitations, fishing and up to recreation. Resulting in an economical loss, as well as in a biodiversity reduction and habitat loss, forcing local fauna to search for new territories and even health problems caused when the weeds storage diseasing vectors. The results obtained through this research indicates the *Eichhornia crassipes* species is the most global frequently aquatic weed reported and followed by *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*, *Myriophyllum aquaticum* and *Azolla filiculoides*. Apart the species, it was also found the most used technique for the eradication of aquatic weed is the mechanical control, however, the most efficient in a long-term solution is the biological control of weeds. This technique was used mainly by countries such as: The United States of America, Australia, South Africa and Mexico. Continuing the research, it has been discovered that the development of some technologies implements certain species of aquatic weeds for biogas production obtained by anaerobic digestion. With this breakthrough, an experimental design has been proposed which uses biochar to improve the production of biogas from the biomass of *E. crassipes*. The importance of this research lies in the need of more projects to generate added value from the biomass to reduce this global environmental problem that affects the aquatic ecosystems.

INTRODUCCIÓN

Las macrófitas o plantas acuáticas, se consideran componentes importantes de los ecosistemas acuáticos, sobre todo en cuerpos de agua epicontinentales, dado que cumplen diversas funciones físicas o biológicas. En general coadyuvan en la productividad primaria, son responsables de suministrar nichos para otros niveles tróficos, de reciclar nutrientes y estabilizar sedimentos, de este modo contribuyen a la estructuración de las comunidades acuáticas asociadas a ellas. Empero, existen diversas macrófitas que pueden alterar negativamente las propiedades de los ecosistemas (Fleming *et al.*, 2021; Ramos Montaña *et al.*, 2013). Hay una clara tendencia en conocer cuáles son los factores que contribuyen a que ciertas especies de plantas sean nativas o invasoras proliferen, al ocurrir esto de forma excesiva se les denomina malezas acuáticas.

El diccionario de la Lengua Española define el término “Maleza” como la abundancia de malas hierbas. Camarena-Medrano *et al.* (2000) mencionan que el término “maleza” en plantas terrestres o acuáticas se emplea cuando al crecer excesivamente afectan el equilibrio del ecosistema. Por su parte, Rial (2013), muestra que el término está asociado, al éxito adaptativo de una especie en un medio usualmente alterado y propicio para su crecimiento y reproducción. En ecosistemas acuáticos un medio alterado puede ser aquel que ha sufrido eutrofización, es decir, un deterioro en la calidad del agua originado principalmente por un aporte excesivo de nutrientes, mayormente nitrógeno y fósforo (Ledesma *et al.*, 2013).

Las plantas acuáticas al establecerse como malezas provocan daños que van desde pérdidas económicas por limitar la navegación y la pesca, hasta la pérdida de biodiversidad, dado que en muchos casos suelen estar libres de plagas (Modley, 2008) o de enemigos naturales coevolucionados en su área de distribución lo que contribuye a su proliferación acelerada (Hill y Coetzee, 2017). Entre las malezas acuáticas, destacan *Eichhornia crassipes* (Mart. Solms) (jacinto de agua, lirio acuático), *Pistia stratiotes* (lechuga de agua), *Salvinia molesta* (hierba de kariba, oreja de ratón gigante), *Myriophyllum aquaticum* (pluma de loro, cola de zorro) y *Azolla filiculoides* (helecho de agua rojo), cuyas distribuciones son amplias. Además,

tienden a formar esteras densas ya sean flotantes, arraigadas en sedimentos poco profundos o en las orillas, a la vez, tales esteras se asocian con una variedad de impactos en la calidad del agua, entre las que destacan, el impedimento del flujo de agua, aumento en la tasa de sedimentación e inhibición de la difusión del aire en el agua, lo que resulta en bajas concentraciones de oxígeno disuelto.

Además, las plantas acuáticas en grandes cantidades tienden a restar valor al atractivo estético de ecosistemas acuáticos epicontinentales (Chamier *et al.*, 2012; Téllez *et al.*, 2008; Sinbuathong, 2020). Algunas constituyen el hábitat para el desarrollo de mosquitos vectores de enfermedades como el dengue (*Aedes aegypti*), la malaria (*Anopheles stephensi*) y la filariasis (*Culex quinquefasciatus*), así como de caracoles transmisores de *Schistosoma* sp (Martínez-Jiménez *et al.*, 2003).

La especie *E. crassipes* (jacinto de agua) es un claro ejemplo de lo anterior, pues se encuentra catalogada en el listado de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) (Lowe *et al.*, 2004), incluso algunos autores la denominan “la maleza acuática por excelencia”. Su alta capacidad adaptiva ha resultado perjudicial en distintos lugares del mundo en los que se distribuye. Una de las principales causas de su superpoblación es la forma de reproducción asexual que le permite proliferar rápida y exitosamente, es decir, puede duplicar su biomasa en 6 a 15 días, así como su reproducción sexual que le permite invadir nuevos ambientes, pues cada fruto escapaz de albergar hasta 400 semillas.

Sumado a lo anterior está el que *E. crassipes* puede hacer frente a condiciones estresantes como ambientes contaminados en donde infesta. Tiene la capacidad de bioacumular en sus tejidos altas concentraciones de metales pesados. Esto le ha conferido que se le utilice en el tratamiento de aguas residuales domésticas, en acuicultura y la restauración de cuerpos de agua (Brundu, 2015; Ansari *et al.*, 2020; Niño-Sulkowska y Lot, 1984; FAO, 2004 citado en Rial, 2013).

Sin embargo, algunos efectos nocivos durante su vida activa y posterior descomposición en los cuerpos de agua son el aumento de la eutrofización y la reducción de la penetración de la luz debido a las densas esteras que forma, lo que puede ocasionar la muerte de peces, disminución de la productividad del fitoplancton y desplazamiento de otras macrófitas, así como cambios en el olor y

el sabor del agua (Castro y Agblevor, 2020a). Por otra parte, también se ha reportado que, entre los efectos negativos de las plantas acuáticas, recae la disminución significativa de la abundancia y composición del zooplancton. Lo que representa una amenaza para el equilibrio general de la red trófica (Getnet *et al.*, 2020).

A causa de la problemática que implica la presencia de esta y otras especies de malezas acuáticas, es forzoso implementar medidas como el control químico por medio de herbicidas, que en algunas áreas extensas de infestación tiende a ser ineficiente y algunos de sus componentes suelen ser tóxicos para otras especies en el medio. También puede llevarse a cabo el control mecánico que emplea el uso de maquinaria para remover la biomasa de los cuerpos de agua y además requiere un seguimiento y ejecución permanente ya que el problema persiste pues sólo se traslada a otros espacios, sin mencionar los altos costos de operación. Por otro lado, la opción del control biológico empleando fitopatógenos e insectos que actúan de manera sinérgica sobre la maleza, puede implicar una disminución gradual y duradera, esta también requiere de un monitoreo permanente, además los resultados tienden a sostenerse a largo plazo. Por lo que la integración de una recolección mecánica combinada con un bioprocesamiento de la biomasa para generar productos con un valor agregado es la opción adoptada más viable (Roopnarain *et al.*, 2019; Sindhu *et al.*, 2017; Castro y Agblevor, 2020a; Hill, 2003).

En este sentido, se ha reportado que la digestión anaerobia (DA), que consiste en la producción de biogás (metano y dióxido de carbono) a partir de la degradación microbiana de materia orgánica, en la que la biomasa de *E. crassipes* pueda emplearse como una fuente eficiente para la producción de biocombustibles (Sharmay Suthar, 2020; Jördening y Winter, 2005). En este tenor, también se ha estudiado la implementación de fuentes de nutrientes para la DA, tal es el caso del biocarbón, pues en un estudio realizado por Sharma y Suthar (2020), se obtuvo que la adición de biocarbón en el digestor anaerobio mejoró la producción de biogás ya que aportó cofactores (Fe, Co, Ni y Mn) a las enzimas para la vía de generación del metano (Sharma y Suthar, 2020; da Silva *et al.*, 2017), y conjuntamente reportaron un alto contenido de nutrientes en el digestato, lo que indica su potencial uso como biofertilizante. Por lo que esta revisión bibliográfica presenta un panorama de las malezas acuáticas invasoras en aguas

epicontinentales y una propuesta de aprovechamiento de *E. crassipes* (jacinto de agua) para la producción de biogás.

.

PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuáles son las malezas acuáticas más reportadas en el mundo y cómo se lleva a cabo su control y aprovechamiento?

HIPÓTESIS

Es posible que *Eichhornia crassipes* sea la especie mayormente reportada como invasora en aguas epicontinentales a nivel mundial.

OBJETIVO GENERAL

Conocer el panorama, control y aprovechamiento de las malezas acuáticas reportadas en el mundo.

METODOLOGÍA DE REVISIÓN

Se realizó una búsqueda de artículos y libros cuyos temas estaban enfocados en las plantas acuáticas invasoras, para esto se usaron palabras clave tales como “plantas acuáticas invasoras”, “biocontrol de especies acuáticas invasoras”, “control de plantas acuáticas invasoras”, “malezas acuáticas”, “biogás” “digestión anaerobia de *Eichhornia crassipes*” “biocombustibles” y con base en los resultados, se compiló una lista de artículos e informes relevantes para estudios internacionales y a nivel nacional. Los artículos se dividieron por regiones continentales y se clasificaron en tres categorías que se abordaron por separado:

- Categoría 1: Artículos en los que se reporta la presencia de plantas acuáticas invasoras.
- Categoría 2: Artículos en los que se informan los resultados de los controles de las malezas acuáticas en los diferentes continentes.
- Categoría 3: Tratamientos que se han utilizado para la producción de metano a partir del jacinto de agua.

PARTE I

OBJETIVO

Conocer el panorama mundial de la invasión de malezas acuáticas y el control que se lleva a cabo para combatirlas.

1. REPORTES DE INVASIÓN Y MÉTODOS DE CONTROL DE MALEZAS

En general, los cuerpos de agua en donde se desarrollan las malezas acuáticas se encuentran eutrofizados, esto en gran parte se debe al excesivo aporte de nutrientes derivado de las actividades antropogénicas, sin embargo, la presencia de estas plantas refuerza esta condición y tiende a acelerarla. Y como se mencionó con anterioridad provocan diversas afectaciones a los ecosistemas que invaden. En esta sección se muestra la información de diversos registros de invasiones por malezas acuáticas en cinco continentes, también se presentan tablas de elaboración propia que concentra datos con respecto a las especies y el control aplicado ordenado cronológicamente.

1.1 REPORTES DE INVASIÓN DE MALEZAS ACUÁTICAS EN ÁFRICA

1.1.1 SUDÁFRICA

En Sudáfrica como en muchas partes del mundo, las malezas acuáticas representan un gran problema en los cuerpos de agua. Entre las especies reportadas destaca *Eichhornia crassipes* (jacinto de agua, lirio acuático), originaria de la cuenca del Amazonas en Brasil. El primer reporte de esta planta se remonta al año 1900, sin embargo, la primera introducción al continente fue en 1880 en Egipto. Se plantea que la dispersión fue de manera involuntaria por actividades de jardinería, acuarios e incluso navegación (Hill, 2003; Degaga, 2018; Chamier *et al.*, 2012).

Reafirmando esta información, Hill y Coetzee (2017) realizaron un análisis que muestra que, *E. crassipes* tuvo el mayor impacto en los ecosistemas acuáticos de Sudáfrica, seguida de *Azolla filiculoides*, *Pistia stratiotes* y *Salvinia molesta*. De acuerdo con estos autores existen nuevos registros de especies de plantas acuáticas invasoras además de las ya mencionadas, que aún se encuentran en sus primeras etapas de invasión. Destacan las especies sumergidas, *Egeria densa* (hierba acuática brasileña) e *Hydrilla verticillata*; la especie emergente, *Sagittaria platyphylla* y *S. latifolia*; *Lythrum salicaria*, *Nasturtium officinale* (berros); *Iris pseudacorus* (bandera amarilla); e *Hydrocleys nymphoides* (amapola de agua); además las nuevas malezas flotantes, *Salvinia minima*, *Azolla cristata* (azolla mexicana) y la flotante enraizada *Nymphaea mexicana* (nenúfar mexicano).

1.1.2 SENEGAL

P. stratiotes fue reportada en el lago Guiers, al norte de Senegal desde 1991, su presencia estuvo asociada a la rápida propagación de la esquistosomiasis, que es una enfermedad aguda y crónica causada por gusanos parásitos de caracoles cuyos hábitats fueron las esteras de *P. stratiotes*, que afectó hasta el 80% de la población de algunos pueblos a orillas del lago (Chamier *et al.*, 2012; OMS, 2021).

1.1.3 NIGERIA

En 2014, Funmilola y otros autores desarrollaron un proyecto cuyo objetivo fue evaluar el impacto ambiental y socioeconómico de las malezas acuáticas en la presa Awba y su efecto general sobre el ecoturismo. En este estudio se registraron 22 malezas acuáticas en la presa, además reportaron a *E. crassipes* y *Sacciolepis africana* como las malezas dominantes.

Otro estudio realizado por Ajagbe (2020) en la presa Ikere George, Iseyin-Nigeria, tuvo como objetivo conocer la abundancia, distribución y diversidad de las plantas acuáticas entre enero 2017 y diciembre de 2018. De un total de doce pueblos de pescadores, cuatro de ellos fueron seleccionados aleatoriamente. Entre los resultados observados en este estudio, se encontró que 23 especies pertenecientes a 13 familias formaban parte de la riqueza de esta presa, siendo *S. molesta* una especie invasora y la planta acuática más abundante en todos los sitios de muestreo, otras especies presentes fueron *Potamogeton schweinfurthii*, *Andropogon sp.*, *Phragmites australis* y *Echinochloa pyramidalis*.

1.1.4 ETIOPÍA

En 1965 se informó por primera vez en el embalse de Koka, ubicado en la cuenca del río Awash, la aparición de *E. crassipes* y desde ese año, se ha reportado en diferentes regiones de ese país, esta es una planta acuática invasora reconocida como una de las 10 peores malezas del mundo (Getnet *et al.*, 2020). El lago Tana es el tercer lago más grande de la cuenca del Nilo, con un área total de más de 67 mil ha (hectáreas), en dicho lago se ha reportado la presencia de *E. crassipes*,

pues de acuerdo con Tewabe (2017), en 2011 la cobertura era de 80 a 100 ha y desde el año 2013 esta maleza aumentó su cobertura de 112 a 1512 ha en 2017 (Asmare *et al.*, 2020).

1.1.5 REPÚBLICA DE BOTSWANA Y NAMIBIA

El primer registro de *S. molesta*, ocurrió en 1948 en Kazungula en el río Zambezi cerca de Kasane, en la frontera con Botswana y Namibia. En la década de 1970 se descubrieron algunos brotes de la maleza en el río Chobe. A fines de 1972, *S. molesta* se había extendido por todo el sistema del río Kwando-Linyanti-Chobe en la frontera entre Botswana y Namibia donde hubo reportes para los años 2002, 2003 y 2012 (Kurugundla *et al.*, 2016).

En el delta del Okavango se descubrió por primera vez en 1986 a *S. molesta*, a partir de ahí se ha extendido en varios canales fluviales confinados a la Reserva de Caza Moremi (por sus siglas en inglés MGR) y a algunas áreas fuera de la Reserva. Una observación notable en 1996 fue la cobertura del 80% de la maleza en el lago Dombo, un importante lugar turístico en MGR (Kurugundla *et al.*, 2016). Naidu *et al.* (2000) reportaron la presencia de *S. molesta*, en esa misma reserva. Se encontraron reportes en los años 2000, 2001, 2003 y 2015 de que esta misma especie se extendió a lo largo de los 60 km del río Khwai (Kurugundla *et al.*, 2016). *P. stratiotes* fue descubierta por primera vez en el río Chobe en 1986 y tres meses después, en el canal Selinda y la laguna Zibadianja del río Kwando (Kurugundla *et al.*, 2016).

1.1.6 REPÚBLICA DE MOZAMBIQUE

Langa *et al.* (2020), reportaron la presencia de *E. crassipes*, *P. stratiotes* y *A. cristata* en el sur de Mozambique.

1.1.7 UGANDA, TANZANIA Y KENIA

El caso del Lago Victoria en África oriental ha sido reportado en diversos estudios la infestación por *E. crassipes* comenzó a finales de la década de

1980 (Ogari y Van der Knaap, 2002; Aloo *et al.*, 2013), los efectos negativos de esta planta continúan, pues Ongore *et al.* (2018) estudiaron la dinámica espacio temporal de la maleza y su impacto en la pesca, lo que significa que aún es un grave problema sin resolver en esa región.

1.2 CONTROL DE MALEZAS ACUÁTICAS EN ÁFRICA

E. crassipes, *A. filiculoides*, *P. stratiotes*, *M. aquaticum* y *S. molesta* son especies de plantas acuáticas provenientes de Brasil y otros países de América del Sur que se han vuelto invasoras en los ecosistemas de África. Debido a los impactos asociados a la presencia de éstas es que se buscan medidas de control. Sin embargo, la naturaleza poco práctica del control mecánico y la indeseabilidad del control químico a base de herbicidas en el medio acuático, colocan al control biológico como una herramienta de gestión sostenible para estas especies pues, en distintos programas de implementación se ha logrado un éxito significativo para el manejo de malezas (Hill, 2003).

En Botswana, los primeros esfuerzos para erradicar a la maleza acuática *S. molesta* se desarrollaron en 1972, con la aplicación del control químico para lo cual el Departamento de Investigación Agropecuaria en ese país aplicó el herbicida Paraquat. En una serie de ensayos conjuntos, Botswana y Namibia rociaron los herbicidas Paraquat y Glifosato usando aviones de ala fija en Ponpon y Shaile en el río Linyanti, Quega en el lago Liambezi y Nungwe en el río Chobe entre 1975 y 1976. Aunque el Paraquat y el Glifosato están registrados para su uso en Botswana, su aplicación en los sistemas acuáticos fue restringido por el Gobierno después de 1977 como resultado de graves impactos en especies acuáticas no objetivo (Kurugundla *et al.*, 2016).

En cuanto al control biológico aplicado a *S. molesta*, este se llevó a cabo en 1998, con la introducción del gorgojo curculiónido *Cyrtobagous salviniae*. Su eficacia fue tal que en un año se logró la erradicación de la maleza en cuerpos de agua estancados en Botswana (Kurugundla *et al.*, 2016). Otro ejemplo de manejo aplicado a *S. molesta* fue publicado por Naidu *et al.* (2000), en donde evaluaron el control biológico en algunas áreas de la reserva de Moremi en Botswana, para lo cual

liberaron al gorgojo *C. salviniae*, lo que consecuentemente se vio reflejado en un control significativo de la biomasa de *S. molesta*, pues en tres meses, la población de gorgojos aumentó, logrando así la desaparición de la biomasa de la planta. Este estudio mostró la capacidad de *C. salviniae* como agente de control biológico para *S. molesta* en zonas semiáridas.

Hill publicó un artículo en 2003 bajo el título “El impacto y el control de la vegetación acuática exótica en los ecosistemas acuáticos de Sudáfrica”, en este detalla el impacto de las principales plantas acuáticas de Sudáfrica, así como el control que se ha adoptado para cada una de ellas. Para el caso de *A. filiculoides* (helecho de agua rojo), se propuso como control biológico al gorgojo *Stenopelmus rufinasus* que se alimenta de las hojas, fue priorizado como agente de control biológico para esta maleza e importado desde Florida, Estados Unidos a finales de 1995. El programa resultó en un caso de éxito, ya que, en 2001 después de cuatro años de su primera introducción a una presa de una hectárea en un santuario de aves en Pretoria, los gorgojos fueron liberados en 110 sitios en Sudáfrica. La información disponible sobre estos sitios arroja que el gorgojo fue responsable de haber eliminado al helecho de agua rojo en 72 sitios, en los otros 38 no hubo datos pues no se monitorearon. El gorgojo se dispersó hasta 300 km de los sitios de liberación desde su primera introducción en 1997, así la población de *A. filiculoides* se redujo significativamente hasta el punto de que la maleza ya no representó una amenaza para los ecosistemas acuáticos.

Para el caso de *M. aquaticum*, se inició un programa de control biológico en 1991, empleando la liberación del escarabajo *Lysathia* sp. que defolia y adicionalmente a *Listronotus marginicollis*, cuyas larvas perforan los tallos con lo que se hace efectiva la eliminación (Cilliers, 1999).

S. molesta se registró por primera vez en Sudáfrica antes de 1900 y para controlar su biomasa, se implementó el control biológico con el gorgojo *C. salviniae* cuyo éxito fue comprobado en el sudeste de Asia. Por esta razón, se importó a Sudáfrica desde Australia en 1985. Los adultos de este gorgojo atrofian el crecimiento de *S. molesta* al alimentarse de las puntas crecientes (Forno, 1983) y las larvas se alimentan de brotes y raíces, luego excavan en el rizoma, causando la pudrición y hundimiento

de las plantas (Hill, 2003). Este insecto no se dispersa muy bien, sin embargo, ha significado un exitoso controlador biológico en diferentes partes del mundo, sobre todo en Sudáfrica, donde ya no se requirió una aplicación de herbicidas o remoción manual (Forno y Julien, 2000; Cilliers, 1991b).

El control biológico para *P. stratiotes*, fue considerado la opción más adecuada, así que en 1985 el gorgojo brasileño *Neohydronomus affinis* fue introducido a Sudáfrica desde Australia. El gorgojo se estableció en el área cubierta por la maleza y ha sido un agente eficaz de esta. Sin embargo, su impacto ha sido lento en los hábitats ribereños y en las represas ricas en nutrientes (Cilliers 1991a; Cilliers 1987).

Los controles mecánicos y químicos para erradicar a *E. crassipes* han sido insuficientes, por lo tanto, el programa de control biológico contra el jacinto de agua en Sudáfrica, se inició con la liberación en 1973 del gorgojo *Neochetina eichhorniae* Warner (Cilliers y Neser 1991 citado en Hill, 2003). Dicho programa se basó en dos especies de gorgojos, *N. eichhorniae* y *N. bruchi*, en la polilla *Niphograptus albiguttalis*, la chinche del jacinto de agua, *Eccritotarsus catarinensis*, el ácaro *Orthogalumna terebrantis* y el patógeno fúngico *Cercospora piaropi* (Hill y Cilliers, 1999).

El programa de control biológico contra las malezas acuáticas (*P. stratiotes*, *S. molesta*, *M. aquaticum* y *A. filiculoides*) en Sudáfrica tuvo un gran éxito, pues se consideraron controladas totalmente a un nivel en el que ya no impactaron la biodiversidad acuática y la utilización del agua, por lo que no se requirieron otros métodos (Hill y Coetzee, 2017). Sin embargo, aunque *E. crassipes* no se consideró bajo control biológico completo, en algunas áreas sí disminuyó la cobertura de la maleza y por consecuencia su impacto se redujo, logrando de esta manera que los métodos alternativos, como las aplicaciones de herbicidas, se requirieran con menor frecuencia (Hill y Coetzee, 2017; Hill y Cilliers, 1999).

Mbati y Euenschwander (2005), publicaron un estudio en el que describieron los resultados del control biológico aplicado a tres malezas acuáticas en el Río Congo, esto constó de la liberación de gorgojos específicos *N.eichhorniae* y *N. bruchi* aplicados para el control de *E. crassipes*; *N. affinis* contra *P. stratiotes* y *C. salviniae* contra *S. molesta*. A los pocos años de las liberaciones, se pudieron controlar los

sitios infestados con *S. molesta* y *P. stratiotes*, incluso se pudo reanudar la pesca y la navegación, mientras que las reducciones de las poblaciones de *E. crassipes* apenas comenzaban.

Wilson *et al.* (2007), mencionan que la reducción de *E. crassipes* en el lago Victoria donde se llevó a cabo un control biológico con gorgojos de *N. eichhorniae* y *N. bruchi* durante 1995 pudo ser acelerado por la variación climática asociada al evento “El Niño” acaecido entre 1997 y 1998.

Langa *et al.* (2020), publicaron un estudio titulado “Control biológico de malezas acuáticas transfronterizas en los ríos del sur de Mozambique”. En 2009, estos investigadores, evaluaron el estado de algunas malezas en siete ríos del sur de Mozambique y registraron si había agentes de control biológico presente, los resultados arrojaron que los gorgojos *N. eichhorniae* y *N. bruchi* se encontraban sobre *E. crassipes*, junto con el patógeno *Acremonium zonatum* y el ácaro *Orthogalumna terebrantis*. También hallaron que *P. stratiotes* fue dañada por larvas y adultos de *N. affinis*. *Azolla cristata*, fue invadido en menor medida por *S. rufinasus*. Los investigadores concluyen que es probable que la mayoría de estos agentes se hayan dispersado desde Sudáfrica, y es probable que los ríos del sur de Mozambique se beneficien de la dispersión transnacional de estos.

Tabla 1. Reportes de malezas acuáticas y controles aplicados en África.

País	Año	Especie	Control
Egipto	1880	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control Mecánico y biológico ³
Senegal	1990	<i>Pistia stratiotes</i>	Control biológico ⁵
República democrática del Congo (Río Congo)	1950	<i>Eichhornia crassipes</i>	
	1960	<i>Pistia stratiotes</i>	Control biológico ¹
Uganda, Tanzania y Kenia (Lago Victoria)	1960	<i>Salvinia molesta</i>	
	1980	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ^{15,16}
República de Bostwana (Kazungula)	1995	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ¹⁸
	2018	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹⁷
República de Botswana (Kwando-Livanti-Chobe)	1948	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
	1972	<i>Salvinia molesta</i>	Control químico ¹⁹
	1975-1976	<i>Salvinia molesta</i>	Control químico ¹⁹
	2002	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
	2003	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
República de Botswana (Okavango)	2012	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
	1986	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
República de Botswana (Lago Dombo)	1996	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
República de Botswana	1998	<i>Salvinia molesta</i>	Control biológico ¹⁹
	2000	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
República de Bostwana (río Khwai)	2001	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
	2003	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
	2015	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
	1986	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹

continuación

País	Año	Especie	Control
República de Botswana (río Chobe)	1986	<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ¹⁹
República de Botswana (Reserva de Caza de Moremi)	2000	<i>Salvinia molesta</i>	Control biológico ¹³
República de Mozambique	2009	<i>Eichhornia crassipes</i> <i>Pistia stratiotes</i> <i>Azolla cristata</i>	Control biológico ¹⁴
Nigeria	2014	<i>Eichhornia crassipes</i> <i>Sacciolepis africana</i> <i>Salvinia molesta</i>	No reportado ⁹
Nigeria (Ikere George, Iseyin)	2017-2018	<i>Potamogeton schweinfurthii</i> <i>Andropogon sp.</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Echinochloa pyramidalis</i>	No reportado ¹⁰
	1900	<i>Salvinia molesta</i> <i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ² Control químico, mecánico y biológico ²
	1973	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ²
	1985	<i>Pistia stratiotes</i>	Control biológico ¹²
	1991	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Control biológico ¹⁰
	1995	<i>Azolla filiculoides</i>	Control biológico ²
	1918	<i>Myriophyllum aquaticum</i> <i>Eichhornia crassipes</i> <i>Azolla filiculoides</i> <i>Pistia stratiotes</i> <i>Salvinia molesta</i> <i>Egeria densa</i>	
Sudáfrica	2017	<i>Hydrilla verticillata</i> <i>Salvinia minima</i> <i>Azolla cristata</i>	No reportado ⁷

continuación

País	Año	Especie	Control
		<i>Eichhornia crassipes</i>	
Etiopía (Río Awash)	1965	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁴
Etiopía (Lago Tana)	2013-2017	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁸
	2011	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁶

1 Mbaty y Neuenschwander(2005). 2 Hill (2003). 3 Degaga (2018). 4 Getnet *et al.* (2020). 5 Chamier *et al.* (2012). 6 Tewabe *et al.* (2017). 7 Hill y Coetzee (2017). 8 Asmare *et al.* (2020). 9 Funmilola *et al.* (2014). 10 Ajagbe (2020). 11 Cilliers (1999). 12 Cilliers (1991a). 13 Naidu *et al.* (2000). 14 Langa *et al.* (2020). 15 Ogari y Van der Knaap (2002). 16 Aloo *et al.* (2013). 17 Ongore *et al.* (2018). 18 Wilson *et al.* (2007). 19 Kurugundla *et al.* (2016).

1.3 REPORTE DE INVASIÓN DE MALEZAS ACUÁTICAS EN AMÉRICA

1.3.1 ESTADOS UNIDOS Y CANADÁ

En Estados Unidos se reportó en la década de 1970 la presencia de *Eichhornia crassipes* en Florida, años más tarde fue realizado un estudio por Center y Spencer (1981) con el objetivo de monitorear el crecimiento de *E. crassipes* en el lago Alice ubicado en la zona centro-norte de Florida, los resultados indicaron que en abril se obtuvo la densidad máxima de 186 plantas por m² y en junio esta disminuyó a 73 plantas por m².

Hydrilla verticillata se introdujo en los EE. UU. por primera vez a principios de la década de 1950 y desde entonces se ha vuelto altamente invasiva en todo el país, pues ha sido reportada en Alabama, California, Connecticut, Georgia, Indiana, Kansas, Maine, Maryland, Massachusetts, Nueva York, Carolina del Norte, Ohio, Pensilvania, Washington y Wisconsin (Purcell *et al.*, 2019).

Así mismo Lieurance *et al.* (2020), indican que para el caso de las plantas acuáticas invasoras existe el Consejo de Plagas Vegetales Exóticas de Florida (FLEPPC, por sus siglas en inglés) constituido en 1984, que ofrece una lista de las malezas más frecuentemente encontradas en Florida. En este listado están incluidas *Alternanthera philoxeroides* (lagunilla), *E. crassipes* e *H. verticillata*; de acuerdo con Labrada *et al.* (1996) en Florida existían alrededor de 60,000 ha infestadas con *E. crassipes* y 54,500 ha con *H. verticillata*, y para el control de estas dos especies que se encuentran en la Lista Federal de Malas Hierbas Nocivas se han invertido 20

millones de dólares/año.

En 2007 Trebitz y Taylor, evaluaron las especies acuáticas invasoras de los cinco Grandes Lagos ubicados entre la frontera de Canadá y Estados Unidos (Superior, Michigan, Huron, Erie y Ontario), cuyos resultados obtenidos demostraron que *Myriophyllum spicatum* y *Typha* sp. fueron los taxones dominantes y extendidos, sin embargo, no se asociaron con una riqueza vegetal alterada. En la actualidad, para esta región, Davidson *et al.* (2021) reportaron un listado de plantas acuáticas invasoras con el objetivo de conocer los impactos que provocan y su regulación. Los resultados muestran que especies como *Salvinia molesta*, *E. crassipes*, *Pistia stratiotes*, *H. verticillata*, *Egeria densa*, *Typha domingensis* y *Myriophyllum aquaticum* son las malezas acuáticas que frecuentemente se asocian con diversos impactos negativos.

1.3.2 MÉXICO

En 1984, Niño-Sulkowska y Lot desarrollaron un estudio para evaluar la dinámica de crecimiento de *E. crassipes* en la presa Requena en Hidalgo y en la Laguna de Alvarado, Veracruz. Los resultados demostraron un alto potencial de crecimiento de esta maleza sobre todo en el sitio más eutrofizado, en este caso la presa Requena, donde la infestación de *E. crassipes* ya comenzaba a ser evidente. Para el año 1993, la información disponible indicaba que aproximadamente 114 presas y lagunas (62,000 ha de cuerpos de agua, el equivalente al 24% de la superficie total) en el país estaban infestadas por *E. crassipes* seguida de *H. verticillata*, *Potamogeton* sp., *Typha* spp., *Pistia stratiotes* y *Lemna* spp (Gutiérrez *et al.*, 1994). Otros sitios en los cuales se reportó a *E. crassipes* como maleza fueron el lago Cajititlán en 1958, las presas Tacotán, Trigomil y Miraplanes durante 1996 en Jalisco; la presa Cruz Pintada, Morelos en 1994; la presa Guadalupe, Ciudad de México en 1993; de 1998 al 2000 en la ciénega de Chapala y en Zamora Michoacán en las presas Laripo y Urepetiro, así como en el lago de Pátzcuaro; en 2003 la zona Culiacán-Humaya-San Lorenzo y Nacorito en Sinaloa (Martínez- Jiménez *et al.*, 2003; Gutiérrez *et al.*, 1996; Lugo *et al.*, 1998; Camarena-Medrano *et al.*, 2005; Huerto- Delgadillo, 2014; Aguilar *et al.*, 2003).

Villamagna (2009), reportó que la presencia de *E. crassipes* en el lago Chapala, Jalisco se remontaba a 100 años y en su estudio refirió que en el otoño de 2006 y 2007 la cobertura de jacinto de agua fue de moderada a alta. El promedio estacional del sitio fue de 14.7% de jacinto de agua durante el otoño de 2006 y de 10.4% en el otoño de 2007. También menciona que algunas especies pueden haber sido desplazadas de sitios donde el jacinto de agua cubría ciertas zonas.

En el año 2009, el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) estimó que la cobertura de malezas acuáticas principalmente *E. crassipes* en el Lago Pátzcuaro era de 1,700 ha aproximadamente, entre vegetación sumergida, enraizada emergente y flotante (Huerto-Delgadillo, 2014).

Por otro lado, Vera-Vargas *et al.* (2021) describen el monitoreo que realizaron por un periodo de 10 años en la presa de Cointzio en Michoacán. Los resultados indicaron que en junio de 2018 hubo una cobertura de *E. crassipes* de hasta 56.19% en la presa, es decir 280 ha de un área total de 500 ha. Los autores de este estudio sugieren que se requieren medidas inmediatas para abordar el problema desde una perspectiva integral, implementando estrategias de contención basadas en interacciones biofísicas en conjunto con interacciones sociales, políticas, económicas y de gobernanza, considerando actores locales, internos y externos a la cuenca.

Para otras malezas, en 2008 se informó por primera vez en el estado de Tamaulipas la presencia de *Hygrophila polysperma* (Mora-Olivo *et al.*, 2008). Y para el 2012, la CONABIO registró diversas especies acuáticas invasoras en México tales como la ya mencionada *E. crassipes*, *Typha latifolia*, *H. verticillata*, *Eichhornia azurea* y *Typha angustifolia* (Mendoza y Koleff, 2014). Adicionalmente, Mora- Olivo y Yatskievych (2014) reportan la presencia de *S. molesta* en diversos estados de México, en algunos sitios asociada a otras malezas como *Myriophyllum* sp. y *Potamogeton* sp.

1.3.3 PUERTO RICO

En el año 2000, fue reportada por primera vez la presencia de *S. molesta* en San Juan, Puerto Rico (Thayer *et al.*, 2018). Wahl *et al.* (2020) informan la presencia de *S. molesta* en el lago Las Curias, Puerto Rico, en el estudio también mencionan

que otras especies que se encuentran asociadas en el mismo cuerpo de agua son *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *Oxycaryum cubense*, *Typha* sp. y *Cyperus esculentus*.

1.3.4 COSTA RICA

En Costa Rica las plantas acuáticas están presentes en diferentes cuerpos de agua tanto de flujo lento como rápido. Como malezas, se les suele encontrar en los cursos de agua eutrofizados. En 1995 se reportó a *H. verticillata*, como una de las principales especies sumergidas en los canales de riego en la Finca El Cerrito-Liberia (Guanacaste). Y en 1984 se refiere que *E. crassipes* y *Typha* spp. fueron las especies más dominantes en los diferentes reservorios de agua del país (Acosta y Agüero, 2006).

1.3.5 COLOMBIA Y VENEZUELA

Las especies invasoras comenzaron a desarrollar ciertos problemas desde 1997 en Colombia, actualmente el país cuenta con un documento denominado “Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia”, desarrollado por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, en el cual se especifican el nivel de riesgo y la importancia de cada especie considerada invasora en dicho país y a nivel mundial. La especie que encabeza dicho listado es *E. crassipes* (Bernal y Gutiérrez, 2019).

Un ensayo publicado por Rial (2013), describe que *E. crassipes* se distribuye en la porción noroccidental de Sudamérica que incluye amplias zonas de los territorios de Colombia y Venezuela, así como áreas aledañas al Amazonas desde donde se ha podido dispersar naturalmente debido a las interconexiones fluviales, y como se ha mencionado anteriormente, a las ventajas que le otorgan la forma libre flotante y a sus mecanismos de reproducción. También menciona que, en los países latinoamericanos, el objetivo de conocer la distribución, aspectos ecológicos y botánicos de las malezas acuáticas está lejos de ser cumplido. Por ejemplo, en Venezuela tan solo cinco especies de plantas acuáticas exóticas se han reconocido oficialmente como malezas: *Cyperus articulatus*, *Elodea canadensis*, *Ludwigia perennis*, *Sphenoclea zeylanica* y *Typha latifolia*.

Por otra parte, en el humedal Gualí ubicado al occidente de Bogotá se presentan condiciones de eutrofización, consecuentemente se reporta la presencia de *E. crassipes* causando problemas económicos y ambientales (Jiménez y Moscoso, 2018).

Bernal y Gutiérrez (2019) reportaron la presencia de *E. crassipes* en la laguna Guarinocito-La Dorada de Caldas, Colombia y, además, formularon un plan de manejo integrado para control y minimización de esta especie en ese cuerpo de agua.

Rodríguez *et al.* (2011) realizaron un estudio en la Laguna Castillero en una extensión de 47 ha., en el tramo del río Orinoco en Venezuela durante 2006-2007, reportaron que la vegetación acuática está representada por *P. stratiotes*, *Salvinia molesta*, *S. sprucei*, *Ceratopteris pteridoides*, *Azolla* sp. *Limnobium laevigatum* y *E. crassipes*, siendo esta última la más abundante, con una estimación de biomasa de alrededor de 60 toneladas en este estudio.

1.3.6 BRASIL

S. molesta se registró por primera vez en América del Sur y su distribución se limitaba al sur de Brasil. En 1978 fue colectada en los estados de Sao Paulo, Paraná, Santa Catarina y Rio Grande do Sul y se concluyó en aquella época que la densidad y extensión de las infestaciones de *S. molesta* en Brasil era variable (Forno y Harley, 1979).

E. crassipes es endémica del Río Amazonas y en Brasil se ha convertido en una maleza acuática, por lo que en ese país se han desarrollado diversos estudios para conocer su capacidad fitorremediadora, así como los patógenos fúngicos para erradicarla en los sitios que infesta para así poder controlar de alguna forma su alta densidad y la problemática como se ha mencionado con anterioridad (Goncalves *et al.*, 2008; Junior *et al.*, 2009; Barreto y Evans, 1996).

Abdo y Da Silva (2002) mencionan que los humedales del Pantanal, ubicados en la llanura aluvial de la cuenca alta del río Paraguay en Brasil, se caracterizaron por alternar estaciones lluviosas y secas, en este sitio se reportó la presencia de *E.*

crassipes con una cobertura de 789.60 m² y *P. stratiotes* de 3,338.08 m², durante la temporada de secas.

1.3.7 PARAGUAY

Mereles *et al.* (2015) reportaron un listado en el que registraron la amplia distribución en distintas partes de Paraguay de plantas acuáticas consideradas como malezas, entre las que destacan *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. molesta*, *E. azurea*, *Lemna sp.* y *A. filiculoides*. También se mencionan otras malezas de menor frecuencia, tales como *Pontederia cordata*, *Typha sp.*, *M. aquaticum* y *A. philoxeroides*.

1.3.8 URUGUAY

En Uruguay se reportaron poblaciones de *E. crassipes* en solo dos sitios, en Montevideo y el lago Sauce (Forno y Harley, 1979). Otra especie reportada en este país fue *Salvinia auriculata* (Forno, 1983).

1.3.9 ARGENTINA

Lallana (1981), evaluó la cobertura de *E. crassipes* desde junio de 1977 hasta julio de 1978 en una laguna ubicada en la isla El Vado, Provincia de Santa Fe, Los resultados indicaron un crecimiento de tipo exponencial, ya que el porcentaje de cobertura de la laguna fue en constante aumento partiendo de un 5% hasta alcanzar un 34%.

Otro reporte realizado por Fitzsimons y Vallejos (1986) indica la presencia de *E. crassipes* en la parte media del Río Paraná en Argentina, los resultados mostraron la capacidad de esta maleza de aumentar su biomasa y provocar problemas para su control, pues en el estudio se menciona que en esa época el control mecánico apenas estaba siendo considerado para erradicarla.

1.3.10 CHILE

Los registros de plantas acuáticas invasoras en Chile indicaron que las más abundantes son *M. aquaticum*, *E. crassipes* y *Egeria densa*. *Limnobium laevigatum*

y *Utricularia gibba* se presentaron en menores cantidades. La especie con el mayor potencial invasor fue *M. aquaticum* (Urrutia et al., 2017).

1.4 CONTROL DE MALEZAS ACUÁTICAS EN AMÉRICA

A principios de la década de 1970 fueron introducidos a los Estados Unidos, especies de gorgojos *Neochetina eichhorniae* y *N. bruchi*, y desde entonces se han utilizado en distintas partes del mundo como biocontrol de *E. crassipes* (Center, 1972).

Center et al. (1999) evaluaron la eficacia del control biológico con *N. eichhorniae* y *N. bruchi* aplicado en el norte (Río St. Marks) y sur de Florida (M-canal en el condado de Palm Beach), los resultados indicaron que la presencia de estos gorgojos limitó el crecimiento y expansión de las esteras de *E. crassipes*.

El caso de *H. verticillata* en los Estados Unidos es algo complejo, pues su control típicamente se lleva a cabo mediante el uso de herbicidas químicos, y en menor medida los controles mecánicos y biológicos, empero, el uso frecuente de herbicidas ha ocasionado cierta resistencia desarrollada por la maleza en algunos lagos de Florida. Uno de los esfuerzos para controlarla, fue la liberación de dos insectos encontrados en Australia: la mosca *Hydrellia balciunasi* en 1989 y un gorgojo barrenador del tallo *Bagous hydrillae* en 1991, los resultados no fueron exitosos, pues no se logró el control. En el 2000 la introducción del pez herbívoro, *Ctenopharyngodon idella* (Cypriniformes: Cyprinidae) (carpa herbívora), que puede eliminar *H. verticillata* de manera eficaz fue descartado porque infortunadamente también se alimenta de una amplia variedad de especies de plantas. En 1992, se descubrió en Florida un mosquito nativo, *Cricotopus lebetis* (Diptera: Chironomidae), que ataca a *H. verticillata* por lo que en 2016 se crió y liberó en masa como parte de un enfoque integrado para el control de la maleza, sin embargo, no se registraron impactos generalizados debido a que se requiere una investigación especializada al momento de aplicar cualquier especie para control (Purcellet al., 2019).

El control biológico para *E. crassipes*, fue considerado desde 1974 en el embalse de Los Sauces provincia de La Rioja, Argentina con el uso de *N. bruchi* nativa del Paraná-Paraguay, según los estudios la maleza se erradicó en 150 hectáreas

(Greco *et al.*, 2019).

En un estudio realizado por Gutiérrez *et al.* (1994) refieren en México, el uso de controles químicos a partir de 1958, cuando se utilizó 2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético) para combatir a *E. crassipes* en el lago Cajititlán, Jalisco. Durante esa época la aplicación de esos herbicidas mantuvo al lago libre de maleza por siete años, pero debido a las afectaciones a la salud y al ecosistema el control se limitó a ser únicamente mecánico y manual, lo que resultó ineficiente pues la cobertura de *E. crassipes* volvió a infestar el cuerpo de agua y convertirse en un serio problema.

Continuando con el caso de México, para el año de 1993, se llevaron a cabo esfuerzos para erradicar las malezas de los cuerpos de agua, la mayoría aplicando un control mecánico sin obtener resultados óptimos. En 1985 se prohibió el vertido de aguas residuales en la presa Requena, Hidalgo y se aplicó un control mecánico que dio como resultado la erradicación de malezas (*E. crassipes*) en el cuerpo de agua (Gutiérrez *et al.*, 1994).

En 1994, por decreto presidencial se inició en México el Programa de Control de Malezas Acuáticas en respuesta a la importante necesidad de combatir la presencia de estas plantas en los cuerpos de agua del país. Para esto se llevó a cabo un estudio con el objetivo de conocer las potenciales especies con las que se podría aplicar un control biológico, este se enfocó en la evaluación de la actividad de artrópodos donados por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, y de fitopatógenos seleccionados y previamente introducidos, para erradicar a *E. crassipes* (Gutiérrez *et al.*, 1994). De acuerdo con Gutiérrez *et al.* (1996), en México ha sido encontrada en altitudes que van desde los 0 a los 2600 metros sobre el nivel del mar. Así pues, los gorgojos seleccionados fueron *N. eichhorniae* y *N. bruchi* y los hongos *Cercospora piaropi* y *Acremonium zonatum*. Los resultados indicaron que después de tres meses la presa Cruz Pintada, en Morelos, estaba completamente libre de maleza (Martínez-Jiménez *et al.*, 2003).

El programa también consistió en la aplicación de un control químico, combinado con un control mecánico para un posterior manejo con control biológico. En relación a este programa, Gutiérrez *et al.* (1996) describen que en las presas Tacotán,

Trigomil y Miraplanes en Jalisco cuyas condiciones y características eran diferentes, pero todas infestadas de *E. crassipes* se les aplicó Diquat, 2,4-D y Glifosato en distintas dosis durante algunos periodos con la finalidad de conocer la disminución de la maleza, evaluar los costos y los posibles efectos. En este estudio se obtuvo que la aplicación de los químicos disminuyó la biomasa de *E. crassipes* en los diferentes cuerpos de agua, también se mencionó que los químicos no afectaron la supervivencia de los peces. Los autores del estudio sugieren que posterior al control mecánico, el control biológico con *N. bruchi* puede ser un importante auxiliar para la erradicación de las malezas.

En contraste con lo anterior, Lugo *et al.* (1998) publicaron un estudio en el que realizaron un monitoreo en la presa Guadalupe, un embalse ubicado en el área metropolitana de la Ciudad de México, que durante más de 12 años estuvo infestado de *E. crassipes*. Allí se llevó a cabo en 1993 un programa de aplicación de control químico a base de herbicidas (Diquat y 2,4-D amina) y posteriormente un control mecánico. El objetivo de este estudio fue monitorear la composición y fluctuación de la comunidad planctónica, los resultados demostraron que los herbicidas causaban un efecto tóxico directo en el crecimiento y densidad del fitoplancton, así como una disminución del zooplancton. La descomposición de *E. crassipes* ocasionó una disminución en la concentración de oxígeno que afectó a la comunidad biológica y aunque esta maleza se eliminó, la eutrofización del agua provocó florecimientos algales.

Otros resultados del Programa de Control de Malezas Acuáticas, de los años 1998 al 2000, se implementaron medidas en la Ciénega de Chapala y en Zamora, Michoacán. Se aplicó un control biológico con los gorgojos ya mencionados para *E. crassipes*, *N. bruchi* y *N. eichhorniae*, los que fueron liberados sin restricciones en sitios estratégicos en presas, canales, desagües y en el río Duero. Para el año 2000, las represas estaban prácticamente libres de esta planta y *N. bruchi* se había extendido por toda la red de riego. Debido al financiamiento limitado no se pudo continuar con el programa, lo que ocasionó que en la presa Laripo (128 ha) y en la presa Urepetiro (240 ha), *E. crassipes* resurgiera y en 2005 cubría más del 40% y 90% respectivamente de la superficie de las presas (Camarena-Medrano *et al.*, 2005).

Otro de los sitios en los que se desarrolló el Programa de Control de Malezas Acuáticas fue en Culiacán-Humaya-San Lorenzo y Mocerito, en esta zona, Aguilar *et al.* (2003) describieron que la liberación de *N. eichhorniae* y *N. bruchi* redujo sustancialmente las infestaciones de los cuerpos de agua por *E. crassipes*. Los investigadores concluyen que estas experiencias demuestran la eficacia de esta alternativa de control cuando es aplicada oportunamente (Martínez-Jiménez *et al.*, 2003).

Después del reporte en 2009 por parte del IMTA acerca de la presencia de *E. crassipes* en el Lago Pátzcuaro, durante 2014 se desarrolló un programa de control mecánico y manual cuyos resultados muestran que se alcanzaron 31.8 ha libres de esta maleza (Huerto-Delgadillo, 2014).

Empresas Públicas de Medellín (EPM) durante 2011, en Colombia, reportaron que la combinación de métodos mecánicos y manuales permitieron controlar la proliferación de *E. crassipes* en sus embalses de generación de energía, pues su propagación afectaba el funcionamiento de la maquinaria. Con base en estos procedimientos, EPM logró erradicar más del 99% de esta maleza en el embalse de Porce II, y en el embalse Peñol Guatapé redujo las 48.8 ha invadidas (1% del espejo de agua del embalse) a 4.5 ha equivalentes al 0.07% del total de la superficie.

Tabla 2. Reportes de malezas acuáticas y controles aplicados en América.

País	Año	Especie	Control
	1950	<i>Hydrilla verticillata</i>	No reportado ³²
	1989	<i>Hydrilla verticillata</i>	
	1991	<i>Hydrilla verticillata</i>	
	2000	<i>Hydrilla verticillata</i>	
Estados Unidos	2016	<i>Hydrilla verticillata</i>	Control biológico ³²
		<i>Alternanthera philoxeroides</i>	
		<i>Eichhornia crassipes</i>	
Estados Unidos (Florida)	1984	<i>Hydrilla verticillata</i>	No reportado ¹

continuación

País	Año	Especie	Control
Estados Unidos y Canadá (Grandes Lagos)	2007	<i>Myriophyllum spicatum</i>	No reportado ²
		<i>Typha</i> sp.	
	2021	<i>Eichhornia crassipes</i> <i>Hydrilla verticillata</i> <i>Egeria densa</i> <i>Typha domingensis</i> <i>Myriophyllum aquaticum</i>	No reportado ³⁰
México (Cajititlán, Jalisco)	1958	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control químico ⁹
México (Presa Requena, Hidalgo)	1984	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ³
México	1993	<i>Eichhornia crassipes</i> <i>Hydrilla verticillata</i> <i>Potamogeton</i> sp. <i>Typha</i> spp. <i>Pistia stratiotes</i> <i>Lemna</i> spp.	No reportado ⁹
México (Presa Cruz Pintada, Morelos)	1994	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ¹⁰
México (Presas Tacotán, Trigomil y Miraplanes, Jalisco)	1996	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control químico ¹¹
México (Presa Guadalupe, Ciudad de México)	1993	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control químico ¹²
México (Jalisco y Michoacán)	1998-2000	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ¹³
México (Sinaloa)	2003	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ¹⁴
México (Lago Chapala, Jalisco)	2006	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁷

continuación

País	Año	Especie	Control
México (Tamaulipas)	2008	<i>Hygrophila polysperma</i>	No reportado ⁴
México (Pátzcuaro, Michoacán)	2009	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control mecánico ¹⁵
	2014	<i>Eichhornia crassipes</i>	
	2014	<i>Eichhornia azurea</i>	No reportado [~]
México	2014	<i>Typha latifolia</i>	
	2014	<i>Typha angustifolia</i>	
	2014	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ⁶
	2014	<i>Myriophyllum</i> sp..	
	2014	<i>Potamogeton</i> sp.	
México (Presa Cointzio, Michoacán)	2017	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁸
	1984	<i>Eichhornia crassipes</i>	
Costa Rica	1984	<i>Typha</i> spp.	No reportado ¹⁶
	1995	<i>Hydrilla verticillata</i>	
	2020	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁷
Colombia (Porcell y Peñol Guatapé)	2011	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ²¹
Colombia	Nativa (2013)	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹⁸
Colombia (Humedal Gualí)	2018	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ²²
Colombia (laguna de Guarinocito en La Dorada)	2019	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ²³
Venezuela (Laguna Castillero)	2006-2007	<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ³¹
		<i>Salvinia molesta</i>	
		<i>Salvinia sprucei</i>	
		<i>Ceratopteris pteridoides</i>	

Continuación

País	Año	Especie	Control
Venezuela (Laguna Castillero)	2006-2007	<i>Azolla</i> sp.	No reportado ³¹
		<i>Limnobium laevigatum</i>	
		<i>Eichhornia crassipes</i>	
		<i>Cyperus articulatus</i>	
Venezuela	2013	<i>Elodea canadensis</i>	No reportado ¹⁸
		<i>Ludwigia perennis</i>	
		<i>Sphenoclea zeylanica</i>	
		<i>Typha latifolia</i>	
Brasil	Nativa (2013)	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁹
	2002	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ²⁵
Argentina	1974	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ²⁴
Argentina (Santa Fe)	1977	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ²⁶
Argentina (Río Paraná)	1986	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ²⁷
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	
Chile	2017	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ³³
		<i>Egeria densa</i>	
		<i>Limnobium laevigatum</i>	
		<i>Utricularia gibba</i>	
Uruguay	1979	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ²⁰
	1983	<i>Salvinia auriculata</i>	No reportado ²⁸
	2015	<i>Eichhornia crassipes</i>	
		<i>Pistia stratiotes</i>	
		<i>Salvinia molesta</i>	
Paraguay	2000	<i>Azolla filiculoides</i>	No reportado ²
		<i>Eichhornia azurea</i>	
		<i>Lemna</i> sp.	

continuación

País	Año	Especie	Control
		<i>Typha</i> sp	
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	
Paraguay	2000	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	No reportado
		<i>Salvinia molesta</i>	
Puerto Rico (San Juan)	2016	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ³
Puerto Rico (Lago Las Curias)	2010	<i>Pistia stratiotes</i>	Control mecánico, químico y biológico ¹⁷
		<i>Eichhornia crassipes</i>	
Puerto Rico	2010	<i>Typha</i> sp	No reportado ¹⁷

1 Lieurance *et al.* (2020). 2 Trebitz y Taylor (2007). 3 Niño-Sulkowska y Lot (1984). 4 Mora-Olivo *et al.* (2008). 5 Mendoza y Koleff (2014). 6 Mora-Olivo y Yatskievych (2014). 7 Villamagna (2009). 8 Vera-Vargas (2021). 9 Gutiérrez *et al.* (1994) 10 Martínez-Jiménez *et al.* (2003). 11 Gutiérrez *et al.* (1996). 12 Lugo *et al.* (1998) 13 Camarena-Medrano *et al.* (2005). 14 Aguilar *et al.* (2003) 15 Huerto- Delgadillo (2014). 16 Acosta y Agüero (2006) 17 Wahl (2020). 18 (Rial 2013). 19 Barreto y Evans (1996). 20 Forno y Harley (1979). EPM (2011). 22 Jiménez y Moscoso (2018). 23 Bernal y Gutiérrez (2019) 24 Greco *et al.* (2019) 25 Abdo y Da Silva (2002). 26 Lallana (1981). 27 Fitzsimons y Vallejos (1986). 28 Forno (1983). 29 Mereles *et al.* (2015) 30 Davidson *et al.* (2021) 31 Rodríguez *et al.* (2011). 32 Purcell *et al.* (2019). 33 Urrutia *et al.* (2017).

1.5 REPORTE DE INVASIÓN DE MALEZAS ACUÁTICAS EN ASIA

1.5.1 CHINA, COREA Y TAIWÁN

Eichhornia crassipes se introdujo por primera vez en China en 1900, pero el primer registro científico fue en 1954, en los años subsecuentes se distribuyó por toda la nación y en la década de 1980 se reportaron los primeros daños provocados por infestaciones (Jianqing *et al.*, 2000).

Wang *et al.* (2016) registraron un total de 152 plantas acuáticas invasoras cuyas especies pertenecen a 39 familias y 84 géneros, en el que el 25.6% fueron introducidas desde Sudamérica, seguidas de Norte América, Asia, África y Oceanía. En este estudio se menciona que especies como *Cabomba caroliniana*, *Elodea nuttallii*, *Egeria densa* y *Myriophyllum aquaticum*, fueron introducidos a humedales ubicados en parques urbanos en China. En el caso de la presa Tres Gargantas en el río Yangtsé se reporta a *E. crassipes* y *Azolla filiculoides*, formando densas esterases en la superficie del agua causando un deterioro significativo. Otras especies que causan severos problemas en este país son *Pistia stratiotes*, *Alternanthera philoxeroides* e *Hydrilla verticillata*.

Zhu *et al.* (2018) reportaron un listado de las 50 plantas más invasivas en China, las tres especies acuáticas que destacan son *P. stratiotes*, *C. caroliniana* y *E. crassipes* reportadas en 2011, 2003 y 2004 respectivamente.

Wu y Ding (2019), reportaron que 55 especies de plantas acuáticas invasoras fueron encontradas en diversos cuerpos de agua, siendo *C. caroliniana*, *Spartina alterniflora*, *Hydrocotyle vulgaris*, *A. filiculoides*, *A. philoxeroides*, *M. aquaticum*, *E. crassipes* y *P. stratiotes* las ocho malezas más frecuentes.

H. verticillata y *Myriophyllum spicatum* se encontraron en diversos sitios evaluados en Corea y China, en menor abundancia fueron *Ceratophyllum* sp., *Lemna* sp., *Trapa* sp. y *Potamogeton* sp., así como *N. minor*, *Nymphoides* sp. y *Nymphaea* sp. (Buckingham, 1989). En Taiwán Jianqing *et al.* (2000), reportaron que *E. crassipes* fue introducida por primera vez en 1903 proveniente del Sureste de Asia.

1.5.2 INDIA

De acuerdo con Varshney y Rzóska (1976) en la India, las malezas acuáticas más abundantes y ampliamente distribuidas fueron *E. crassipes*, *Nymphaea stellata*, *Nelumbo nucifera*, *H. verticillata*, *Typha* sp., *Vallisneria* sp., *Potamogeton* sp., *P. stratiotes* y *Salvinia* sp. Siendo *E. crassipes* la maleza acuática dominante, pues de acuerdo con Jayanth (1988), alcanzó una cobertura de 200 000 ha en este país.

En el estado de Kerala, durante la década de 1960, *S. molesta* comenzó a invadir los cuerpos de agua y en 1978 ya había cubierto el 20% del área total de agua dulce en el estado (Abbasi y Nipaney, 1986). Su presencia también se reportó en la región de Cachemira, en los estados de Orissa, Andhra Pradesh y Tamil Nadu (Varshney y Rzoska, 1976; Abbasi y Nipaney, 1986).

Chabukdhara y Nema (2012) reportaron que la presencia de *E. crassipes* y *N. nucifera* se asoció al grado de contaminación del río Hindon, pues debido a las descargas industriales y urbanas las condiciones resultan favorables para la proliferación de estas especies. Keller *et al.* (2018) describen que la invasión por *Azolla cristata* y *A. philoxeroides* es reciente en el lago Wular, ubicado en el Distrito indio de Jammu y Cachemira.

A. philoxeroides fue introducida a la India en la década de 1940 y en el 2011 se reportó una cobertura de 831 m² en el lago (cuya área total es de 86.71 km²). Se estima que, sin un control adecuado, la cobertura de estas malezas podría abarcar hasta el 90% del cuerpo de agua para el 2027.

1.5.3 CAMBOYA

En 2003 fue registrada la presencia de *E. crassipes*, *H. verticillata*, *Utricularia aurea* y *Salvinia cucullata* en el lago Tonlé Sap. *Eichhornia crassipes* fue la especie más común distribuyéndose no solo en la zona litoral sino también mar adentro con individuos a la deriva (Ohtaka *et al.*, 2011).

1.5.4 INDONESIA

Algunas de las malezas acuáticas más importantes de Indonesia son *E. crassipes*, *S. molesta*, *H. verticillata*, *Najas indica*, *Ceratophyllum demersum*, *N. nucifera* y *Potamogeton malainus* (Kurniawan y Paramita, 2020).

Además, en este país, el cultivo de arroz es una de las principales actividades económicas, en 1985 se registraron las malezas acuáticas que infestaron los cuerpos de agua en donde se cultiva este cereal. Algunas especies fueron *Phragmites karka*, *Polygonum barbatum*, *Hanguana malayana*, *Ipomoea aquatica* siendo *E. crassipes* la que se reporta como la más invasiva (Tjitrosemito, 1994).

Ismail *et al.* (2019) refieren que en el 2018 en la presa Jatiluhur (Indonesia), las especies más dominantes fueron *E. crassipes* y *S. molesta*, otras moderadamente presentes fueron *Azolla pinnata*, *Spirodela polyrrhiza*, *Lemna minor* y *P. stratiotes*.

Recientemente, Kurniawan y Paramita (2020) describieron un listado de plantas acuáticas en cinco lagos de Indonesia, las especies más frecuentes fueron *E. crassipes* encontrada en todos los lagos, *I. aquatica*, *Ludwigia adscendens* y *P. stratiotes* en cuatro de estos y *P. barbatum* en tres.

1.5.5 MALASIA

Ismail *et al.* (2019) reportaron que en la presa Chenderoh, las especies más documentadas durante 2017 fueron *A. philoxeroides*, *Ceratophyllum demersum*, *I. aquatica*, *H. verticillata*, *Neptunia oleracea*, *N. nucifera* y con menor frecuencia *E. crassipes* y *S. molesta*.

1.5.6 SRI LANKA

E. crassipes se introdujo en Sri Lanka en 1905 con fines ornamentales, mientras que *S. molesta* se importó más tarde en 1939 con fines científicos (Kariyawasam *et al.*, 2021).

Las principales malezas acuáticas registradas en el Distrito de Polonnaruwa fueron *S. molesta*, *H. verticillata* y *E. crassipes* siendo esta última la más abundante, otras especies encontradas fueron *Najas minor*, *Typha* sp. y *Ceratophyllum demersum*. En el distrito de Ampara las malezas observadas fueron *E. crassipes* encontrada en un 40% de los embalses, *H. verticillata* en un 22% y *S. molesta* se documentó en el 18% de los embalses, otras especies registradas fueron *N. nucifera*, *A. filliculoides*, *P. stratiotes*, *Najas minor* y *Potamogeton* sp. (Corea, 2007).

1.5.7 ISRAEL, OMÁN Y ARABIA SAUDITA

En estos países se reportaron especies como *Phragmites australis* y *Potamogeton* sp., como las malezas más dominantes en esta región (Varshney y Rzóska, 1976).

1.6 CONTROL DE MALEZAS ACUÁTICAS EN ASIA

Varshney y Rzóska (1976) evidenciaron en el sureste de Asia, los usos de insectos como controladores biológicos potenciales para erradicar las malezas. Las especies propuestas fueron *Neochetina eichhorniae* y *N. bruchii* para *E. crassipes*; *Nehydronomus purchellus* para *Pistia stratiotes*; *Litodactylus leucogaster* para *Myriophyllum spicatum*; *Cyrtobagous singularis* para *Salvinia auriculata*; *Vogtia malloi* para *A. philoxeroides* y *Nymphula* sp. para *H. verticillata*. En Bangalore, India, la aplicación de *N. eichhorniae* para el control de *E. crassipes* demostró ser exitoso, pues el 95% del lago Hebbal quedó libre de esta maleza (Jayanth, 1988).

En China se introdujo al escarabajo *Agasicles hygrophila* importado desde Florida EE. UU. en 1986 como posible agente de control biológico de *A. philoxeroides* y su aplicación logró el control de la maleza en las provincias de Chongqing, Changsha y partes de Guangxi y Fujian (Ma *et al.*, 2003).

En varias regiones de China, incluida Wenzhou en la provincia de Zhejiang se liberó *N. eichhorniae* que controló de manera efectiva a *E. crassipes*. (Zhu *et al.*, 2018).

Por otra parte, *S. molesta* se empleó como fuente de alimento en Sri Lanka para algunas especies de peces tales como *Oreochromis niloticus* (la Tilapia del Nilo) y *Osphronemus goramy* (el Gourami gigante), por lo que esta actividad contribuyó en el control biológico de la maleza (Dinalankara *et al.*, 2018).

También en la India, se llevaron a cabo diversos esfuerzos para controlar a *S. molesta*, tales como la introducción de caracol tropical *Pila globosa* en los arrozales. Sin embargo, no tuvo éxito pues su capacidad para alimentarse fue lenta en comparación con la tasa de crecimiento de la maleza (Thomas, 1975).

En el estado de Kerala en la India se llevó a cabo un control químico para *S. molesta* y se logró erradicar a la maleza a los cinco días de aplicación del herbicida Paraquat, como se ha mencionado, el control químico provoca diversas afectaciones en detrimento al ambiente en donde se aplica (Abbasi y Nipanay, 1986).

Tabla 3. Reportes de malezas acuáticas y controles aplicados en Asia.

País	Año	Especie	Control
	1900	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹
	1954	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹
	1986	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Control biológico ¹⁶
	2001	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ¹⁷
China	2003	<i>Cabomba caroliniana</i>	No reportado ³
	2004	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ³
	2011	<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ³
	2016	<i>Cambomba caroliniana</i>	No reportado ²
		<i>Elodea nuttalli</i>	No reportado ²
		<i>Egeria densa</i>	No reportado ²
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	No reportado ²
		<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ²

continuación

País	Año	Especie	Control
China	2016	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	No reportado ²
		<i>Hydrilla verticillata</i>	No reportado ²
China (Presa Tres Gargantas)	2016	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ²
		<i>Azolla filiculoides</i>	No reportado ²
		<i>Cambomba caroliniana</i>	No reportado ⁴
	2019	<i>Spartina alterniflora</i>	No reportado ⁴
		<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	No reportado ⁴
China		<i>Azolla filiculoides</i>	No reportado ⁴
		<i>Alternanthera philoxeroides</i>	No reportado ⁴
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	No reportado ⁴
		<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁴
		<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ⁴
	1989	<i>Hydrilla verticillata</i>	No reportado ⁵
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	No reportado ⁵
		<i>Ceratophyllum</i> sp.	No reportado ⁵
China y Corea		<i>Lemna</i> sp.	No reportado ⁵
		<i>Trapa</i> sp.	No reportado ⁵
		<i>Potamogeton</i> sp.	No reportado ⁵
		<i>Najas</i> sp.	No reportado ⁵
		<i>Nymphoides</i> sp.	No reportado ⁵
		<i>Nymphaea</i> sp.	No reportado ⁵
Taiwán	1903	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹
		<i>Alternanthera</i>	No reportado ¹⁰
India	1940	<i>philoxeroides</i>	
	1975	<i>Salvinia molesta</i>	Control biológico ¹⁹
India	1960	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ⁸
(Kerala)	1978	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ⁸
	1986	<i>Salvinia molesta</i>	Control químico ⁸

continuación

País	Año	Especie	Control
India	1976	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁶
		<i>Nymphaea stellata</i>	No reportado ⁶
		<i>Nelumbo nucifera</i>	No reportado ⁶
		<i>Hydrilla verticillata</i>	No reportado ⁶
		<i>Typha</i> sp.	No reportado ⁶
		<i>Vallisneria</i> sp.	No reportado ⁶
		<i>Potamogeton</i> sp.	No reportado ⁶
		<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ⁶
		<i>Salvinia</i> sp.	No reportado ⁶
India (lago Hebbal)	1988	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ⁷
India (región de Cachemira)	1986	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ⁸
India	2011	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	No reportado ¹⁰
India (río Hindon)	2012	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁹
	2012	<i>Nelumbo nucifera</i>	No reportado ⁹
	2018	<i>Azolla cristata</i>	No reportado ¹⁰
India (lago Wular)		<i>Alternanthera philoxeroides</i>	No reportado ¹⁰
	2003	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹¹
Camboyaa (Lago Tonlé Sap)		<i>Hydrilla verticillata</i>	No reportado ¹¹
		<i>Utricularia aurea</i>	No reportado ¹¹
		<i>Salvinia cucullata</i>	No reportado ¹¹
	1979	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹²
Indonesia		<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹²
		<i>Hydrilla verticillata</i>	No reportado ¹²
		<i>Najas indica</i>	No reportado ¹²
		<i>Ceratophyllum demersum</i>	No reportado ¹²

continuación

País	Año	Especie	Control
Indonesia (presa Jatiluhur)	1985	<i>Nelumbo nucifera</i>	No reportado ¹²
		<i>Potamogeton malainus</i>	No reportado ¹²
		<i>Phragmites karka</i>	No reportado ²⁰
		<i>Polygonum barbatum</i>	No reportado ²⁰
		<i>Hanguana malayana</i>	No reportado ²⁰
		<i>Ipomoea fistulosa</i>	No reportado ²⁰
		<i>Ipomoea aquatica</i>	No reportado ²⁰
	2018	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹³
		<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹³
		<i>Azolla pinnata</i>	No reportado ¹³
		<i>Spirodela polyrrhiza</i>	No reportado ¹³
		<i>Lemna minor</i>	No reportado ¹³
		<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ¹³
		<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹²
Indonesia	2020	<i>Ipomoea aquatica</i>	No reportado ¹²
		<i>Ludwigia adscendens</i>	No reportado ¹²
		<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ¹²
	2017	<i>Polygonum barbatum</i>	No reportado ¹²
		<i>Alternanthera philoxeroides</i>	No reportado ¹³
		<i>Ceratophyllum demersum</i>	No reportado ¹³
Malasia (presa Chenderoh)		<i>Ipomoea aquatica</i>	No reportado ¹³
		<i>Hydrilla verticillata</i>	No reportado ¹³
		<i>Neptunia oleracea</i>	No reportado ¹³
		<i>Nelumbo nucifera</i>	No reportado ¹³
		<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹³
		<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹³
Sri Lanka	1905	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹⁴

continuación

País	Año	Especie	Control
	1939	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁴
		<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁵
		<i>Hydrilla verticillata</i>	No reportado ¹⁵
Sri Lanka (Distrito de Polonnaruwa)	2007	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹⁵
		<i>Najas minor</i>	No reportado ¹⁵
		<i>Typha</i> sp.	No reportado ¹⁵
		<i>Ceratophyllum demersum</i>	No reportado ¹⁵
		<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹⁵
		<i>Hydrilla verticillata</i>	No reportado ¹⁵
Sri Lanka (Distrito de Ampara)	2007	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹⁵
		<i>Nelumbo nucifera</i>	No reportado ¹⁵
		<i>Azolla filiculoides</i>	No reportado ¹⁵
		<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ¹⁵
		<i>Najas minor</i>	No reportado ¹⁵
		<i>Potamogeton</i> sp.	No reportado ¹⁵
Sri Lanka	2018	<i>Salvinia molesta</i>	Control biológico ¹⁸
Israel, Omán y	1976	<i>Phragmites australis</i>	No reportado ⁶
Arabia Saudita	1976	<i>Potamogeton</i> sp.	No reportado ⁶

1 Jianqing *et al.* (2000). 2 Wang *et al.* (2016). 3 Zhu *et al.* (2018). 4 Wu y Ding (2019). 5 Buckingham (1989). 6 Varshney y Rzóska (1976). 7 Jayanth (1988) 8 Abbasi y Nipanay (1986). 9 Chabukdhara y Nema (2012). 10 Keller *et al.* (2018). 11 Ohtaka *et al.* (2011). 12 Kurniawan y Paramita (2020). 13 Ismail *et al.* (2019). 14 Kariyawasam *et al.* (2021). 15 Corea (2007). 16 Ma *et al.* (2013). 17 Zhu *et al.* (2018). 18 Dinalankara *et al.* (2018). 19 Thomas (1975). 20 Tjitrosemito (1994).

1.7 REPORTES DE INVASIÓN DE MALEZAS ACUÁTICAS EN EUROPA

El Listado de Alerta de Plagas de la Organización Europea y Mediterránea para la Protección Vegetal (EPPO por sus siglas en inglés) incluye a las malezas acuáticas presentes en el continente europeo tales como *Elodea nuttallii*, *Lagarosiphon major*, *Myriophyllum aquaticum* documentadas desde 2004, *Egeria densa* e *Hydrocotyle ranunculoides* en 2005, *Crassula helmsii* y *Cabomba caroliniana* desde 2006; *Eichhornia crassipes* en 2008; *Ludwigia grandiflora* y *L. peploides* desde 2011; *Alternanthera philoxeroides*, *Hydrilla verticillata*, *Hygrophila polysperma*, *Myriophyllum heterophyllum*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*, *Azolla filiculoides*, *Gymnocoronis spilanthoides* y *Limnophila sessiliflora* incluidas desde 2012 (Brundu, 2015; Hussner *et al.*, 2010).

De acuerdo con Hussner (2012) *Elodea canadensis* es la planta acuática exótica más ampliamente distribuida en Europa, pues estaba presente en 41 países europeos, aunque cabe mencionar que no hay registros que se haya encontrado en Chipre, Malta, Islandia, Grecia y Montenegro. *Azolla filiculoides* ocupa el segundo lugar al estar presente en 25 países, seguida de *Vallisneria spiralis* en 22 y *Elodea nuttallii* en 20.

1.6.1 SUIZA

De acuerdo con un estudio publicado por Brundu (2015), en Suiza hay cuatro malezas acuáticas *Crassula helmsii*, *H. ranunculoides*, *Ludwigia grandiflora* y *L. peploides*.

1.6.2 AUSTRIA, BÉLGICA, NORUEGA Y SUECIA

En Austria se reportó la presencia de la especie *E. nuttallii* como maleza acuática que también está documentada en Noruega, además de *P. stratiotes*. En Bélgica se encuentran *E. crassipes*, *H. ranunculoides*, *L. grandiflora*, *L. peploides*, *C. caroliniana*, *E. densa*, *E. nuttallii*, *L. major*, *M. aquaticum*, *M. heterophyllum* y *A. filiculoides*. Por otro lado, en Noruega, dos malezas acuáticas documentadas son *E. nuttallii* y *P. stratiotes* (Brundu, 2015).

Marbuah *et al.* (2019) indicaron que *E. canadensis* fue introducida por primera vez en 1871 en el Lago Mälaren, Suecia, desde ese entonces se ha establecido en el centro y sur de ese país. Además, los autores indican su presencia en el Lago Löt en la época de la publicación del estudio.

1.6.3 REINO UNIDO

1.6.3.1 INGLATERRA

En un estudio publicado por Willby (2007), menciona que la última generación de plantas acuáticas invasoras en el Reino Unido incluye a *Crassula helmsii*, *M. aquaticum* e *H. ranunculoides*, otra especie que ya había sido reportada pero que seguía presente fue *E. canadensis*.

Las malezas acuáticas en Inglaterra comprenden especies como *Crassula helmsii*, *E. crassipes* (introducida entre 1823 y 1825 desde Trinidad a Inglaterra), *H. ranunculoides*, *L. grandiflora*, *L. peploides*, *C. caroliniana*, *E. nuttallii*, *L. major*, *M. aquaticum*, *P. stratiotes*, *S. molesta* y *A. filiculoides* (Brundu 2015; Brundu *et al.*, 2013).

1.6.3.2 IRLANDA

Existe información que sugiere que el primer reporte en Europa de la especie nativa de Norte América *E. canadensis* fue en 1836 en un cuerpo de agua irlandés (Simpson, 1984).

1.6.4 ESPAÑA

En España se reportó a *E. crassipes* por primera vez poco antes de 1976 (Aguiar y Ferreira, 2013). Después en 1988 en un riachuelo próximo a la localidad Alicantina de Bolulla, para 1997 en la provincia de Cáceres y en 1992 en Castellón; fue hasta 2001 en que se refiere la primera invasión en unas lagunas de agua dulce situadas dentro del Parque Natural del Delta del Ebro y desde 2004 en la cuenca del río Guadiana (Arroyo, 2012).

Según Aguilar y Ferreira (2013), el primer indicio de *A. filiculoides* en España fue en 1955. Años después en 1993 estaba presente en el río Guadiana, en 2001 en el

Parque Nacional Doñana y en 2009 en el Parque Natural del Tajo Internacional, en 2012 la maleza aún infestaba una gran cantidad de ríos de la Península Ibérica (Teixeira, 2012).

Otra especie que está presente en el oeste de la península Ibérica en Pontevedra España es *M. aquaticum*, cuya primera aparición se remonta a 1971 (Monteiro, 2012; Aguiar y Ferreira, 2013).

Otras malezas acuáticas son *E. densa*, registrada por primera vez en 1995, *E. canadensis* desde el 2000 y *P. stratiotes* en 2004 (Aguiar y Ferreira, 2013).

1.6.5 PORTUGAL

En Portugal, *E. crassipes* se identificó por primera vez en 1939 en la cuenca del río Sado, actualmente la permanencia de la maleza causa problemas en esa cuenca y en la del Tajo. También se ha detectado en los ríos Zézere, Sorraia, Xarrama y Estacao Ribeira y en 2006 invadió Pateira de Fermentelos (Arroyo, 2012).

M. aquaticum es una maleza no nativa que fue introducida en 1936, se halló en las cuencas de los ríos Vouga y Mondego (Aguiar y Ferreira, 2013). Actualmente está en Portugal en las provincias de Alto Alentejo, Beira Litoral, Douro Litoral, Extremadura, Miño y Ribatejo (Monteiro, 2012).

Según mencionan Aguiar y Ferreira (2013), en este país, siete de 14 cuerpos de agua están invadidos por malezas acuáticas. Además, mencionan que el primer reporte de *E. canadensis* fue en 1910, el de *P. stratiotes* en 1990, *E. densa* en 2004 y *S. molesta* en 2008.

1.6.6 FRANCIA

M. aquaticum fue introducida en Francia en 1880 (Monteiro, 2012). Thiébaud (2007) describió un listado con las plantas acuáticas no nativas de Francia en el que destacan especies como, *E. densa*, *E. canadensis*, *E. nuttallii*, *Lemna minuta*, *M. aquaticum*, *M. heterophyllum*, también menciona que las especies *E. crassipes* y *A. philoxeroides* no son tan comunes en el suroeste de Francia; señala que *P.*

stratiotes, *Pontederia cordata* e *H. verticillata* fueron observadas solo una vez en ambientes acuáticos. Por el contrario, *Spartina townsendii* que se observó por primera vez en aquel país en 1906 a lo largo de la Costa Atlántica y después en 1985 en el suroeste, se extendió rápidamente a través de marismas, lo que resultó en cientos de hectáreas cubiertas por esta planta.

Otra especie importante es *L. grandiflora*, cuya primera introducción fue en el suroeste de Francia en la década de 1820. Es una especie altamente invasiva y ha tenido graves impactos en la vegetación nativa de Lagos, como por ejemplo los Pirineos Atlánticos (Willby, 2007).

1.6.7 ITALIA

Algunas malezas reportadas en Italia son *A. philoxeroides*, *A. filiculoides*, *E. densa*, *E. canadensis*, *E. nuttallii*, *Lemna aequinoctialis*, *L. minuta*, *L. grandiflora*, *M. aquaticum* y *N. nucifera* (Brundu *et al.*, 2012).

La primera invasión de *P. stratiotes* fue documentada en 1998, un segundo reporte en 2007 indicó que se localizó al norte del país, y el primer reporte en la región de Campania fue en 2008. Por otro lado, *E. crassipes* comenzó a reportarse en este país a partir de 1982 en la isla de Sicilia, desde 1986 en la región de Latium y para el año 2012 se documentó su presencia en Campania (Brundu *et al.*, 2012).

1.6.8 ALEMANIA

Hussner *et al.* (2008) documentan que *E. nuttallii* es una especie abundante en Alemania, otras especies comunes que están presentes son *A. filiculoides*, *C. helmsii*, *E. canadensis*, *L. minuta* y *M. heterophyllum*. También expone que las especies que se han reportado efímeramente son *Shinnersia rivularis*, *L. aequinoctialis*, *Hygrophila polysperma*, *E. crassipes*, *C. caroliniana*, *H. verticillata*, *Sagittaria subulata* y *Salvinia auriculata*. En 2014 otras especies además de las ya descritas fueron *P. stratiotes*, *Vallisneria spiralis* y *E. densa* (Hussner *et al.*, 2014).

L. grandiflora se reportó por primera vez en el 2004 en un lago en forma de meandro del río Leda en Baja Sajonia, al noroeste de Alemania (Hussner *et al.*, 2016). En ese

mismo sitio, durante 2009 se confirmó un denso crecimiento de la especie, con una cobertura de 510 m de largo y en promedio 30 m de ancho con una profundidad máxima de 1 m (Dutartre *et al.*, 2011).

1.7 CONTROL DE MALEZAS ACUÁTICAS EN EUROPA

Moreira *et al.* (1999) refirieron que en Portugal el control mecánico era el más utilizado para eliminar malezas como *E. crassipes* y *M. aquaticum* de los cuerpos de agua, se utilizaban especialmente cosechadoras flotantes sobre todo en lagunas artificiales y en humedales. El control químico también se ha aplicado en ese país, y comenzó a mediados de 1970, pero no fue hasta 1990 que se desarrollaron ensayos para la aplicación de 2,4-D y Diclobenil en *M. aquaticum*, sin embargo, existían diversas restricciones para el uso de esos herbicidas, por lo que no se consideraron para control. El Glifosato y el Diquat también fueron descartados para controlar las malezas de *M. aquaticum* y *E. crassipes*, principalmente por los riesgos de su uso para la seguridad del ecosistema. En cuanto al control biológico, la carpa *Cyprinus carpio* demostró ser efectiva para el control de las dos malezas previamente mencionadas. Infortunadamente, el control biológico para *E. crassipes* por gorgojos de *Neochetina* spp. importados en 1995 desde EE. UU., no resultó exitoso, ya en la fase experimental no sobrevivieron, presumiblemente porque se encontraban en una etapa inadecuada de desarrollo y debido al frío invierno que se presentó en aquella época.

Durante 2005 a 2008 se llevó a cabo un control mecánico y manual a lo largo de 75 km del río Guadiana (entre España y Portugal) donde se removieron 200 000 toneladas de *E. crassipes* (EEA, 2012).

La publicación del proyecto para el manejo de especies no nativas en Inglaterra incluye un apartado que describe las acciones para el monitoreo y propuestas para cambios legislativos que contribuyan a erradicar *L. grandiflora* en el sur de este país, esto prometía ser el primer ejemplo de erradicación exitosa de un invasor introducido (DEFRA, 2008), sin embargo, quedó en una propuesta pues al no haber un seguimiento e investigaciones el proyecto quedó aislado.

En la región de Sardinia, Italia, en el 2010, se implementó el control mecánico para

E. crassipes sin obtenerse resultados exitosos (Brundu *et al.*, 2012).

Buccomino *et al.* (2010) refieren que en 2009 se realizó un programa de control manual y mecánico para erradicar a *S. molesta* en Pozzo del Merro, Roma. Logrando con este programa la completa erradicación de dicha maleza.

Otro manejo manual llevado a cabo con éxito fue en el lago en forma de meandro del río Leda, un afluente del río Ems, que se encuentra en Baja Sajonia cerca de la ciudad de Leer, Alemania. En este sitio, en el año 2013 durante un periodo de tres días fueron removidas 75 toneladas de biomasa fresca de la maleza *L. grandiflora*, el programa continuó y en agosto de 2015 la maleza fue erradicada (Hussner *et al.*, 2016).

Shaw *et al.* (2016) sugirieron que las naciones europeas se están beneficiando de agentes introducidos accidentalmente, tal es el caso de *Stenopelmus rufinasus*, para la eliminación de *A. filiculoides*. Este gorgojo se documentó por primera vez en 1901 en Francia, distribuyéndose después a los Países Bajos y al Reino Unido, también se puede encontrar en Bélgica, Alemania, Irlanda, España, Ucrania, Italia y Portugal en asociación con *A. filiculoides*. Su efectividad es menor que en Sudáfrica, empero, se describe que en los meses de verano alcanza los mejores niveles de control de la maleza, esto último ha sido observado en Valencia (este de España). En el Reino Unido se ha criado y redistribuido desde 1920 para controlar a *A. filiculoides* durante el verano resultando exitoso, por lo que en ese país ya se considera naturalizado desde hace un siglo. Willby (2007) describe que los cambios ambientales son extremadamente rápidos y para la erradicación efectiva de las malezas, debe basarse o apoyarse en la experiencia de otros países.

Tabla 4. Reportes de malezas acuáticas y controles aplicados en Europa

País	Año	Especie	Control
		<i>Elodea nuttallii</i>	
	2004	<i>Lagarosiphon major</i>	
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	
	2005	<i>Egeria densa</i>	
		<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	
UNIÓN EUROPEA (EPPO-Organización Europea y Mediterránea para la Protección Vegetal)	2006	<i>Crassula helmsii</i>	
		<i>Cabomba caroliniana</i>	
	2008	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ^{1,2}
	2011	<i>Ludwigia grandiflora</i>	
		<i>Ludwigia peploides</i>	
	2012	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	
		<i>Hydrilla verticillata</i>	
		<i>Hygrophila polysperma</i>	
		<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	
		<i>Pistia stratiotes</i>	

continuación

País	Año	Especie	Control
		<i>Salvinia molesta</i>	
		<i>Azolla filiculoides</i>	
		<i>Gymnocoronis</i>	
		<i>spilanthoides</i>	
		<i>Limnophila sessiliflora</i>	
		<i>Elodea canadensis</i>	
		<i>Azolla filiculoides</i>	No reportado ²⁰
		<i>Vallisneria spiralis</i>	
		<i>Elodea nuttallii</i>	
		<i>Crassula helmsii</i>	
Suiza	2015	<i>Hydrocotyle</i> <i>ranunculoides</i>	No reportado ²
		<i>Ludwigia grandiflora</i>	
		<i>Ludwigia peploides</i>	
Austria	2015	<i>Elodea nuttallii</i>	
	2015	<i>Eichhornia crassipes</i>	
		<i>Hydrocotyle</i> <i>ranunculoides</i>	
		<i>Ludwigia grandiflora</i>	
		<i>Ludwigia peploides</i>	
Bélgica		<i>Cabomba caroliniana</i>	
		<i>Egeria densa</i>	No reportado ¹
		<i>Elodea nuttallii</i>	
		<i>Lagarosiphon major</i>	
		<i>Myriophyllum</i> <i>aquaticum</i>	
		<i>Myriophyllum</i> <i>heterophyllum</i>	
		<i>Azolla filiculoides</i>	
Noruega	2015	<i>Elodea nuttallii</i>	

continuación

País	Año	Especie	Control
		<i>Pistia stratiotes</i>	
	1823	<i>Crassula helmsii</i>	
	1825	<i>Eichhornia crassipes</i>	
	1920-2016	<i>Azolla filiculoides</i>	Control biológico ¹⁸
	2007	<i>Crassula helmsii</i>	
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	
		<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	No reportado ⁴
Inglaterra		<i>Elodea canadensis</i>	
	2013-2015	<i>Cabomba caroliniana</i>	No reportado ^{1,3}
		<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	
		<i>Ludwigia grandiflora</i>	
		<i>Elodea nuttallii</i>	
		<i>Lagarosiphon major</i>	
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	
		<i>Pistia stratiotes</i>	
		<i>Salvinia molesta</i>	
		<i>Azolla filiculoides</i>	
Irlanda	1836	<i>Elodea canadensis</i>	No reportado ⁵
España	Poco antes de 1976	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁶
España (Alicantina de Bolulla)	1988	<i>Eichhornia crassipes</i>	
España (Castellón)	1992	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁷
España (Provincia de Cáceres)	1997	<i>Eichhornia crassipes</i>	

continuación

País	Año	Especie	Control
España (Parque Natural del Delta del Ebro)	2001	<i>Eichhornia crassipes</i>	
España (río Guadiana)	2004	<i>Eichhornia crassipes</i>	
España	1955	<i>Azolla filiculoides</i>	No reportado ⁶
España (río Guadiana)	1993	<i>Azolla filiculoides</i>	
España (Parque Nacional Doñana)	2001	<i>Azolla filiculoides</i>	No reportado ⁸
España (Parque Natural del Tajo Internacional)	2009	<i>Azolla filiculoides</i>	
España (región de la Península Ibérica)	2012	<i>Azolla filiculoides</i>	
España (Pontevedra)	1971	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	No reportado ^{6,9}
España	1995	<i>Egeria densa</i>	No reportado ⁶
	2000	<i>Elodea canadensis</i>	
	2004	<i>Pistia stratiotes</i>	
España y Portugal (Río Guadiana)	2005-2008	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control mecánico ¹⁶
Portugal	1910	<i>Elodea canadensis</i>	
Portugal (cuenca de los ríos Vouga y Mondengo)	1936	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	No reportado ⁶
Portugal (Cuenca del río Sado)	1939	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁷
Portugal	1990	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control mecánico ¹⁹
	1990	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Control mecánico ¹

continuación

País	Año	Especie	Control
	1990	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Ensayos para control químico, no aplicado al ecosistema ¹⁹
	1995	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ¹⁹
	1990	<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ⁶
	2004	<i>Egeria densa</i>	
	2008	<i>Salvinia molesta</i>	
Portugal (Peteira de Fermentelos)	2006	<i>Eichhornia crassipes</i>	
Portugal (Parque Natural del Tajo Internacional)	2012	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁷
Portugal (ríos Zézere, Sorraia y Xarrama)	2012	<i>Eichhornia crassipes</i>	
Portugal (Ribeira)	2012	<i>Eichhornia crassipes</i>	
Portugal (Alto Alentejo, Beira Litoral, Douro Litoral, Extremadura, Miño y Ribatejo)	2012	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	No reportado ⁹
	1820	<i>Ludwigia grandiflora</i>	No reportado ⁴
	1880	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	No reportado ⁹
Francia	2007	<i>Egeria densa</i>	
		<i>Elodea canadensis</i>	No reportado ¹⁰
		<i>Elodea nuttallii</i>	
		<i>Lemna minuta</i>	
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	
		<i>Myriophyllum</i>	

continuación

País	Año	Especie	Control
		<i>heterophyllum</i>	
	1906	<i>Spartina townsendii</i>	
Italia (Isla de Sicilia)	1982	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹¹
Italia (Región de Latium)	1986	<i>Eichhornia crassipes</i>	
Italia (Pozzo del Merro, Roma)	2009	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control manual y mecánico ¹⁷
Italia (región de Sardinia)	2010	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control mecánico ¹¹
Italia (región de Campania)	2012	<i>Eichhornia crassipes</i>	
	1998	<i>Pistia stratiotes</i>	
Italia	2007	<i>Pistia stratiotes</i>	
	2008	<i>Pistia stratiotes</i>	
Italia (región de Campania)	2012	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	No reportado ¹¹
		<i>Azolla filiculoides</i>	
		<i>Egeria densa</i>	
		<i>Elodea canadensis</i>	
Italia		<i>Elodea nuttallii</i>	
		<i>Lemna aequinoctialis</i>	
		<i>Lemna minuta</i>	
		<i>Ludwigia grandiflora</i>	
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	
		<i>Nelumbo nucifera</i>	
	2004	<i>Ludwigia grandiflora</i>	No reportado ¹⁴
Alemania (río Leda)	2009	<i>Ludwigia grandiflora</i>	No reportado ¹⁵
	2013-2015	<i>Ludwigia grandiflora</i>	Control mecánico y manual ¹⁴

continuación

País	Año	Especie	Control
Alemania	2008	<i>Elodea nuttallii</i>	No reportado ¹²
		<i>Azolla Filiculoides</i>	
		<i>Crassula helmsii</i>	
		<i>Elodea canadensis</i>	
		<i>Lemna minuta</i>	
		<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	
		<i>Shinnersia rivularis</i>	
		<i>Lemna aequinoctialis</i>	
		<i>Hygrophila polysperma</i>	
		<i>Eichhornia crassipes</i>	
		<i>Cabomba caroliniana</i>	
		<i>Hydrilla verticillata</i>	
		<i>Sagittaria subulata</i>	
		<i>Salvinia auriculata</i>	
Alemania	2014	<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ¹³
		<i>Egeria densa</i>	
		<i>Vallisneria spiralis</i>	
Suecia (Lago Mälaren)	1871	<i>Elodea canadensis</i>	No reportado ²¹
Suecia (Lago Löt)	2019	<i>Elodea canadensis</i>	No reportado ²¹

1 Brundu (2015). 2 Hussner *et al.* (2010). 3 Brundu *et al.* (2013). 4 Willby (2007). 5 Simpson (1984). 6 Aguiar y Ferreira (2013). 7 Arroyo (2012). 8 Teixeira (2012). 9 Monteiro (2012). 10 Thiébaud (2007). 11 Bundu *et al.* (2012). 12 Hussner *et al.* (2008). 13 Hussner *et al.* (2014). 14 Hussner *et al.* (2016). 15 Dutartre *et al.* (2011). 16 EEA (2012) 17 Buccomino *et al.* (2010). 18 Shaw *et al.* (2016). 19 Moreira *et al.* (1999). 20 Hussner (2012). 21 Marbuah *et al.* (2019).

1.8 REPORTES DE INVASIÓN DE MALEZAS ACUÁTICAS EN OCEANÍA

1.8.1 AUSTRALIA

Salvinia molesta fue registrada por primera vez en 1952 en Australia, y en 1976 ya estaba dispersa en distintos cuerpos de agua, incluyendo ríos y lagos, estaba más extendida que *Eichhornia crassipes*. En 1978 se reportó la primera infestación en el lago Mondarra, cerca de Mount Isa al norte de Queensland (Room *et al.*, 1981).

Mitchell (1978) reportó que aproximadamente 103 especies eran consideradas malas hierbas en aguas continentales australianas, 29 de las cuales provocaban serios problemas. Para este estudio se seleccionaron siete áreas infestadas de maleza y seis especies distintas, *E. crassipes*, *S. molesta*, *Elodea canadensis*, *Alternanthera philoxeroides*, *Hydrilla verticillata* y *Potamogeton tricarinatus*. Los resultados sugieren que las primeras cuatro especies deberían ser declaradas malezas invasivas en este país; además se encontró que todas proliferaban rápidamente conforme aumentaba el contenido de nutrientes disponibles.

La primera planta acuática exótica que se introdujo en Australia fue probablemente *E. canadensis* porque estaba en Tasmania en 1868 y desde allí fue llevada a Nueva Zelanda (Mitchell, 1996). El primer reporte de *Pistia stratiotes* en Australia fue en el año de 1887, cuya distribución se presentó en gran parte del país (Parsons y Cuthbertson, 2001).

Humphries *et al.* (1991) enlistaron las especies acuáticas invasivas que causaban serios problemas en ecosistemas de este país y sus posibles años de introducción, algunas de estas son *E. crassipes* y *S. molesta* con sus primeros reportes en 1884 y 1952, respectivamente. Otras especies introducidas en 1990 fueron *Echinochloa polystachya* e *Hymenachne amplexicaulis*.

En la región de Boolgooroo, en los humedales de Mungalla, al norte de Queensland, se reportó en 2013, que más de la mitad del área estaba infestada con malezas de importancia nacional, dominadas por *H. amplexicaulis*, *S. molesta* y *E. crassipes* (Abbott *et al.*, 2020).

1.8.2 NUEVA ZELANDA

En Nueva Zelanda, durante la década de 1990, se reportaron malezas acuáticas sumergidas, particularmente *Lagarosiphon* sp., *E. canadensis* y *Egeria densa*, que invadieron lagos y ríos, provocando afectaciones al funcionamiento de las centrales hidroeléctricas (Clout y Williams, 2009).

Clayton (1996), documentó que las especies *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta*, *Alternanthera philoxeroides*, *Myriophyllum aquaticum* y *Ludwigia peploides* estaban presentes a lo largo de Nueva Zelanda. También mencionó que la flora acuática autóctona de ese país demostró ser susceptible a la invasión de especies exóticas sumergidas, esto debido a la baja densidad de sus comunidades nativas de plantas acuáticas. Las malezas más exitosas en este sentido fueron *E. densa*, *Lagarosiphon major*, *E. canadensis* y *Ceratophyllum demersum*.

De acuerdo con Champion *et al.* (2014), las especies invasoras que causaban los mayores problemas en este país fueron *H. verticillata*, *M. spicatum*, *C. demersum*, *E. crassipes*, *E. densa*, *Ludwigia peruviana*, *A. philoxeroides*, *Trapa natans*, *L. major*, *S. molesta*, *M. aquaticum*, *Typha domingensis*, *L. peploides*, *E. canadensis*, *P. stratiotes* y *Nymphaea mexicana*.

1.8.3 PAPÚA NUEVA GUINEA, VANUATU, ISLAS SALOMÓN Y FIJI

S. molesta fue introducida en la década de 1970 en el río Sepik, en Papúa Nueva Guinea. En 1977 ya cubría 31.2 km² del río y en 1972 la maleza comenzó a invadir al lago Chambri, que, de acuerdo con la información, en aquella época era el lago más grande en el sistema del río Sepik. El área total (aproximadamente 80 km²) cubierta por *S. molesta* en 1979 representaba alrededor del 21% de los 375 km² de superficie total del lago (Mitchell y Viner, 1980).

S. molesta se reportó como especie introducida en Fiji, además se ha distribuido en ríos, arroyos, pantanos y sobre todo en arrozales de este país (Sundaresan, 1979; Abbasi y Nipaney, 1986; Day y Winston, 2016).

P. stratiotes se ha registrado en Vanuatu, Islas Salomón y con una mayor incidencia en Papúa Nueva Guinea. *E. crassipes* se ha reportado en Fiji, Vanuatu y Papúa Nueva Guinea (Day y Winston, 2016).

1.9 CONTROL DE MALEZAS EN OCEANÍA

Durante 1975-1976, en la cuenca de Murray-Darling, con un área de 1 058 800 km² que abarca partes de Queensland, Nueva Gales del Sur, Victoria y Canberra, se llevó a cabo un programa de control mecánico y manual por los gobiernos de estos estados para remover a *E. crassipes*, según se menciona, esto fue exitoso, pues lograron erradicar a la maleza en toda el área (Mitchell, 1996).

En 1978, en el lago Mondarra, ubicado al norte de Queensland, Australia, se presentó la primera infestación de *S. molesta*, los esfuerzos para erradicarla se concentraron en la aplicación de herbicidas, sin embargo, esto no resultó óptimo, por lo que, en 1981, la introducción del escarabajo *Cyrtobagous singularis* desde Brasil resultó exitosa, pues logró controlar a la maleza reduciendo significativamente su biomasa (Room *et al.*, 1981). Parsons y Cuthbertson (2001), mencionan que el control biológico que se ha implementado en Australia ha tenido buenos resultados, un ejemplo de esto fue en el año 1981, en el lago Mondarra, ya que después de la liberación exitosa del gorgojo *C. salviniae* se pudo controlar a *S. molesta*.

En la llanura aluvial del río Burdekin, en Sheep Station Creek, en el estado de Queensland, Australia, se implementó un manejo mecánico para erradicar a *E. crassipes* durante el periodo de 2000 a 2004, el resultado obtenido fue la remoción del 90% de la maleza (Perna *et al.*, 2011).

Para el caso de *P. stratiotes*, el control químico a base de herbicidas como Diquat y Glifosato han sido los más utilizados para controlar la plaga en Australia, excepto en una ocasión, durante 1982, cuando se liberó a *Neohydronomus pulchellus* cuyos resultados fueron buenos, pues logró la reducción de la maleza después de siete meses, tanto en la presa Bundaberg, Queensland, como en otras presas cercanas a Brisbane (Parsons y Cuthbertson, 2001).

En la región de Boolgooroo, durante un periodo de 2013 a 2017, en los humedales de Mungalla, al norte de Queensland, se llevó a cabo una eliminación de barreras para que las mareas llenaran el humedal con agua salada, los resultados obtenidos con esta acción fue la muerte de malezas, ya que se redujeron a menos del 20% dentro del área afectada por las mareas en el primer año, el cambio fue notorio, y en años subsecuentes, en 2017, *Hymenachne amplexicaulis*, *E. Crassipes* y *S.*

molesta eran casi imperceptibles. Consecuentemente se observó un aumento en las plantas acuáticas nativas debido a la aparición de *Eleocharis dulcis*, *Nymphaea gigantea* en el sitio. *Spirodela punctata* también estuvo presente en algunas de las zonas menos profundas habitadas originalmente por *H. amplexicaulis* (Abbott *et al.*, 2020).

De acuerdo con Sundaresan y Reddy (1979), indicaron que algunas investigaciones tuvieron la finalidad de encontrar una solución para contrarrestar la presencia de *S. molesta* en Fiji. Concluyeron que lo óptimo es la aplicación del control manual y biológico después de las inundaciones, pues es cuando se formaban poblaciones dispersas de la maleza, lo que hacía más fácil la aplicación de los controles ya mencionados que además se respaldaba con el control químico. Parsons y Cuthbertson (2001) añaden que en Fiji, se llevó a cabo un programa de control mecánico para erradicar a *S. molesta*, después de que las inundaciones repentinas arrastraran a las malezas hacia el mar, colocaron barreras flotantes en los tramos superiores para evitar que la maleza regresara, se menciona que como *S. molesta* no tolera el agua salada se realizaron “infusiones de agua de mar” a los tramos infestados de los ríos, agregan que esta técnica debe ser llevada a cabo con muchas precauciones, pues la infusión repetida puede dañar otros componentes del ecosistema. Otro resultado exitoso se obtuvo con la aplicación del gorgojo *C. salviniae* en Papúa Nueva Guinea. En los años 80, en Nueva Zelanda se llevaron a cabo diversos esfuerzos para controlar de forma mecánica a las malezas acuáticas en diversos cuerpos de agua (Clayton, 1996). Durante la década de 1990, Clout y Williams (2009), refirieron que las malezas *Lagarosiphon* sp., *E. canadensis* y *E. densa*, se manejaron de forma mecánica en los cuerpos de agua de ese país. Howard-Williams (1993) informó que después de un control mecánico recurrente, se logró reducir la tasa de rebrote de *L. major* creando condiciones óptimas para que especies nativas de *Nitella* sp. dominaran el lago Aratiatia.

En República de Vanuatu se introdujo en el 2006 a *Neohydronomus affinis* para el control de *Pistia stratiotes*, logrando su estabilización. En el 2004 se introdujo a *Neochetina eichhorniae* y en el 2013 a *N. bruchi* para el control de *E. crassipes*, donde se obtuvieron buenos resultados para la erradicación de la maleza (Day y Bule, 2016).

De acuerdo con Day y Winston (2016) el coleóptero *Neohydronomus affinis* es utilizado a menudo en Papúa Nueva Guinea para el control de *P. stratiotes*. Además, menciona que *Cyrtobagous singularis* se utilizó para el control de *S. molesta* en Fiji. *N. eichhorniae* se ha utilizado en Fiji y en Papúa Nueva Guinea para controlar a *E. crassipes*, además en este último país también se emplea el uso de *N. bruchi* para el mismo fin.

Tabla 5. Reportes de malezas acuáticas y controles aplicados en Oceanía.

País	Año	Especie	Control	
Tasmania	1868	<i>Elodea canadensis</i>	No reportado ³	
Australia	1884	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁴	
	1887	<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ²	
	1952	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ⁴	
	1975	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control mecánico ³	
	1978	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ¹	
		<i>Salvinia molesta</i>		
		<i>Elodea canadensis</i>		
		<i>Alternanthera philoxeroides</i>		
		<i>Hydrilla verticillata</i>		
		<i>Potamogeton tricarinatus</i>		
		1981	<i>Salvinia molesta</i>	Control biológico ²
		1982	<i>Salvinia molesta</i>	Control biológico ²
		1990	<i>Echinochloa polystachya</i>	No reportado ⁴
		1990	<i>Hymenachne amplexicaulis</i>	No reportado ⁴
Australia (Queensland)	2000-2004	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control mecánico ⁷	
	2013	<i>Hymenachne amplexicaulis</i>	Control mecánico (indirecto) ¹²	
	2013	<i>Salvinia molesta</i>	Control mecánico (indirecto) ¹²	
	2013	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control mecánico (indirecto) ¹²	
	República de Fiji	1979	<i>Salvinia molesta</i>	Control biológico, mecánico y químico ⁸
	1986	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ⁹	
	2016	<i>Salvinia molesta</i>		
		<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ¹⁰	
Nueva Zelanda	1990	<i>Lagarosiphon</i> sp.	Control mecánico ¹⁴	
		<i>Elodea canadensis</i>		
		<i>Egeria densa</i>		
	1993	<i>Lagarosiphon major</i>	Control mecánico ⁵	

continuación

País	Año	Especie	Control
Nueva Zelanda	1996	<i>Eichhornia crassipes</i>	No reportado ⁵
		<i>Salvinia molesta</i>	
		<i>Alternanthera philoxeroides</i> ,	
		<i>Myriophyllum aquaticum</i>	
		<i>Ludwigia peploides</i>	
		<i>Egeria densa</i>	
		<i>Lagarosiphon major</i>	
		<i>Elodea canadensis</i>	
		<i>Ceratophyllum demersum</i>	
		2014	
	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
	<i>Ceratophyllum demersum</i>		
	<i>Eichhornia crassipes</i>		
	<i>Egeria densa</i>		
	<i>Ludwigia peruviana</i>		
	<i>Alternanthera philoxeroides</i>		
	<i>Trapa natans</i>		
	<i>Lagarosiphon major</i>		
	<i>Salvinia molesta</i>		
	<i>Myriophyllum aquaticum</i>		
<i>Typha domingensis</i>			
<i>Ludwigia peploides</i>			
<i>Elodea canadensis</i>			
<i>Pistia stratiotes</i>			

continuación

País	Año	Especie	Control
		<i>Nymphaea mexicana</i>	
República de Vanuatu	2004	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ¹¹
	2006	<i>Pistia stratiotes</i>	Control biológico ¹¹
	2013	<i>Eichhornia crassipes</i>	Control biológico ¹¹
Islas Salomón	2016	<i>Pistia stratiotes</i>	No reportado ¹⁰
Papúa Nueva Guinea (Río Sepik)	1970-1977	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹³
Papúa Nueva Guinea (Lago Chambri).	1972-1979	<i>Salvinia molesta</i>	No reportado ¹³
Papúa Nueva Guinea	2016	<i>Pistia stratiotes</i>	Control biológico ¹⁰
	2016	<i>Eichhornia crassipes</i>	

1 Mitchell (1978). 2 Parsons y Cuthbertson (2001). 3 Mitchell (1996). 4 Humphries *et al.* (1991). 5 Clayton (1996). 6 Champion *et al.* (2014). 7 Perna *et al.* (2011). 8 Sundaresan y Reddy (1979). 9 Abbasi y Nipanay (1986). 10 Day y Winston (2016). 11 Day y Bule (2016). 12 Abbott *et al.* (2020). 13 Mitchell y Viner (1980). 14 Clout y Williams (2009).

2 DISCUSIÓN

En el presente trabajo se realizó una revisión bibliográfica de las malezas acuáticas invasoras que se reportan en el mundo. En la Figura 1, podemos observar los países en donde se ha documentado la presencia, el tipo y el manejo de malezas acuáticas, como resultado se obtuvo que, de un total de 124 documentos revisados, el 35% corresponde a América, seguido del 19% para África, 17% de Asia, 16% de Europa y 13% de Oceanía. También se seleccionaron a las 12 especies mayormente reportadas en el mundo y tal como se observa en la Figura 2, la especie más reportada a nivel mundial fue *Eichhornia crassipes*, lo que coincide con diversos autores, informes y artículos que refieren que esta maleza es la más frecuentemente encontrada y la que más problemas causa en el mundo. Tal como se muestra en la Figura 3, *E. crassipes* se distribuye en gran parte de los continentes, y en diversos países en donde aún es un problema sin resolver.

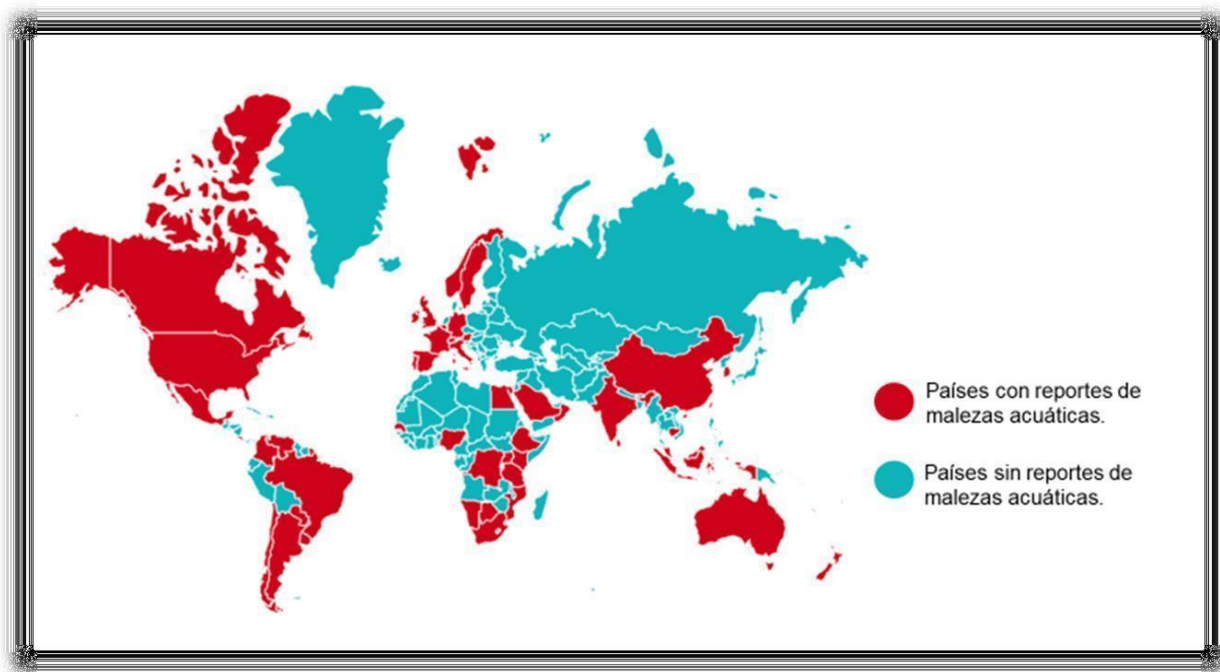


Figura 1. Mapa de los países en los que se documentan malezas acuáticas en el mundo encontradas en esta revisión (*Elaboración propia*).

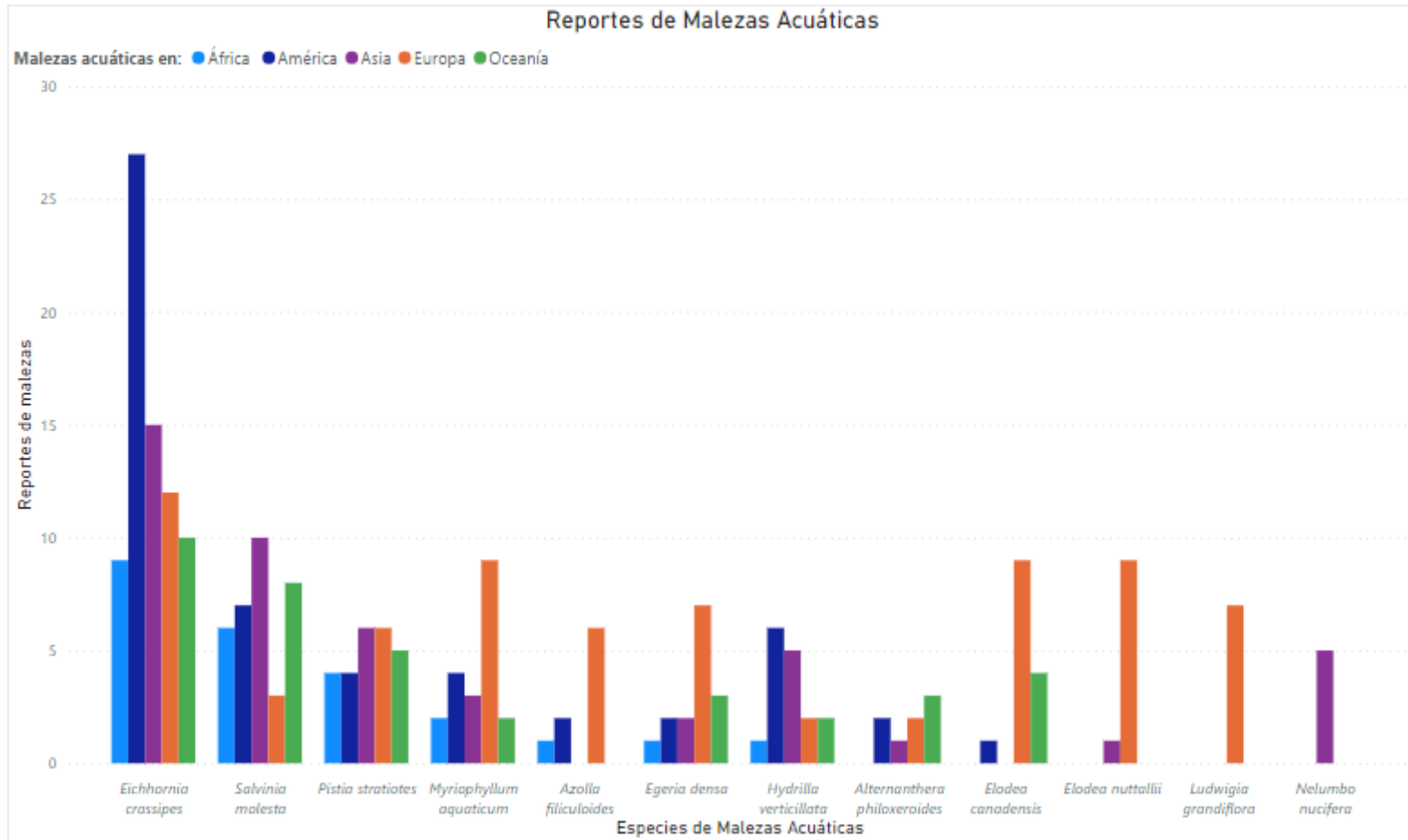


Figura 2. Principales malezas acuáticas cuyos reportes se registran en este trabajo (*Elaboración propia*).



Figura 3. Áreas en las que se distribuye *E. crassipes* a nivel mundial (*Elaboración propia*).

Una vez concentrada la información de los reportes de malezas acuáticas invasoras en las tablas previamente presentadas, se realizaron nubes de palabras en las que se visualizan las especies que más se reportan. Esta información se complementa con las gráficas de frecuencia que se realizaron para cada continente.

2.1 ÁFRICA

Como un resultado de la revisión bibliográfica, podemos observar que, en África, los reportes de malezas acuáticas se distribuyen mayoritariamente en países del este y sur de dicho continente, por ejemplo, Sudáfrica, la República de Botswana, Uganda, Tanzania, Kenia, Nigeria y Mozambique, por citar algunos ejemplos. En el mapa de la Figura 4 se observa que aquellos iluminados con rojo indican el reporte de malezas en algunos cuerpos de agua de su territorio. La tendencia en estos países es que no sólo los más desarrollados son los que invierten en investigación y aplicación de controles para estas malezas, sino todos aquellos que tienen este problema presente.

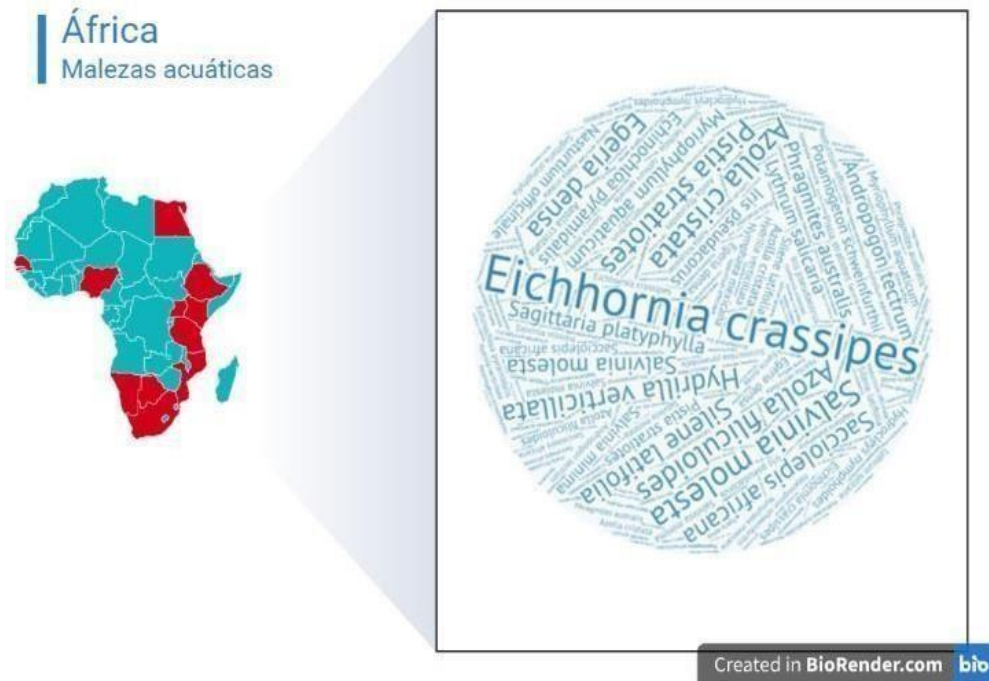


Figura 4. Malezas acuáticas presentes en los países marcados con rojo en África (*Elaboración propia*).

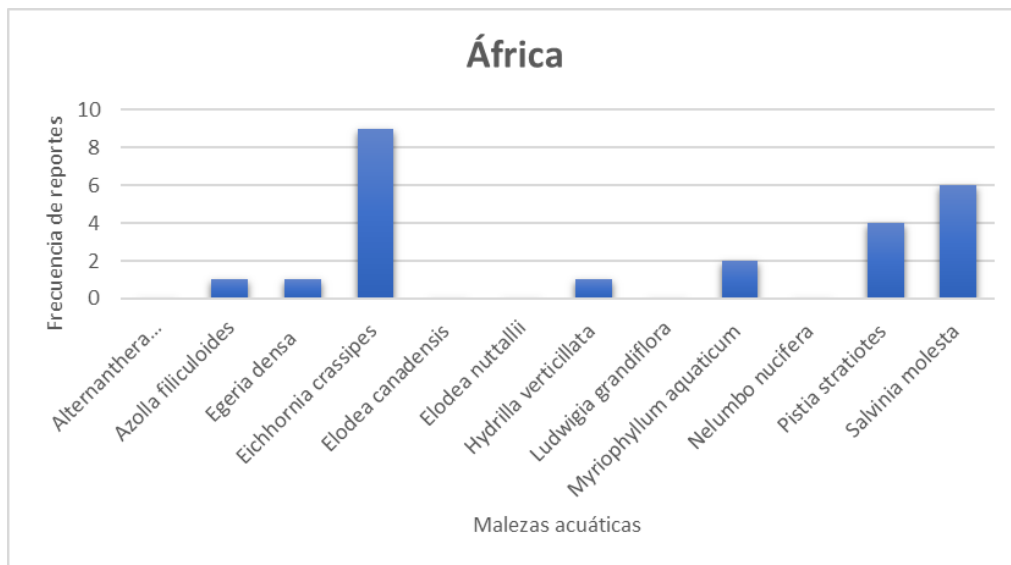


Figura 5. Gráfica de frecuencia de las malezas acuáticas más documentadas en África.

Como se observa en las Figuras 4 y 5, la especie que más se reportó en los cuerpos de agua de África es *E. crassipes*. Diversos autores sugieren que esta maleza provoca los mayores impactos en los ecosistemas acuáticos. Además, como se

mencionó previamente, la presencia de algunas malezas se asocia a la propagación de ciertas enfermedades. Con referencia a esto, Keller *et al.* (2018) sugieren incrementar el estudio de los impactos de las especies invasoras en el bienestar humano, ya que estos impactos pueden en algunos casos ser más dañinos que los impactos ecológicos y económicos que son los que se estudian con más frecuencia.

Con respecto a los esfuerzos para eliminar las infestaciones en los países africanos, desde los años setenta se han llevado a cabo controles químicos a base de herbicidas, utilizando principalmente Paraquat y Glifosato, pues en aquella época, aún no se conocían los efectos negativos que provocaban como la resistencia en las malezas, así como los riesgos y efectos tóxicos sobre la salud humana y para el ambiente debido a la contaminación de fuentes hídricas y suelos (Ortiz *et al.*, 2017; Moná-Nieto *et al.*, 2018). Fue hasta mediados de la década de los ochenta y mayormente en los noventa cuando comenzaron los estudios para desarrollar controles biológicos en los cuerpos de agua como medidas de erradicación de las malezas. De acuerdo con Hill y Cilliers (1999), el control biológico que se aplica en diversos cuerpos de agua para controlar a las malezas acuáticas tiende a variar en los resultados, esto depende del agente que se utilice para alcanzarlo, ya sean gorgojos, ácaros, patógenos fúngicos o polillas y el nivel de investigación de la eficacia del agente controlador. La diferencia en el éxito de control también influye en que las condiciones climáticas son variables y depende considerablemente del grado de eutrofización de los ecosistemas acuáticos donde se aplican dichos controles. Por ejemplo, gran parte de los cuerpos de agua en los que se registraron las infestaciones estaban ubicados en zonas con un aumento en la urbanización lo que provoca que a menudo se vuelvan eutróficos por descargas externas (infiltraciones, lixiviaciones, escorrentías y/o aguas residuales), o la liberación interna de nutrientes (Zheng *et al.*, 2021).

Otras especies objetivo de erradicación en este continente fueron *P. stratiotes*, *S. molesta*, *M. aquaticum* y *A. filiculoides* que a menudo se controlaron con mayor éxito, a diferencia de *E. crassipes* que en diversas ocasiones se redujo su impacto, pero no se logró su erradicación total, y debido a su rápida tasa de crecimiento, estudios recientes aún la reportan en diversos cuerpos de agua.

2.2 AMÉRICA

En el continente americano se hallaron diversos artículos que documentan la presencia de malezas, cabe mencionar que, aunque en el mapa de la figura 6 se señale por completo el norte del continente, por lo general las malezas no se distribuyen allí, pues sólo son parte de los límites que se marcaron por default al pertenecer geográficamente a países como Canadá y Estados Unidos. En el resto del continente los países marcados sí reflejan la zona en las que se encuentran distribuidas.

Por otra parte, en la nube de palabras de la Figura 6 y en la gráfica de frecuencias de la Figura 7, se evidencia que *E. crassipes* es la especie que más se reporta en la bibliografía consultada, esto coincide con lo descrito con anterioridad, pues su alta capacidad reproductiva y de desarrollarse en medios eutrofizados, reafirman que sea la maleza acuática por excelencia. También se muestran las malezas acuáticas más reportadas en el continente americano, entre las que destacan *H. verticillata*, *S. molesta*, *M. aquaticum*, *P. stratiotes* y *Typha* sp. Las especies pertenecientes al género *Typha* a pesar de que se le considere invasora en muchos ecosistemas, su capacidad biorremediadora es a menudo utilizada en humedales y además su potencial se ha evaluado para aguas subterráneas contaminadas con nitrato (Deago *et al.*, 2015).

En Estados Unidos se han publicado listados con la finalidad de regular la entrada de malezas a ese país, sin embargo, los esfuerzos no han sido suficientes pues como se mencionó, en algunas zonas, por ejemplo, en Florida las condiciones climáticas propician las infestaciones de *E. crassipes* e *H. verticillata* en los cuerpos de agua donde adicionalmente los programas de control implementados para su erradicación no han resultado exitosos pues no han logrado controlarla. Esta última especie también ha sido reportada en Alabama, California, Connecticut, Georgia, Indiana, Kansas, Maine, Maryland, Massachusetts, Nueva York, Carolina del Norte, Ohio, Pensilvania, Washington y Wisconsin (Purcell *et al.*, 2019). Sin embargo *E. crassipes* tiende a distribuirse en todas las regiones tropicales y subtropicales del mundo (Hanan-Alipi *et al.*, 2009), en el mapa de la Figura 3 se observa que en efecto se ubica cerca de esas regiones, por lo que se hace más difícil su control en los

países con este tipo de clima, cabe mencionar que el estado de Florida, EE. UU., es de los lugares pioneros en la investigación del control biológico de esta última especie.



Figura 6. Malezas acuáticas presentes en los países marcados con rojo en América (Elaboración propia).

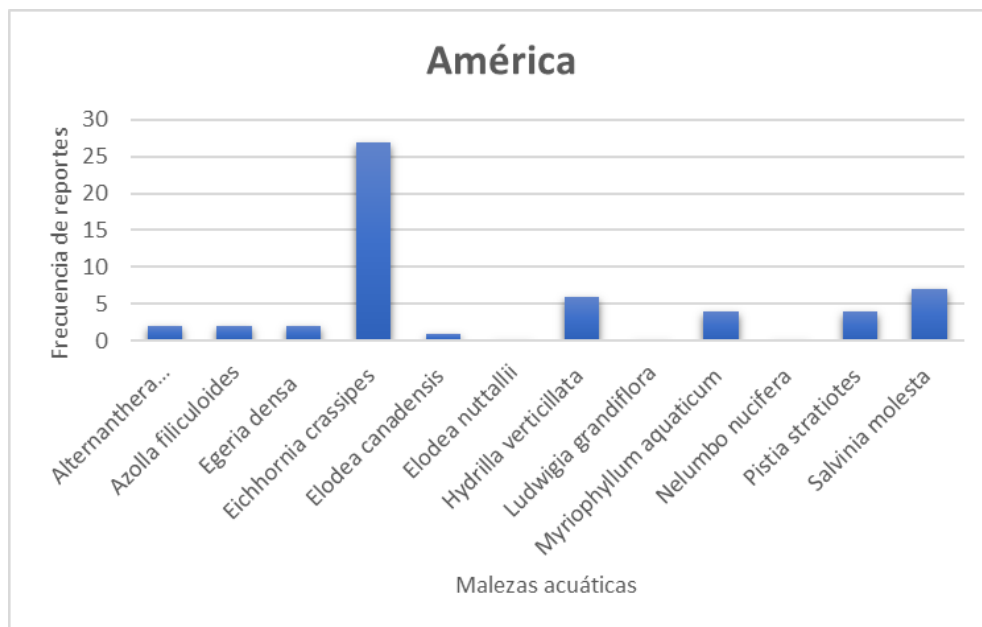


Figura 7. Gráfica de frecuencia de las especies más documentadas en América.

En México, a finales de la década de los 50 comenzó a emplearse el uso de herbicidas químicos y fue hasta los años 90 donde surgió el auge de la utilización de Diquat, 2,4-D y Glifosato, sin embargo, al paso de los años estos mecanismos de erradicación disminuyeron, pues desde 1994 y hasta alrededor de 2004, se implementó un programa a nivel nacional que demostró ser efectivo al controlar con agentes biológicos a las malezas acuáticas. Empero, los esfuerzos fueron disminuyendo gradualmente en años subsecuentes, debido a la reducción del presupuesto para estos programas, lo que propició que las malezas volvieran a infestar cuerpos de agua donde ya había avances en el control, por lo que en la actualidad siguen siendo un problema sin resolver. Las administraciones a menudo tienen diferentes objetivos para cumplir durante su mandato, dejar inconclusos proyectos como el control de malezas acuáticas no es muy viable tomando en cuenta los impactos que producen, además debe existir una regulación en el origen de este problema, la eutrofización de los cuerpos de agua y generar proyectos en los que obtengan un valor agregado de estas especies que abundan y así generar una economía circular que las aproveche.

Al sur del continente, en países como Venezuela, Colombia, Brasil, Paraguay, Uruguay, Argentina y Chile, así como áreas aledañas al Amazonas se han reportado malezas, sobre todo *E. crassipes*. Sin embargo, los programas de control han sido pocos o nulos, pues como se mencionó, en Colombia, por ejemplo, se llevó a cabo por parte de una empresa la remoción mecánica de *E. crassipes* de un embalse en el que se generaba energía eléctrica, es decir, solo se erradicó cuando afectó alguna actividad económica. Otro caso aislado ocurrió en 1974 en Argentina con la implementación del control biológico para erradicar *E. crassipes*. De acuerdo con la información obtenida en esta revisión bibliográfica, a diferencia de México y Estados Unidos, la mayoría de los países en América no han implementado programas para erradicar a las malezas mediante el control biológico, solo lo han hecho en casos aislados. El manejo integral de las malezas acuáticas debería ser prioritario en los países tropicales y subtropicales.

2.3 ASIA

El conjunto de especies de malezas acuáticas que se registraron con mayor frecuencia en Asia (Nube de palabras de la Figura 8) es similar a las que registraron en América: *E. crassipes* encabeza el número de reportes, continuando con *S. molesta*, *P. stratiotes*, *H. verticillata* y *M. aquaticum* (Figura 9). Cabe mencionar que, a diferencia de otros continentes, en esta región *N. nucifera* se reportó como maleza invasora. Como se ha mencionado con anterioridad, la presencia de estas malezas se asocia al grado de contaminación de los cuerpos de agua debido a descargas industriales y urbanas (Chabukdhara y Nema, 2012).



Figura 8. Malezas acuáticas presentes en los países marcados con rojo en Asia (*Elaboración propia*).

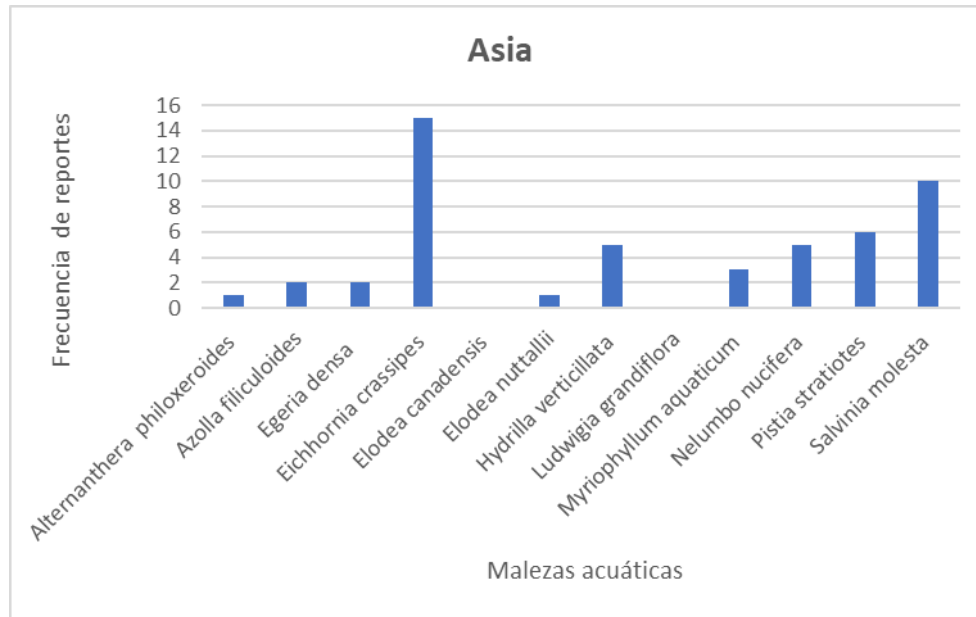


Figura 9. Gráfica de frecuencia de las especies más documentadas en Asia.

El caso de Asia es muy particular, pues en países donde se cultiva arroz como Indonesia y China, el control de las malezas acuáticas se realiza muchas veces manualmente, además en estos países *A. filiculoides* tiende a emplearse comúnmente como abono verde para el cultivo de arroz debido a su capacidad para fijar nitrógeno y como forraje para el ganado (Shaw *et al.*, 2018). En China se tiene un amplio registro de las malezas acuáticas que se actualiza periódicamente a diferencia de otros países del continente. Además del control manual, el control biológico ha demostrado ser exitoso en esta región, por lo que se ha adoptado en algunas ocasiones para controlar las malezas acuáticas.

Debido al clima tropical en gran parte de la India, Malasia y Sri Lanka, se reportaron diversas malezas acuáticas en distintos cuerpos de agua, sin embargo, se optó por aplicar control químico (Paraquat) y mecánico por encima del biológico. Este último se llevó a cabo en Sri Lanka empleando peces como la tilapia del Nilo, que paradójicamente es también una especie invasora. En países como Israel, Omán y Arabia Saudita donde el clima es semiárido, no se reportaron malezas acuáticas, salvo *Phragmites australis* y *Potamogeton* sp.

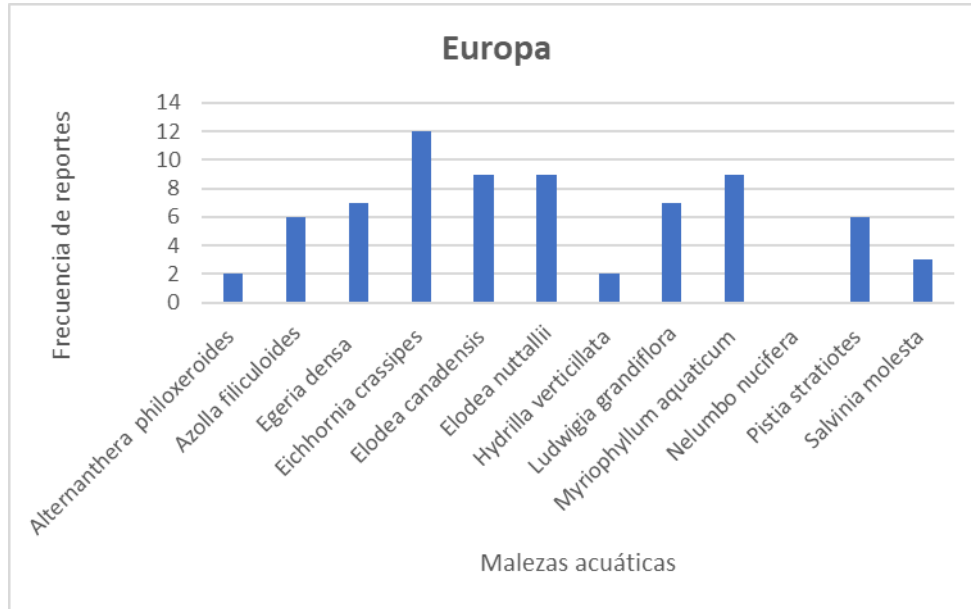


Figura 11. Gráfica de frecuencia de las especies más documentadas en Europa.

A pesar de los listados y de la regulación que existe en los países europeos, las malezas acuáticas han provocado problemas en los cuerpos de agua. Durante la década de los 70 y hasta 2000, el control químico se empleó utilizando principalmente 2,4-D y Diclobenil, ya que a diferencia de otros continentes se descartó el uso del Glifosato y Diquat. En cuanto al control biológico ocurre algo particular, en contraste con otros continentes, Shaw (2018) menciona que en Europa, los esfuerzos para controlar a las malezas acuáticas con programas de biocontrol son una excepción notable, sentencia que en este trabajo de investigación se corrobora, pues de acuerdo con los reportes, en la gran mayoría de los países solo se aplica el control mecánico para remover las malezas de los cuerpos de agua (p. ej. Países Bajos, Reino Unido, Bélgica, España, Alemania) (Brundu, 2015). Como se mencionó con anterioridad, durante 1995 en Portugal se reportó que la fase experimental para un posible control biológico resultó inviable debido a que las condiciones climáticas no lo permitieron, este proyecto no se retomó en años posteriores (Moreira *et al.*, 1999). Al considerar el factor climático podemos afirmar que en los países subtropicales es donde *E. crassipes* causa más problemas (España y Portugal), a diferencia de otras especies que están presentes en los países más fríos de este continente, es decir, el complejo de especies varía de acuerdo al clima. Como se ha

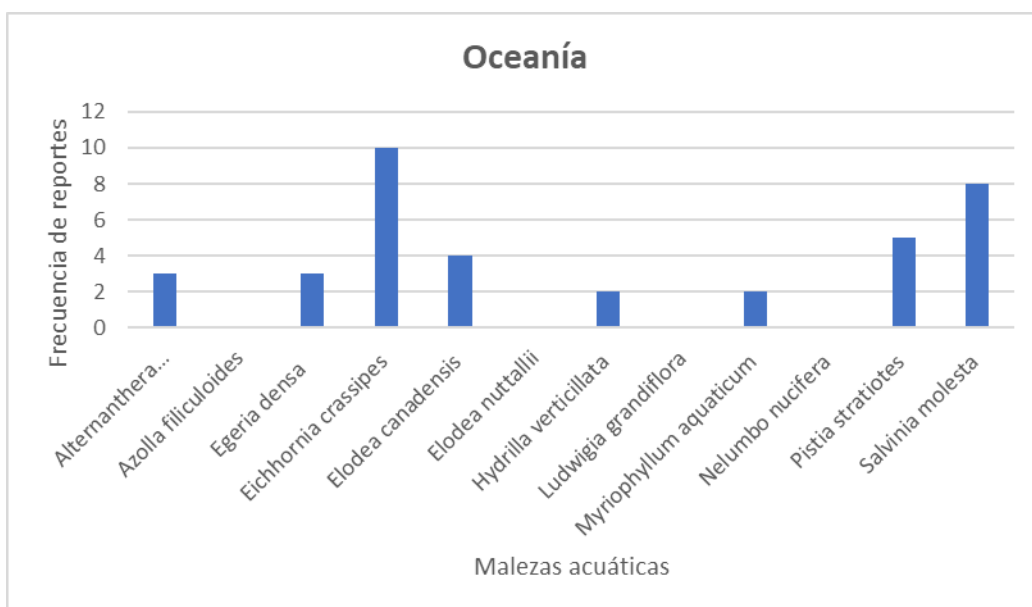


Figura 13. Gráfica de frecuencia de las especies más documentadas en Oceanía.

Clayton (1996), refirió que la flora acuática autóctona en países australianos demostró ser susceptible a la invasión de especies exóticas sumergidas, esto debido a la baja densidad de sus comunidades nativas de plantas acuáticas, por lo que erradicar las malezas que afectan a la biodiversidad significa una prioridad en dicho continente. Con el fin de resolver lo anterior, desde 1970 se llevaron a cabo programas de control, principalmente manuales y químicos, que fueron complementados con el control biológico. Este último fue ejecutado con la aplicación de gorgojos como *Neohydronomus affinis*, *Cyrtobagous singularis* y *Neochetina eichhorniae* con los que se lograron controlar algunos cuerpos de agua reduciendo significativamente las malezas, esto indica que un control integral de varios métodos implementados puede servir para disminuir el problema. Es preciso mencionar que en este continente se ubica el mayor número de países cuyos esfuerzos se enfocan en la eliminación de las malezas de sus cuerpos de agua.

3 CONCLUSIONES

- *Eichhornia crassipes* es la maleza acuática más reportada en los cinco continentes. Además, se reportaron especies particulares para algunos continentes como son: *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*, *Myriophyllum aquaticum* y *Azolla filiculoides*.
- En África, Oceanía y Asia las especies más reportadas fueron *Eichhornia crassipes* seguida de *Salvinia molesta* y *Pistia stratiotes*.
- Sólo en Asia la especie *Nelumbo nucifera* se registró como maleza acuática.
- En América las tres especies más documentadas fueron *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta* e *Hydrilla verticillata* en primero, segundo y tercer lugar respectivamente.
- En Europa las especies que más se documentaron fueron *Eichhornia crassipes*, *Myriophyllum aquaticum*, *Elodea nuttallii* y *Elodea canadensis* siendo esta última, la maleza acuática mayormente distribuida en el continente.
- Estados Unidos, Australia, Sudáfrica y México son los países que implementaron más programas de control de malezas acuáticas, el control químico predominó en la década de los 70 y en los 90 el biológico, ambos controles se acompañaron del control mecánico que además fue el más implementado a nivel mundial.
- En Europa se tienen registros de las especies de malezas en el territorio, sin embargo, las investigaciones para su control biológico son pocas.
- En Asia el control manual de las malezas es muy común en sitios donde se cultiva arroz. China tiene registros que actualizan con frecuencia con respecto a las malezas presentes en ese país. China e Indonesia han adoptado en varias ocasiones el control biológico para erradicarlas.
- Diversos países de Oceanía llevan a cabo controles mecánicos, químicos y sobre todo biológicos para el manejo de malezas acuáticas.

PARTE II

OBJETIVO

Comprender el proceso de digestión anaerobia para la obtención de biogás.

1 DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia (DA) de la biomasa consiste en la producción de biogás (metano y dióxido de carbono) a partir de la materia orgánica cuando esta se degrada microbianamente en ausencia de oxígeno. Sucede en la naturaleza y contribuye al flujo de energía y circulación de la materia en los ecosistemas, además es un proceso clave en el ciclo global del carbono promovido por la sinergia de diferentes microorganismos. Ocurre comúnmente en ecosistemas anóxicos naturales como sedimentos de agua dulce, humedales, marismas, arrozales y zonas más profundas de sedimentos marinos. También en el tracto digestivo de los animales, especialmente los rumiantes y las termitas. Una amplia gama de actividades antropogénicas contribuye con más del 60% del total de las emisiones globales de metano a la atmósfera, entre las que se incluyen, extracción y transporte de combustibles fósiles, producción ganadera, cultivo de arroz, quema de biomasa, vertederos y plantas de tratamiento de aguas residuales anaerobias. Estas contribuciones se suman a las emisiones naturales de CH₄ de humedales, lagos, ríos, animales silvestres, incendios forestales, fuentes geológicas, océanos, regiones de permafrost y termitas (Jördening & Winter, 2005; Sikora *et al.*, 2017; Crisp *et al.*, 2018). El proceso de descomposición anaerobia de la biomasa, como los cultivos energéticos o los desechos orgánicos, se utilizan comúnmente para producir biogás como fuente de energía alternativa. Actualmente existe un gran interés en el desarrollo de nuevas tecnologías para la modernización de rellenos sanitarios y plantas de tratamiento de aguas residuales para controlar la liberación de biogás y recolectar metano para utilizarlo como combustible (Sikora *et al.*, 2017).

En la aplicación a escala industrial de los procesos de fermentación anaerobia es necesario tener un conocimiento profundo de estas interacciones y sus fases (Figura 14), para evitar la limitación del sustrato y la inhibición por producto. Además, para el propósito de tecnologías innovadoras basadas en procesos microbianos, es deseable construir plantas modernas de biogás donde las etapas de producción de ácidos grasos de cadena corta e hidrógeno (hidrólisis y acidogénesis) y de

producción de metano (acetogénesis y metanogénesis) de la digestión anaerobia se encuentren espacialmente separadas, con la finalidad de favorecer la producción de hidrógeno y metano en condiciones controladas.

La optimización de la producción de metano o hidrógeno a partir de materia orgánica requiere una buena comprensión de la digestión anaerobia a nivel molecular, es decir, la estructura y diversidad de comunidades microbianas y vías metabólicas, que conducen a la transformación del sustrato orgánico en los productos gaseosos deseados (Sikora *et al.*, 2017).

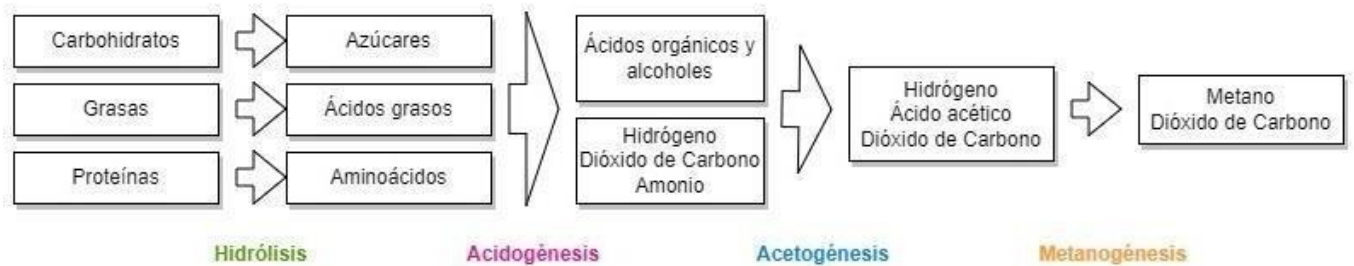


Figura 14. Etapas clave del proceso de Digestión Anaerobia (Adekunle *et al.*, 2015).

Como se aprecia en la Figura 15, el proceso de digestión anaerobia se puede dividir en las siguientes fases o etapas:

1. Hidrólisis
2. Acidogénesis
3. Acetogénesis
4. Metanogénesis

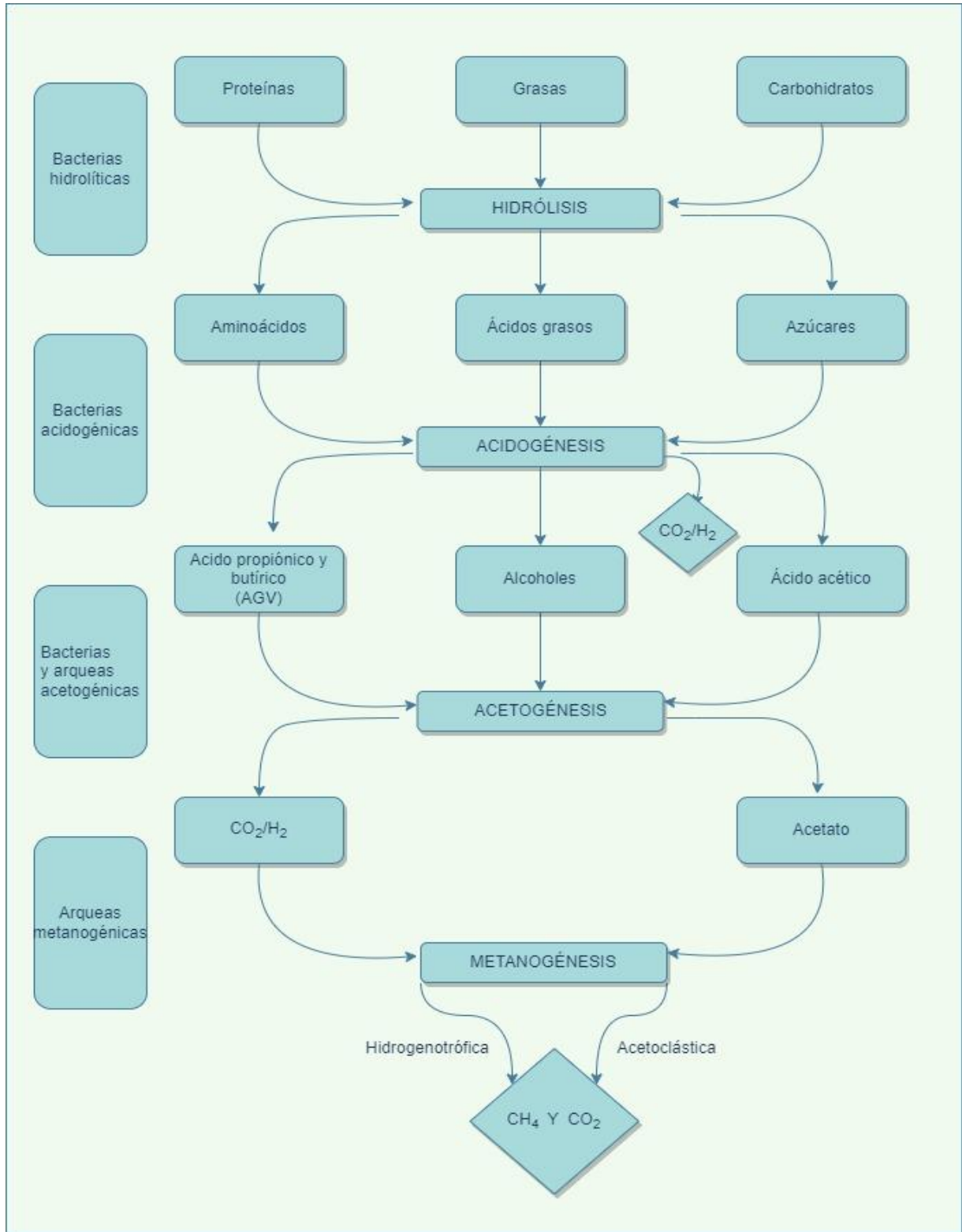


Figura 15. Etapas y grupos de microorganismos implicados en cada paso catabólico durante la biosíntesis de biogás (da Silva *et al.*, 2017).

1.1 HIDRÓLISIS

La hidrólisis es el primer paso en la descomposición anaerobia de la materia orgánica. Implica la conversión de materia orgánica polimérica (verbigracia polisacáridos, lípidos, proteínas) mediante hidrolasas secretadas al ambiente por microorganismos (Sikora *et al.*, 2017), es decir, bacterias hidrolíticas, que pueden ser anaerobias facultativas o estrictas, que son capaces de hidrolizar los enlaces de estos compuestos, convirtiéndolos en oligómeros, monómeros, aminoácidos y grasas insaturadas (da Silva *et al.*, 2017).

Por ejemplo, la celulosa $[(C_6H_{12}O_6)_n]$, un sustrato insoluble que se encuentra comúnmente en los lodos es hidrolizada por bacterias del género *Cellulomonas*, dando como resultado monómeros de glucosa. La hidrólisis de polímeros que son difíciles de descomponer restringe la tasa de procesamiento de los desechos, y solo la mitad de estos compuestos experimentan hidrólisis en un digestor de una etapa. En algunos casos, se puede agregar un pretratamiento que involucra un paso aeróbico. El concepto de tratamiento aeróbico consiste en el conocimiento de que algunos microorganismos aeróbicos pueden producir enzimas hidrolíticas capaces de generar monómeros a partir de los polímeros presentes en la biomasa. Además, las macromoléculas inhibidoras como la lignina también pueden transformarse, dando como resultado un sustrato menos tóxico para los microorganismos que inician el proceso de digestión anaerobia (da Silva *et al.*, 2017).

Existen tres grupos clave de hidrolasas involucradas en el proceso de digestión anaerobia: esterasas, glicosidasas y peptidasas, que catalizan la ruptura de enlaces éster, enlaces glucósidos y enlaces peptídicos, respectivamente. Las bacterias más comúnmente asociadas con la hidrólisis incluyen representantes de *Firmicutes*, *Bacteroidetes* y *Gammaproteobacteria*. Por lo general, las mismas bacterias también pueden realizar acidogénesis, el segundo paso en la descomposición de la materia orgánica (Sikora *et al.*, 2017).

1.2 ACIDOGÉNESIS

Los monómeros, productos de la hidrólisis son transformados en la acidogénesis. Diferentes bacterias los convierten en ácidos orgánicos de cadena corta como ácido butírico, propiónico, acético, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono (Adekunle *et al.*, 2015). Este proceso depende de factores como la adsorción de enzimas por la biomasa que se somete al proceso de digestión, el pH y la producción de enzimas por parte de las bacterias (da Silva *et al.*, 2017).

Las principales fermentaciones que producen hidrógeno en condiciones mesófilas son la fermentación de ácido butírico y la fermentación de ácidos mixtos. En ambos tipos de fermentación, las hidrogenasas son responsables de la liberación de hidrógeno (Sikora *et al.*, 2017).

Sin embargo, los Ácidos Grasos Volátiles (AGV) pueden afectar negativamente el proceso de DA dependiendo de su concentración en los biorreactores o digestores. Cuando el proceso es inestable, acumulan AGV dentro de estos, lo que da como resultado una caída del valor del pH y, en consecuencia, una disminución del rendimiento de metano. Esto se explica por la baja tolerancia de las arqueas metanogénicas a ambientes ácidos. Está demostrado que diferentes digestores pueden reaccionar de manera diferente en respuesta a la misma cantidad de AGV, donde, en un digestor, la concentración puede ser óptima y, en otro, es un inhibidor considerable de la producción de metano. Una explicación concebible es la población de microorganismos, que varía de un digestor a otro (da Silva *et al.*, 2017). En esta etapa el tipo de producto final elaborado durante el proceso de fermentación es afectado por las condiciones en las que se da el proceso, por ejemplo, si la presión parcial del hidrógeno fuera demasiado alta, disminuiría la cantidad de compuestos reducidos. En general, durante esta fase, los azúcares simples, los ácidos grasos y los aminoácidos se convierten en ácidos orgánicos y alcoholes (Adekunle *et al.*, 2015).

1.3 ACETOGÉNESIS

Los productos de la fase acidogénica se consumen como sustratos para los demás microorganismos activos en la tercera fase, en donde se realizan oxidaciones anaerobias (Adekunle *et al.*, 2015) que dan como producto acetato, hidrógeno y dióxido de carbono.

Debido al número limitado de sustratos para la metanogénesis, los metanógenos son estrictamente dependientes de los microbios asociados con los que forman sistemas sintróficos. La sintrofia es la cooperación simbiótica entre dos tipos de microorganismos metabólicamente diferentes, que dependen unos de otros para la degradación de un determinado sustrato, típicamente a través de la transferencia de uno o más intermediarios metabólicos. En este caso, los microbios asociados oxidan los productos no gaseosos de la acidogénesis a acetato, dióxido de carbono, hidrógeno y formiato que son utilizados directamente por los metanógenos, lo que hace que todo el metabolismo sintrófico sea eficiente y termodinámicamente favorable. Al igual que los metanógenos, los acetógenos funcionan como sumideros de H₂, agotando el que se genera en ambientes anaerobios durante la biodegradación natural de compuestos orgánicos. La acumulación de H₂ inhibe la biodegradación al crear un equilibrio termodinámico desfavorable, y es entonces cuando los acetógenos mejoran la capacidad biodegradadora al acoplar la oxidación del hidrógeno gaseoso con la reducción de CO₂ a acetato (Ragsdale y Pierce, 2008).

1.4 METANOGÉNESIS

En la fase metanogénica, la producción de metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂) es catalizada por un grupo de arqueas anaerobias estrictas llamadas metanógenos. Algunos de los géneros principales son *Methanosaeta*, *Methanobacterium*, *Methanocaldococcus* y *Methanosarcina*. Estos organismos están presentes en los sedimentos de agua dulce, los digestores de lodos de aguas residuales y otros biorreactores, así como en el intestino de los animales de sangre caliente, incluidos los humanos (Madigan *et al.*, 2015). Se subdividen principalmente en dos grupos: un grupo metanogénico hidrogenotrófico y un grupo metanogénico acetoclástico (da Silva *et al.*, 2017). Compuestos como el metanol, las metilaminas y el formiato,

pueden ser transformados también en dióxido de carbono y metano por metilótrofos metanógenos durante esta última etapa (Jördening & Winter, 2005).

En el primer grupo, la reducción de CO₂ por hidrógeno para producir CH₄ es una ruta importante llevada a cabo por Archeas como *Methanobacterium*, y constituye una forma de respiración anaerobia. Los electrones para la reducción de CO₂ a CH₄ normalmente proceden del hidrógeno, pero algunos otros sustratos también pueden suministrarlos algunos metanógenos (Madigan *et al.*, 2015).

Cabe resaltar que muy pocos metanógenos son acetótrofos aun cuando el acetato es una fuente importante de metano en la naturaleza (Ragsdale y Pierce, 2008). El mejor ejemplo es la familia Methanosaetaceae que consumen como único sustrato el acetato (Madigan *et al.*, 2015).

Los metanógenos son los hidrogenótrofos dominantes en muchos entornos, ya que tienen un umbral más bajo para el H₂ que los acetógenos y además de que el rendimiento energético de la conversión de CO₂ y H₂ en CH₄ es mayor que el de la conversión en acetato.

El metanol puede reducirse empleando un donador de electrones externo como por ejemplo el H₂. Alternativamente y en ausencia de H₂, parte del CH₃OH puede oxidarse hasta CO₂ para generar los electrones que se necesitan para reducir otras moléculas de CH₃OH hasta CH₄. Varios sustratos pueden resultar convertidos en CH₄ por los metanógenos, pero es extraño que entre esos sustratos no haya compuestos tan comunes como la glucosa (que es degradada por las bacterias facultativas en anaerobiosis a acético), ácidos orgánicos o ácidos grasos (aparte del acetato y el piruvato). Compuestos como la glucosa pueden convertirse en metano, pero solo mediante la cooperación entre metanógenos y organismos anaerobios de las etapas anteriores (Madigan *et al.*, 2015). Por DA, con una mezcla adecuada de microorganismos, prácticamente cualquier compuesto orgánico, incluso hidrocarburos, puede ser convertido en CH₄ y CO₂.

Tabla 6. Principales reacciones de conversión anóxica de compuestos orgánicos e inorgánicos en metano (modificado de Madigan *et al.*, 2015).

Tipo de reacción	Reacción
Metanogénesis a partir de hidrógeno y dióxido de carbono.	$4H_2 + HCO_3^- + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O$ $CO_2 + 4 H_2 \rightarrow CH_4 + 2 H_2O$
Metanogénesis a partir de acetato.	$CH_3COOH^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO^-$ $CH_3COO^- + H^+ \rightarrow CH_4 + CO_2$
Metanogénesis a partir de metanol.	$CH_3OH + H_2 \rightarrow CH_4 + H_2O$

2 PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

Condiciones físicas y químicas como la temperatura, el valor del pH, el suministro de nutrientes, la intensidad de la mezcla y la presencia adicional de inhibidores afectan al crecimiento y el metabolismo de los microorganismos anaerobios (da Silva *et al.*, 2017).

2.1 TEMPERATURA

El gasto energético para la producción de biogás es un factor determinante, pues es necesario mantener una temperatura óptima y condiciones controladas. Por ejemplo, en países templados se necesita más energía para mantener la temperatura de la DA (da Silva *et al.*, 2017). Los parámetros de temperatura para el proceso pueden tener lugar a diferentes niveles: criófilo (por debajo de 25°C), mesófilo (25-45°C) y termófilo (45-70°C) (Borja-Padilla *et al.*, 1992).

En general, el nivel termofílico proporciona más ventajas a diferencia del nivel mesofílico, entre las que destacan mayor velocidad de reacción bioquímica, altas velocidades metabólicas al intervenir enzimas físicas y químicamente más estables, también se presenta una menor conversión de sustrato en material celular y un mayor rendimiento de producción de metano (Borja-Padilla *et al.*, 1992). Da Silva y colaboradores (2017) añaden que la temperatura óptima es la de los microorganismos termófilos porque esto reduce el número de patógenos, favorece el crecimiento de bacterias metanogénicas, mejora la separación de fracciones

líquidas y sólidas, así como la degradación del sustrato ya que hay más actividad metabólica. Además, la producción de metano en los digestores termófilos es un 25% mayor que en los digestores mesófilos. Sin embargo, la utilización de temperaturas termófilas también tiene desventajas como un mayor grado de desequilibrio debido a una mayor producción de ácidos grasos volátiles y mayor gasto energético para el mantenimiento de la misma.

En otro estudio que refiere da Silva y otros (2017), se comparó el consumo de sólidos volátiles de dos reactores, el primero fue de una etapa operado a temperatura mesófila y el segundo reactor de dos etapas operado a temperaturas termófilas en la primera etapa, y mesófilas en la segunda etapa. Los resultados indican que a una temperatura de 60°C (etapa termofílica), se obtuvo una reducción del 35% en AGV en comparación con el digestor mesófilo de una etapa.

2.2 pH

El valor del pH durante la DA es importante, ya que se asocia con fenómenos de acidificación que afectan negativamente el proceso de los sustratos utilizados. La influencia del pH varía debido a que cada grupo microbiano implicado en la degradación anaerobia tiene un rango de pH óptimo específico (Parra-Orobio *et al.*, 2014). De acuerdo con da Silva *et al.* (2017), la generación de metano tiene lugar en un intervalo de pH 5.5–8.5 y la producción óptima se da entre pH 7.0-8.5. Gran parte de los problemas de la DA se pueden atribuir a la acumulación de ácido y la consiguiente caída del valor del pH, también refieren que, el pH influye en la disociación de algunos compuestos importantes, como el amonio, el sulfuro y algunos ácidos orgánicos.

2.3 AMONIO

La acumulación de amonio puede dar lugar a valores de pH superiores a 8.5, lo que inhibe la acción de las bacterias metanogénicas (Omondi *et al.*, 2019).

Además, Marin-Batista y Escalante (2015) mencionan que los sustratos con alta carga orgánica tienden a presentar rápidos incrementos en la concentración de AGV causando fuertes descensos en el pH y desestabilizando el reactor. Sin embargo

incrementos progresivos en la concentración de amonio aumentan el pH al comportarse como una base, es decir, el pH tiende a incrementar gradualmente hasta estabilizarse.

La acumulación de amonio en la DA se debe principalmente a la degradación de proteínas, que puede afectar el metabolismo de los microorganismos, especialmente en los metanógenos. Los iones amonio pueden afectar la estabilidad de las células microbianas (Hong-Yu *et al.*, 2022). Cuando se trata de un digester no adaptado (es decir, un digester en el que la población metanogénica no está adaptada a altas concentración de amonio), su inhibición comienza con 0.08-0.15 gN / L de amoníaco libre y 2.5 gN / L de amoníacototal. En un digester adaptado, es de 0.7 a 1.1 gN / L de amoníaco libre y de 4 a 6.5gN / L de amoníaco total (da Silva *et al.*, 2017).

2.4 MICRONUTRIENTES

El impacto y los cambios en la concentración de los micronutrientes o elementos traza en los biorreactores depende de varios factores, como la estructura de la comunidad microbiana, su dinámica poblacional, el metabolismo del grupo trófico individual, y metacomunidad (por ejemplo, la comunidad microbiana como grupo, incorporando compuestos además de células). Teniendo esto en cuenta, es difícil fijar concentraciones de micronutrientes que sean plenamente satisfactorias para la comunidad de microorganismos presentes en el reactor (da Silva *et al.*, 2017). Sin embargo, los micronutrientes como el cobalto, el hierro, el níquel y el sulfuro son fundamentales para la actividad enzimática, la deficiencia de estos puede ser limitante en la digestión anaerobia (Wickramaarachchi *et al.*, 2022), además en algunos casos, el molibdeno, el tungsteno y el selenio pueden ser micronutrientes obligatorios, así como el bario, el calcio, el magnesio y el sodio (da Silva *et al.*, 2017).

3 BIOCARBÓN EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

El biocarbón además de ser precursor del carbón activado, es un material sólido carbonoso obtenido de la conversión termoquímica de biomasa en un ambiente sin oxígeno. Varios tipos de desechos, como desechos agrícolas, estiércol animal, madera y lodos de depuradora pueden tratarse como materia prima para la formación de biocarbón. El origen de su aplicación se enmienda en el suelo, ya que puede mejorar su calidad al aumentar el secuestro de carbono, el estado de los nutrientes, la estabilidad de los agregados y la capacidad de intercambio catiónico (CIC), ajustando el pH y reduciendo los efectos negativos de los tóxicos (Pan *et al.*, 2019). Como resultado de este aprovechamiento que se ha observado para el suelo, el biocarbón comenzó a aplicarse en el proceso de digestión anaerobia para mejorar el rendimiento de biogás, algunos de sus beneficios en este campo incluyen el equilibrio de la hidrólisis, la acidogénesis-acetogénesis y la metanogénesis, pues esto es crucial para la estabilidad y la eficiencia del sistema, también se ha advertido que tiende a aliviar el estrés por los inhibidores, además se ha demostrado que el biocarbón acorta eficazmente la fase de retraso en la producción de biometano (Pan *et al.*, 2019).

El biocarbón, promueve la biometanización, principalmente al servir como soporte para las colonias microbianas y como reforzador de la capacidad tampón, estableciendo simultáneamente una cadena robusta de transferencia de electrones entre las bacterias fermentativas y los metanógenos, esto debido a su gran porosidad y área de superficie, que permiten la interacción con los nutrientes, precipitación mineral para inmovilización o adsorción y relaciones simbióticas modificadas entre comunidades microbianas, es decir, la aplicación del biocarbón es un enfoque alternativo para mejorar las actividades metabólicas de los microorganismos anaerobios que participan en el proceso de DA. Así pues, las funciones del biocarbón en la amortiguación del ácido, la eliminación del ácido propiónico y la mejora de la sintrofia entre la hidrólisis y la acidogénesis-acetogénesis se han sugerido como punto clave para realizar diversas investigaciones futuras (Pan *et al.*, 2019).

4. DISCUSIÓN

Los mecanismos detrás de la degradación anaerobia implican un proceso microbiológico complejo que requiere la cooperación de varios grupos de microorganismos diferentes. Las poblaciones y estructuras microbianas están relacionadas con el rendimiento y la eficiencia de los digestores anaerobios (Sanz y Köchling, 2007). Los estudios que se realizan para mejorar la producción de biogás son significativos y es ahí donde radica la importancia de desarrollar la DA y la implementación de estas tecnologías que tiendan a la economía circular al utilizar las malezas u otras fuentes para la producción de bioenergía, lo que ayudaría al mundo a diversificar el perfil de energía renovable, aumentar el acceso a energía limpia asequible y reducir los impactos negativos de las malezas y desechos orgánicos. Además, podría permitir que el biogás sea una fuente para la producción de biocombustibles que el sector energético debería adoptar (Murillo-Roos *et al.*, 2022).

5. CONCLUSIONES

- La DA es un proceso complejo que implica muchas etapas y microorganismos en sinergia cuya aplicación puede ser utilizada para la producción de biogás.
- El gasto energético para la producción de biogás en países templados es mayor, pues la temperatura es un factor determinante en la DA.
- Existe una dificultad en fijar las concentraciones de micronutrientes que sean satisfactorias para la comunidad de microorganismos presentes durante la DA.
- Algunas sustancias como el amonio y los AGV pueden desestabilizar los sistemas de DA.
- El biocarbón es un material que puede adicionarse y ofrecer algunos beneficios en la digestión anaerobia.

PARTE III

OBJETIVO

Conocer las investigaciones que reportan el aprovechamiento de *Eichhornia crassipes* para la producción de biogás y proponer un proceso metanogénico que aproveche a esta especie para el mismo fin.

1 APROVECHAMIENTO DE LAS PLANTAS INVASORAS PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Existen algunas investigaciones que se han desarrollado para evaluar la producción de metano a partir de malezas acuáticas, con diferente proporción de sustrato e inóculos, la producción de biogás en estas investigaciones varía dependiendo de lo que se utiliza en cada una.

O'Sullivan y otros investigadores, realizaron en 2010 un estudio cuyo objetivo fue explorar el potencial de las malezas acuáticas *Eichhornia crassipes*, *Cabomba caroliniana* y *Salvinia molesta*, como sustratos para la digestión anaerobia. Para esto, llevaron a cabo un conjunto de cuatro digestiones discontinuas a escala piloto para evaluar el rendimiento, porcentaje de metano en el biogás de cada especie, y la tasa de degradación. Para esto diseñaron un conjunto de 56 pruebas de potencial biológico de metano (BMP) a pequeña escala (100 mL) para probar la repetibilidad de las digestiones y el impacto del secado y la adición de nutrientes. Los resultados mostraron que tanto *E. crassipes* como *C. caroliniana* son fácilmente degradables, produciendo 267 L de biogás kg⁻¹ SV y 221 L de biogás kg⁻¹ SV, respectivamente, con un contenido de metano de aproximadamente 50%. También mencionan que curiosamente los mejores rendimientos de metano del jacinto de agua se dan en ausencia de nutrientes o estiércol añadidos. Con base en estos resultados, los autores no recomiendan mucho el tratamiento de *S. molesta* por digestión anaerobia por los bajos rendimientos de biogás.

2 APROVECHAMIENTO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE *Eichhornia crassipes* PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

El caso de *Eichhornia crassipes* es especial, pues es bien sabido que es la maleza acuática por excelencia, pues como se ha mencionado, además de ser la más

problemática y abundante a nivel global, es la que se propaga con mayor facilidad en los cuerpos de agua eutrofizados.

Entre los estudios que emplearon lodos anaerobios y lodos primarios como inóculo para la producción de metano se encuentran los siguientes.

Patil y otros investigadores evaluaron en 2012, la biometanización de *E. crassipes* en condición mesófila utilizando lodos primarios de una planta de tratamiento de aguas residuales como inóculo para aumentar la producción de biogás. El experimento consistió en utilizar biodigestores de 250 mL en lote, los cuales se alimentaron con 4 gr. de *E. crassipes* completamente seco y molido, el inóculo empleado fue lodo primario (PSI) más agua en distintas proporciones, al final resultaron cinco lodos de fermentación: PSI-0, PSI-25, PSI-50, PSI-75 y PSI-100, con sólidos totales (ST) de 3.8, 5.5, 7.2, 8.9 y 10.6 % respectivamente. De acuerdo con sus resultados, indican que el PSI inoculado al biodigestor produjo una mejora significativa en el rendimiento de biogás pues fue casi dos veces mayor que cuando no se aplicaba. El digestor PSI-75 tuvo el mejor desempeño en la producción de biogás, seguido del PSI-50 y PSI-100 cuyos contenidos de ST eran 8.9, 7.2 y 10.6% respectivamente. Lo que sugiere que el contenido de ST afecta el rendimiento de biogás, obteniendo la mayor producción de biogás entre el 7 y el 9%.

En el año de 2018, Priya y su equipo colaborativo, realizaron experimentos en donde probaron soluciones prácticas con la finalidad de mejorar el rendimiento de biogás durante la digestión anaerobia de la biomasa de *E. crassipes* o conocido como jacinto de agua (JA) cuya biometanización de la biomasa se realizó en una unidad de proceso de dos etapas que constaba de un reactor de lecho de lixiviación anaerobio (ALBR) y un reactor de manta de lodo anaerobio de flujo ascendente (UASB). El JA se obtuvo de un lago local de agua salobre. Caracterizaron la biomasa de JA para conocer la cantidad de sólidos totales, sólidos volátiles, Nitrógeno Kjeldahl Total, fósforo, contenido de cenizas, celulosa, hemicelulosas y el contenido de lignina que analizaron en procedimientos estándar con muestras por triplicado. Con el aumento del contenido de sólidos de JA (planta entera) a un 40% mediante secado al sol durante 6 h y su posterior digestión, registraron el aumento del rendimiento de biogás en un 14% cuyo contenido de metano en el biogás más alto fue de 75%.

También encontraron que el ensilaje de JA seco con 40 % de humedad, fue preservado correctamente para asegurar su disponibilidad continua incluso durante las temporadas bajas, pero el rendimiento de biogás de seis meses de biomasa ensilada fue 20% menor en comparación con JA fresco. La codigestión de JA con residuos de lodo activado y desperdicio de alimentos generó alrededor de 150 y 400 mL de biogás / g SV respectivamente frente a 140 mL / g SV de JA solo. Uno de los resultados más interesantes de este estudio fue que el pretratamiento, la preservación y la codigestión de JA, mejoraron su biometanización.

Además, existen diversos estudios que emplearon como inóculo las excretas ruminales, como los que se mencionan a continuación.

En 2014 Putra y colaboradores, evaluaron la tasa de producción de JA para un mejoramiento de biogás a través de un pretratamiento hidrotermal con estiércol de búfalo como iniciador, para esto, mezclaron el estiércol con el sustrato en relaciones 1:2, 2:2 y 2:1, a una temperatura de 170°C, con variaciones de: 30, 60 y 90 minutos. Caracterizaron los sólidos totales, demanda bioquímica de oxígeno y pH en los sustratos hidrotermales pretratados. Sus resultados mostraron que el pretratamiento hidrotermal de 60 minutos con la proporción de jacinto de agua a estiércol de búfalo 1:2 mostró la mayor tasa de producción de biogás con 7889 mL / día. Empero, la composición de metano más alta fue 52.82%, del tratamiento hidrotermal de 30 minutos con una proporción igual de jacinto de agua y estiércol de búfalo. Con esto concluyeron que el pretratamiento hidrotermal aumenta la tasa de producción de biogás en un 102% y el rendimiento de metano en un 51% en relación con el jacinto de agua sin tratar.

En otro tenor, Mathew y colaboradores (2015), evaluaron la producción de biogás a partir de la digestión anaerobia semicontinua de *E. crassipes* y *S. molesta*, durante un periodo de 60 días con una relación de inóculo de estiércol de vaca a materia prima de 2:1. El jacinto de agua, la salvinia y el estiércol de vaca se analizaron para determinar los sólidos totales, sólidos volátiles, el contenido de cenizas, el pH, la demanda química de oxígeno, los carbohidratos, el carbono orgánico y el nitrógeno total para determinar varias propiedades fisicoquímicas de la biomasa. El rendimiento de la producción de biogás derivados de Jacinto de agua y Salvinia fueron 552 L/kg

SV y 221 L/kg SV, respectivamente. El contenido máximo de metano obtenido en el estudio fue de 62% en *E. crassipes* y 63% para *S. molesta*.

Un proyecto realizado por Rozy y otros autores en 2017, consistió en la evaluación de la optimización de la producción de biogás a partir de *E. crassipes*, para lo cual inocularon con estiércol de ganado y con digestato de una planta de biogás en funcionamiento. Algunos parámetros optimizados durante el proceso para la producción de biogás fueron: tamaño de partícula, concentración de inóculo, temperatura de incubación, iones metálicos y pH. La producción máxima de biogás se observó con jacinto de agua cortado en fragmentos de 1x1 cm y con un 40% de concentración de inóculo. Se determinó que la temperatura de 45 ° C junto con un pH neutro, fueron los parámetros óptimos para la producción de biogás en presencia de cloruro de manganeso. En condiciones optimizadas durante 40 días se produjeron 44.9 L de biogás / kg de jacinto de agua, 360.09 L / kg de sólidos totales y 39.95 L de biogás / kg de sólidos volátiles. Esto podría deberse a que el lodo de estiércol de ganado, que es rico en consorcio microbiano para la producción de biogás, ayuda a convertir el jacinto de agua en biogás, también mencionan que el tamaño de partícula representa la importancia de sitios seguros y activos fácilmente disponibles para que crezcan los metanógenos.

En 2019, Omondi y otros investigadores, evaluaron la codigestión de la biomasa del Jacinto de agua obtenido del Lago Victoria con varias proporciones de mezcla de desechos ruminales de mataderos (RJA) a 24, 32 y 37 ° C para encontrar la proporción y temperatura óptimas, con esto, hallaron que la tasa de biometanización aumentó con la temperatura de 0.23 con 24 ° C a 0.75 y 0.96 con 32°C y 37°C, respectivamente. El diseño experimental consistió en ocho juegos de tres matraces de fondo redondo de 1000 mL y una probeta graduada. El rendimiento de metano mejoró de 14 a 24 ° C hasta 40 y 52 L / kg de jacinto de agua secado al aire a 32 ° C y 37 ° C respectivamente. Una relación JA: RJA del 30% mostró una óptima aclimatación y un rendimiento de metano en un tiempo de residencia de 60 días. La codigestión con 30% RJA a 24°C mejoró el rendimiento de biogás en un 75% de 8.05 a 14.09 L / Kgde biomasa.

En 2019 Roopnarain y su equipo, aportaron conocimientos sobre el vínculo

metagenómico entre el método de pretratamiento, la adición de un inóculo y el rendimiento de biometano durante la DA del jacinto de agua, implementaron diversos pretratamientos para conocer los grupos bacterianos asociados a éstos. La materia prima para la DA empleada en el estudio fue el jacinto de agua pretratado y el estiércol bovino digerido (inóculo). Los experimentos de cultivo por lotes se desarrollaron en botellas de 500 mL con un volumen de trabajo de 250 mL equipadas con tapas que contenían septos de goma. Los métodos de pretratamiento probados incluyeron tratamientos físicos y biológicos. Los resultados demostraron que hubo una producción temprana de biometano de hasta 0.4 L con 60% de metano en el biogás, además sugirieron que la adición de un inóculo durante el proceso de DA contribuye a la estabilidad de la comunidad microbiana e impulsa la actividad enzimática, lo que se asocia a una mejor degradación del sustrato y un mayor rendimiento de biogás. Concluyeron que la comunidad microbiana en el inóculo está adaptada para optimizar el proceso de DA, por lo que refieren que las comunidades microbianas en el inóculo superaron a las bacterias y arqueas predominantes que estaban naturalmente asociadas con el jacinto.

Un grupo de trabajo formado por Castro y Agblevor publicaron (2020a) diversos estudios, en uno de ellos, evaluaron la biometanización de *E. crassipes* presente en cuerpos de agua eutrofizados después del manejo de estas malezas. Caracterizaron las propiedades fisicoquímicas y la cinética de biometanización del jacinto de agua de un sitio con agua salobre (La Ciénaga) versus uno de agua dulce (El Naranjo) en el río Ozama, República Dominicana. El inóculo utilizado fue lodo anaerobio de una planta de aguas residuales mesofílica, también realizaron análisis comparativos de la calidad del agua. Los resultados refieren que el contenido de nitratos en La Ciénaga fue tres veces mayor que en El Naranjo y que la tasa de producción de metano (reportado a condiciones estándar) en la digestión del jacinto de agua a partir de agua salobre (22.5 L / kg SV agregado x día) fue el doble que de agua dulce (10.0 L/kg SV agregado x día). En general, el potencial máximo de metano del jacinto de agua del río Ozama fue 399.2 ± 32.2 L CH₄/kg SV agregado.

En otro estudio por el mismo equipo de trabajo (Castro y Agblevor, 2020b), evaluaron los efectos de la oxidación por aire húmedo (WAO) y la oxidación alcalina por aire húmedo (AWAO) en condiciones de baja presión sobre la estructura y la cinética de

biometanización de la materia prima de jacinto de agua, esto consistió en el pretratamiento de jacinto de agua (50 g / L) usando WAO y AWAO (0.15 g de Na_2CO_3 /g de alimento), a 170 ° C bajo 0.4 MPa de aire durante 30 min. Después de WAO y AWAO, el carbono fijo (% p / p) del jacinto de agua (25.9 ± 0.8 % p / p) se redujo a un promedio de 21.4 ± 1.6 % p / p. Los autores mencionan que la oxidación con aire húmedo no se considera comúnmente en el pretratamiento de materiales lignocelulósicos para procesos de bioconversión, lo que resulta interesante porque los resultados indicaron que la biomasa AWAO mostró mayor deconstrucción de celulosa y remoción de lignina y extractos en comparación con WAO y biomasa no pretratada, los resultados de esta investigación demostraron que la tasa de producción de metano [mL CH_4 / g día de alimentación] durante la biometanización del jacinto de agua (4.1 ± 0.2) aumentó 63% después de WAO (6.7 ± 1.5) y 117% después de AWAO (8.9 ± 0.7), es decir AWAO aumentó el potencial de metano de jacinto de agua en un 24%, de 153.7 ± 1.9 a 191 ± 4.1 . La producción de energía estimada a partir de la biometanización del jacinto de agua AWAO fue 30 veces mayor a la de la biomasa no tratada previamente. La biometanización de jacinto de agua después de AWAO fue mejor que WAO y biomasa sin pretratar.

En 2021, De León y colaboradores publicaron un estudio en el que tuvieron como objetivo determinar el potencial bioquímico para la producción de metano a partir del jacinto de agua y la fracción orgánica de residuos sólidos municipales utilizando como inóculo lixiviados de la planta de compostaje Bordo Poniente de la Ciudad de México, los resultados que reportaron estos autores es que el rendimiento de biogás a los 50 días fue de 926 ± 1 mL con un porcentaje de metano que varió de 64 a 79 % v/v, los autores sugieren utilizar lixiviados de la fracción orgánica de los residuos porque contienen los microorganismos que optimizan la DA.

Sharma & Suthar en 2020 investigaron el efecto del biocarbón de estiércol de vaca en la digestión anaerobia del jacinto de agua, de acuerdo con los autores los estudios sobre la adición del biocarbón de estiércol de ganado para mejorar la digestión anaerobia de cualquier desecho lignocelulósico son escasos. Por lo que, el objetivo principal fue investigar el impacto de la pirolización lenta del estiércol de ganado BC en dosis de 0.5, 1.0, y 1.5% v / v, sobre la DA de JA en lotes a 35°C. Registraron la

producción diaria de biogás durante 35 días y los cambios en las principales características fisicoquímicas del digestor (pH, demanda química de oxígeno soluble, ácidos grasos volátiles y sólidos volátiles) se registraron durante 0, 7, 14, 21, 28 y 35 días. Después de obtener la formación diaria y acumulativa de biogás, los resultados revelaron que la adición de biocarbón redujo la fase de retraso de 3 días a 1 día, pero se extendió en una dosis más alta (1.5%). La producción acumulada de biogás se fijó en 2721 mL en T1 (1% v / v de biocarbón) al final de los 35 días del proceso de DA. Concluyeron que la adición de biocarbón en el digestor anaerobio de jacinto de agua genera un impacto sinérgico en el proceso de biometanización ya que la producción de biogás mejoró en un 20.3% con la suplementación de biocarbón al 1% (v / v), lo que sugiere un entorno químico mejorado para las arqueas metanogénicas en el digestor después de la adición de biocarbón, además sugieren que el biocarbón en la hidrólisis, la acidogénesis, la acetogénesis y los consorcios *Archaea* podría ser un tema de futuras investigaciones y además refieren que el digestato puede ser utilizado como biofertilizante rico en nutrientes. Cabe mencionar que esta última investigación fue la que motivó a proponer el diseño experimental que se presenta a continuación.

3 PROPUESTA DE APROVECHAMIENTO PARA *E. crassipes*

3.1 JUSTIFICACIÓN

Como se ha mencionado, la digestión anaerobia (DA) es un proceso que consiste en utilizar la biomasa para digerirse en condiciones anaerobias mediante mono y codigestión (con desechos alimenticios, lodos de aguas residuales, estiércol de vaca, etc), esto ha demostrado que su aplicación integrando al jacinto de agua, resulta exitoso para la producción de biogás, además se ha reportado el impacto significativo de la adición de biocarbón en la DA. Este material de carbono poroso mejora el proceso de DA de varias formas; acortando de la fase de retraso, como suministro adicional de nutrientes para los anaerobios, aumentando el área de superficie para crecimiento de anaerobios y mejorando la calidad del digestato para poder emplearlo como fertilizante(Sharma & Suthar, 2020), es por esto que en este apartado se propone un diseño experimental para la evaluación de la producción de biometano a partir de la digestión anaerobia de *E. crassipes*, suplementada con biocarbón e inoculada con sedimentos del humedal de Xochimilco y lodos anaerobios. Pues como se ha visto en los apartados anteriores, esta maleza representa muchos problemas económicos, ambientales y de salud.

3.2 OBJETIVO GENERAL

- Evaluar la producción de biometano a partir de la digestión anaerobia de jacinto de agua suplementada con biocarbón e inoculada con sedimentos del humedal de Xochimilco y lodos anaerobios de una planta de tratamiento de aguas residuales urbana.

3.3 OBJETIVOS PARTICULARES

- Conocer la influencia del biocarbón como nutriente sobre la actividad del sedimento y los lodos anaerobios en el proceso de Digestión anaerobia.

- Evaluar el efecto en la utilización de Lodos anaerobios y Sedimentos del humedal como inóculos en la degradación del Jacinto de agua.
- Evaluar el efecto del biocarbón como nutriente en la producción de biogás y formación de metano a partir de la digestión anaerobia del jacinto de agua, inoculada con sedimentos del humedal y lodos anaerobios.

4. METODOLOGÍA: DISEÑO EXPERIMENTAL

- **Biocarbón**

El biocarbón se obtendrá preferentemente proveniente de basura orgánica y se caracterizará gravimétricamente (Sólidos Totales ST, Sólidos Fijos SF y Sólidos Volátiles SV).

- **Jacinto de agua y lodos anaerobios**

El Jacinto de agua se coleccionará del humedal de Xochimilco, se le retirarán las raíces y se enjuagará con agua de grifo para posteriormente aplicarle el tratamiento mecánico cortándolo en 1x1 cm., después se empaquetará en bolsas de plástico y se almacenará en el refrigerador a 4°C. Además, se caracterizará gravimétricamente (Sólidos Totales ST, Sólidos Fijos SF y Sólidos Volátiles SV).

Los lodos anaerobios se obtendrán de la planta de Tratamiento de aguas residuales de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa y se analizará su actividad metanogénica. El lodo se transportará en un frasco de plástico oscuro y será almacenado para su uso en sistema de Digestión Anaerobia.

- **Sedimentos del humedal**

Se ubicarán las zonas de muestreo en el humedal de Xochimilco y posteriormente se obtendrá sedimento por medio de una draga en el fondo, las muestras serán transportadas en frascos herméticos oscuros, se tamizará con una apertura de malla de 4 mm y se caracterizará gravimétricamente (Sólidos Totales ST, Sólidos Fijos SF y Sólidos Volátiles SV).

- **Diseño experimental para la Digestión Anaerobia**

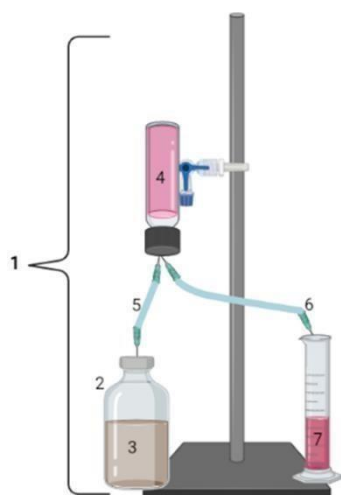
Se realizarán pruebas de cultivos en lotes en botellas serológicas de 60 mL por triplicado en condiciones mesofílicas (35°C) implementando los siguientes tratamientos.

Tabla 7. Tratamientos propuestos para el diseño experimental.

Tratamiento	Acrónimo	Bioensayos
1	Sed	Actividad del sedimento
2	BC + LA (control)	Biocarbón + Lodos Anaerobios
3	BC + Sed (control)	Biocarbón + Sedimento
4	JA + BC	Jacinto de agua + Biocarbón
5	JA + Sed	Jacinto de agua + Sedimento
6	JA + LA	Jacinto de agua + Lodos anaerobios
7	JA + BC + Sed	Jacinto de agua + Biocarbón + Sedimento
8	JA + BC + LA	Jacinto de agua + Biocarbón + Lodos Anaerobios
9	JA + BC + Sed + LA	Jacinto de agua + biocarbón + Sedimento + Lodos Anaerobios

- **Sistema experimental**

Para conocer la producción de biogás se desarrollará el siguiente sistema experimental. El biogás será analizado para determinar su composición mediante cromatografía de gases (GC).



1. Sistema de desplazamiento de líquidos.
2. Botella serológica.
3. Tratamiento.
4. Depurador de CO₂ (solución de KOH al 11.2% (p / v) + Indicador).
5. Tubo de goma.
6. Aguja hipodérmica.
7. Líquido desplazado.

Figura 16. Sistema de desplazamiento de líquidos.

5. DISCUSIÓN

La producción de la energía a nivel mundial ha aumentado considerablemente, los combustibles fósiles representaron el 82% del uso de energía primaria en 2021, por debajo del 83% en 2019 y el 85% hace cinco años, la energía primaria renovable (incluidos los biocombustibles) aumentó la tasa de crecimiento anual con un valor del 15% (más que el 9% del año 2021) y superior a la de cualquier otro combustible (BP, 2022). Esto indica que las investigaciones para mejorar la producción de biogás a partir de desechos con un alto contenido de humedad mediante tecnologías de digestión anaeróbica se reflejan en estos datos y, por ende, contribuyen al avance del uso de energías renovables (Abanades *et al.*, 2022). Como se ha descrito, la materia orgánica es común para la producción de biogás, desde fuentes como la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales, el estiércol porcino o bovino, los lodos residuales, las malezas acuáticas que causan severos problemas, entre otros, pueden ser empleados para obtener un valor agregado y reducir sus impactos al ambiente, además algunos materiales novedosos como el biocarbón podrían ayudar a mejorar al proceso (Luca y Cossu, 2015).

6. CONCLUSIONES

- La implementación de tecnologías de Digestión Anaerobia para la obtención de biocombustibles a partir de materia orgánica es un campo que requiere mayores investigaciones y aplicaciones.
- Las investigaciones a partir de diferentes fuentes de materia orgánica para la producción del biogás difieren significativamente en varios países del mundo.
- Los tipos más comunes de residuos que se pueden utilizar en el sector del biogás son estiércol animal, lodos anaerobios, aguas residuales, sedimentos, residuos sólidos urbanos, así como malezas acuáticas como *E. crassipes*.
- El biocarbón y los sedimentos de humedales son algunos elementos que pueden estudiarse en futuras investigaciones de DA para el aprovechamiento de *E. crassipes* u otras malezas acuáticas en la producción de biogás.

ANEXOS

Imágenes de las malezas acuáticas.



Alternanthera philoxeroides



Andropogon sp.



Azolla cristata



Azolla filiculoides



Azolla pinnata



Cabomba caroliniana



Ceratophyllum demersum



Ceratopteris pteridoides



Crassula helmsii



Cyperus articulatus



Echinochloa polystachya



Echinochloa pyramidalis

ANEXOS



Eichhornia azurea



Eichhornia crassipes



Elodea canadensis



Elodea nuttalli



Gymnocoronis spilanthoides



Hanguana malayana



Hydrilla verticillata



Hydrocleys nymphoides



Hydrocotyle ranunculoides



Hygrophila polysperma



Hymenachne amplexicaulis



Ipomoea aquatica

ANEXOS



Iris pseudacorus



Lagarosiphon major



Lemna aequinoctialis



Lemna minor



Limnobium laevigatum



Limnophila sessiliflora



Ludwigia adscendens



Ludwigia grandiflora



Ludwigia peploides



Ludwigia perennis



Ludwigia peruviana



Lythrum salicaria

ANEXOS



Myriophyllum aquaticum



Myriophyllum heterophyllum



Myriophyllum spicatum



Najas indica



Najas minor



Nasturtium officinale



Nelumbo nucifera



Nymphaea mexicana



Nymphaea stellata



Nymphoides sp.



Phragmites karka



Phragmites australis

ANEXOS



Pistia stratiotes



Polygonum barbatum



Pontederia cordata



Potamogeton sp.



Sacciolepis africana



Sagittaria platyphylla



Sagittaria subulata



Salvinia auriculata



Salvinia cucullata



Salvinia minima



Salvinia molesta



Shinnersia rivularis

ANEXOS



Spartina alterniflora



Spartina townsendii



Sphenoclea zeylanica



Spirodela polyrrhiza



Trapa natans



Typha angustifolia



Typha domingensis



Typha latifolia



Utricularia aurea



Utricularia gibba



Vallisneria spiralis

REFERENCIAS

- Abanades, S., Abbaspour, H., Ahmadi, A., Das, B., Ehyaei, M. A., Esmaeilion, F., El Haj Assad, M., Hajilounezhad, T., Jamali, D. H., Hmida, A., Ozgoli, H. A., Safari, S., AlShabi, M., & Bani-Hani, E. H. (2022). A critical review of biogas production and usage with legislations framework across the globe. *International Journal of Environmental Science & Technology (IJEST)*, 19(4), 3377–3400. <https://doi.uam.elogim.com/10.1007/s13762-021-03301-6>
- Abbasi, S. A., & Nipaney, P. C. (1986). Infestation by aquatic weeds of the fern genus *Salvinia*: its status and control. *Environmental conservation*, 13(3), 235-241.
- Abbott, B. N., Wallace, J., Nicholas, D. M., Karim, F., & Waltham, N. J. (2020). Bund removal to re-establish tidal flow, remove aquatic weeds and restore coastal wetland services—North Queensland, Australia. *Plos one*, 15(1), e0217531.
- Abdo, M. S. A., & Da Silva, C. J. (2002). Nutrient stock in the aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* in the Pantanal—Brazil. In of the German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems.
- Acosta-Arce, L., & Agüero-Alvarado, R. (2006). Malezas acuáticas como componentes del ecosistema. *Agronomía mesoamericana*, 17(2), 213-218.
- Adekunle, K. F., & Okolie, J. A. (2015). A review of biochemical process of anaerobic digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, 6(03), 205.
- Aguiar, F. C. F., & Ferreira, M. T. (2013). Plant invasions in the rivers of the Iberian Peninsula, south-western Europe: A review. *Plant Biosystems - An*

International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology, 147(4),1107–1119. doi:10.1080/11263504.2013.861539

Aguilar, J. A., Camarena, O. M., Center, T. D., & Bojórquez, G. (2003). Biological control of waterhyacinth in Sinaloa Mexico with the weevils *Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*. *BioControl*, 48(5), 595-608 DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1025707603627>

Ajagbe, S. O. (2020). Management of aquatic plants and their contributions to fisheries production in Ikere-Gorge, Iseyin, Oyo State, Nigeria. *Agro- Science*, 19(4), 18-23.

Aloo P, Ojwang W, Omondi R, Njiru MN, Oyugi D (2013) A review of the impacts of invasive aquatic weeds on the biodiversity of some tropical water bodies with special reference to Lake Victoria (Kenya). *Biodivers J* 4:471–482

Ansari, AA, Naeem, M., Gill, SS y AlZuaibr, FM (2020). Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 46(4): 371-376

Arroyo, C. (2012). Guía de control de bioinvasoras vegetales en ríos de la Península Ibérica. Programa De Cooperación Territorial Espacio Sudoeste Europeo 2007-2013.SUDOE. 118 pp.

Asmare, T., Demissie, B., Nigusse, A. G., & GebreKidan, A. (2020). Detecting Spatiotemporal Expansion of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Lake Tana, Northern Ethiopia. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 1-14.

- Barreto, R. W., & Evans, H. C. (1996, January). Fungal pathogens of some Brazilian aquatic weeds and their potential use in biocontrol. In Proceedings of the IX International Symposium on Biological Control of Weeds, Stellenbosch, South Africa (pp. 19-26). Oxford, UK: CABI International.
- Bernal Vega, A. D., & Gutiérrez Castillo, C. (2019). Formulación de un plan de manejo integrado para control y minimización del buchón de agua (*Eichhornia Crassipes*) presente en la charca de Guarinocito-La Dorada, Caldas-Colombia (Bachelor's thesis, Universidad El Bosque).
- Borja Padilla, R., Martín, A., Durán Barrantes, M. M., & Maestro Durán, R. (1992). Estudio cinético comparativo del proceso de digestión anaerobia del alpechín en los intervalos mesofílico y termofílico de temperatura. Vol. 43 Fase. 6. Universidad de Córdoba.
- BP (2022) Statistical Review of World Energy. British Petroleum, UK
- Brundu G (2015) Plant invaders in European and Mediterranean inland waters: profiles, distribution, and threats. *Hydrobiologia* 746:61–79. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1910-9>
- Brundu, G., Azzella, M. M., Blasi, C., Camarda, I., Iberite, M., & Celesti-Grapow, L. (2013). The silent invasion of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in Italy. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 147(4), 1120-1127.
- Brundu, G., Stinca, A., Angius, L., Bonanomi, G., Celesti-Grapow, L., D'Auria, G., Spigno, P. (2012). *Pistia stratiotes* L. and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.: emerging invasive alien hydrophytes in Campania and Sardinia

(Italy). EPPO Bulletin, 42(3), 568–579. doi:10.1111/epp.12004

Buccomino G, Buonfiglio V & Vinci M (2010) *Salvinia molesta* D.S. Mitch.:

considerazioni sulle misure di controllo e gestione della specie aliena

invasiva nel pozzo del Merro (Sant'angelo Romano - Roma). Annali del Museo civico di Rovereto Sez.: Arch., St., Sc. nat. 26, 359–372, (in Italian).

Buckingham GR (1998) Surveys for insects that feed on Eurasian watermilfoil,

Myriophyllum spicatum, and hydrilla, *Hydrilla verticillata*, in the People's

Republic of China, Japan, and Korea. Technical Report A-98-5. US Army

Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg.

Camarena Medrano, O., Aguilar Zepeda, J. A., & Vega Nevárez, R. (2005). Biological

control of the water hyacinth in Ciénega de Chapala ID 024, Zamora ID 061,

Michoacán, Mexico and Chapala lake (a dream, a challenge). In XVII

Congreso de la Asociación Latinoamericana de Malezas(ALAM) I Congreso

Iberoamericano de Ciencia de las Malezas, IV Congreso Nacional de Ciencia

de Malezas, Matanzas, Cuba, 8 al 11 de noviembre del 2005 (pp. 563-570).

Asociación Latinoamericana de Malezas (ALAM).

Camarena-Medrano O., Aguilar-Zepeda J.A., Vega-Nevárez R. y Lomelí- Villanueva

J.R.. (2000). Control integral de maleza acuática en distritos de Riego / José A.

Aguilar Zepeda, Ramiro Vega Nevárez, José R. Lomelí Villanueva. 2da.

Edición, Jiutepec: IMTA 2000, 162 p.

Castro, Y. A., & Agblevor, F. A. (2020a). Biomethanation of Invasive Water Hyacinth

from Eutrophic Waters as a Post Weed Management Practice in the

Dominican Republic: A Developing Country. *Environmental Science and*

Pollution Research 27(12):14138–49.

Castro, Y.A. & Agblevor, F.A. (2020b). Effect of wet air oxidation on the composition and biomethanation of water hyacinth. *Biomass Conv. Bioref.* <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00825-8>

Center, T. D., & Spencer, N. R. (1981). The phenology and growth of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in a eutrophic north-central Florida lake. *Aquatic Botany*, 10, 1-32. doi: [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(81\)90002-4](https://doi.org/10.1016/0304-3770(81)90002-4)

Center, T. D., Dray, F. A., Jubinsky, G. P., & Leslie, A. J. (1999). Waterhyacinth Weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) Inhibit Waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) Colony Development. *Biological Control*, 15(1), 39–50. doi:10.1006/bcon.1999.0699

Chabukdhara, M., & Nema, A. K. (2012). Heavy metals in water, sediments, and aquatic macrophytes: river Hindon, India. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 16(3), 273-281.

Chamier, J., Schachtschneider, K., Le Maitre, D. C., Ashton, P. J., & Van Wilgen, B. W. (2012). Impacts of invasive alien plants on water quality, with particular emphasis on South Africa. *Water Sa*, 38(2), 345-356.

Chamier, J., Schachtschneider, K., Le Maitre, D. C., Ashton, P. J., & Van Wilgen, B. W. (2012). Impacts of invasive alien plants on water quality, with particular emphasis on South Africa. *Water Sa*, 38(2), 345-356.

Champion, P. D., De Winton, M. D., & Clayton, J. S. (2014). A risk assessment based proactive management strategy for aquatic weeds in New Zealand.

Management of Biological Invasions, 5(3), 233.

Cilliers, C. (1999). *Lysathia* .sp. (Coleoptera: Chrysomelidae), a host-specific beetle for the control of the aquatic weed *Myriophyllum aquaticum* (Haloragaceae) in South Africa . Hydrobiologia 415, 271–276
<https://doi.org/10.1023/A:1003809011936>.

Cilliers, C. J. (1987). First attempt at and early results on the biological control of *Pistia stratiotes* L. in South Africa. Koedoe, 30(1), 35-40.

Cilliers, C. J. (1991a). Biological control of water lettuce, *Pistia stratiotes* (Araceae), in South Africa. *Agriculture, ecosystems & environment*, 37(1-3), 225-229.

Cilliers, C. J. (1991b). Biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae), in South Africa. *Agriculture, ecosystems & environment*, 37(1-3), 207-217.

Clayton, J. S. (1996). Aquatic weeds and their control in New Zealand lakes. *Lake and Reservoir Management*, 12(4), 477-486.

Clout, M. N. & Williams P. A. (2009). *Invasive Species Management : A Handbook of Principles and Techniques*. OUP Oxford.

Corea, A. S. L. E. (2007). Distribution of Aquatic weeds and its impact on selected natural water bodies in the Polonnaruwa and Ampara districts.

Crisp, D., Meijer, Y., Munro, R., Bowman, K., & Chatterjee, A. (2018). A constellation architecture for monitoring carbon dioxide and methane from space. NASA, CEOS Atmospheric Composition Virtual Constellation Greenhouse Gas Team.

- da Silva, O. B., Carvalho, L. S., de Almeida, G. C., de Oliveira, J. D., Carmo, T. S., & Parachin, N. S. (2017). Biogas-turning waste into clean energy. *Fermentation Processes* [Internet], 161-180.
- Davidson, A. D., Tucker, A. J., Chadderton, W. L., Jensen, E., Weibert, C., & Death, R. (2021). Assessing progress in regulation of aquatic nonindigenous species across the multijurisdictional waters of the Laurentian Great Lakes, with emphasis on the live trade pathways. *Management of Biological Invasions*, 12(3), 546.
- Day, M. D., & Bule, S. (2016). The status of weed biological control in Vanuatu. *NeoBiota*, 30, 151.
- Day, M. D., & Winston, R. L. (2016). Biological control of weeds in the 22 Pacific island countries and territories: current status and future prospects. *NeoBiota*, 30, 167–192. <https://doi.org/10.3897/neobiota.30.7113>
- Deago, E. M., & Pizarro, G. E. (2015) *Typha angustifolia* L. evaluada como sustrato sólido orgánico natural para biorremediar agua subterránea contaminada con nitrato. *RIDTEC*. 11 (1), 41-54 pp.
- DEFRA, Department for Environment, Food and Rural Affairs. (2008) *The Invasive Non-Native Species Framework Strategy for Great Britain*. 48 pp.
- Degaga, A. H. (2018). Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) Biology and its Impacts on Ecosystem, Biodiversity, Economy and Human Wellbeing. *J. Life Sci. Biomed.* 8(6): 94-100; www.jlsb.science-line.com
- Degaga, AH (2018). Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) Biology and its Impacts on Ecosystem, Biodiversity, Economy and Human Well-being. *Journal of Life*

Science and Biomedicine 8(6): 94-100.

De León, L. R., Díez, P. Q., Gálvez, L. T., Perea, L. A., Barragán, C. L., Rodríguez, C. G., & León, A. R. (2021). Biochemical methane potential of water hyacinth and the organic fraction of municipal solid waste using leachate from Mexico City's Bordo Poniente composting plant as inoculum. *Fuel*, 285, 119132.

Diccionario de la lengua española, 23.^a ed., [versión 23.5 en línea].
<<https://dle.rae.es>>

Diccionario de la lengua española, 23.^a ed., [versión 23.5 en línea].
<<https://dle.rae.es>>

Dinalankara, S., Chandrasiri, T. S., Dias, D., Hettiarachchi, K., Rodrigo, R., & Premaratne, U. (2018). Vision based automated biomass estimation offronds of *Salvinia molesta*. In 2018 IEEE International Conference on Information and Automation for Sustainability (ICIAfS) (pp. 1-6). IEEE.

Dutartre, M.A, Cemagref, F., EPPO y Brunel, M.S. (2011). ANÁLISIS DE RIESGO DE PLAGAS PARA: *Ludwigia grandiflora*.

EEA (European Environment Agency) (2012). The impacts of invasive alien species in Europe. EEA Technical Report No. 16/2012. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
<http://www.eea.europa.eu/publications/impacts-of-invasive-alien-species>.

EPM (2011). EPM logra controlar el buchón de agua en sus embalses Porce II y Peñol-Guatapé. Medellín (Colombia). URL:

https://www.epm.com.co/site/Portals/0/medios_de_comunicacion/boletines_de_prensa/buchon_control2011.pdf

Fitzsimons, R. E., & Vallejos, R. H. (1986). Growth of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in the middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia*, 131(3), 257-260.

Fleming JP, Wersal RM, Madsen JD, Dibble ED (2021) Weak non-linear influences of biotic and abiotic factors on invasive macrophyte occurrence. *Aquatic Invasions* 16(2): 349–364, <https://doi.org/10.3391/ai.2021.16.2.09>

Fleming JP, Wersal RM, Madsen JD, Dibble ED (2021) Weak non-linear influences of biotic and abiotic factors on invasive macrophyte occurrence. *Aquatic Invasions* 16(2): 349–364, <https://doi.org/10.3391/ai.2021.16.2.09>

Forno, I. W., & Julien, M. H. (2000). Success in biological control of aquatic weeds by arthropods. In *Biological control: measures of success* (pp. 159-187). Springer, Dordrecht.

Forno, I. W., Sands, D. P. A., & Sexton, W. (1983). Distribution, biology and host specificity of *Cyrtobagous singularis* Hustache (Coleoptera: Curculionidae) for the biological control of *Salvinia molesta*. *Bulletin of Entomological Research*, 73(1), 85-95.

Forno, I.W. & Harley, K.L.S.(1979). The occurrence of *Salvinia molesta* in Brazil. *Aquat. Bot.*, 6: 185--187.

Forno, I.W., 1983. Native distribution of the *Salvinia auriculata* complex and keys to species identification. *Aquat. Bot.*, 17: 71--83.

- Funmilola, A. (2014). Environmental and socio-economic impact of aquatic weeds on the water of Awba dam: its effect on ecotourism. *Journal of Environmental Extension, 12*, 9-17.
- Getnet H, Kifle D & Fetahi T (2020): Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) affects the composition and abundance of zooplankton in the littoral region of Koka Reservoir, Ethiopia, *African Journal of Aquatic Science*, 45(4), 486-492.
- Goncalves Jr, A. C., Lindino, C. A., da Rosa, M. F., Bariccatti, R., & Gomes, G. D. (2008). Removal of toxic heavy metals cadmium, lead and chromium from swine biofertilizer, using an aquatic macrophyte (*Eichornia crassipes*) as a bioindicator. *Acta Scientiarum. Technology, 30*(1), 9-15.
- Greco, N. M., Walsh, G. C., & Luna, M. G. (2019). Biological control in Argentina. *Biological Control in Latin America and the Caribbean: Its Rich History and Bright Future, 12*, 21.
- Gutiérrez, E., Arreguín, F., Huerto, R., & Saldaña, P. (1994). Aquatic weed control. *International Journal of Water Resources Development, 10*(3), 291- 312.
- Gutiérrez, E., Huerto, R., Saldaña, P., & Arreguín, F. (1996). Strategies for waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) control in Mexico. *Hydrobiologia, 340*(1), 181-185.
- Hanan-Alipi A. M., Mondragón-Pichardo J, Vibrans H. (2009) Malezas de México. Consultado el 7 de julio de 2022. En:
<http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/pontederiaceae/eichhornia-crassipes/fichas/ficha.htm#9.%20Referencias>.
- Hill, M. P. (2003) The impact and control of alien aquatic vegetation in South

African aquatic ecosystems, African Journal of Aquatic Science, 28:1, 19-24,
DOI: 10.2989/16085914.2003.9626595.

Hill, M. P., & Cilliers, C. J. (1999). A review of the arthropod natural enemies, and factors that influence their efficacy, in the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae), in South Africa. A review of the arthropod natural enemies, and factors that influence their efficacy, in the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae), in South Africa., 103-112.

Hill, M. P., & Coetzee, J. (2017). The biological control of aquatic weeds in South Africa: Current status and future challenges. Bothalia-African Biodiversity & Conservation, 47(2), 1-12.

Hong-Yu J., Zhang-Wei H., Yong-Xiang R., Cong-Cong T., Ai-Juan Z., Wenzong L., Bin L., Zhi-Hua L., Aijie W. (2022) Current advances and challenges for direct interspecies electron transfer in anaerobic digestion of waste activated.

Howard-Williams, C., 1993. Processes of aquatic weed invasions: The New Zealand example. J. Aquat. Plant Mgmt, 31: 17–23.

Huerto-Delgadillo, R. (2014). Control de malezas acuáticas y recuperación de las especies emblemáticas. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 40 pp.

Humphries, S. E., R. H. Groves & D. S. Mitchell. (1991). Plant invasions of Australian ecosystems. Kowari 2: 1-134 [National Parks and Wildlife Service, Canberra].

Hussner A (2008) On the ecology and ecophysiology of aquatic neophytes in North

Rhine-Westphalia. doctoral thesis. Heinrich-Heine University, Düsseldorf,
Germany Universidad Heinrich-Heine, Düsseldorf, Alemania

Hussner, A. (2012). Alien aquatic plant species in European countries. *Weed Research*, 52(4), 297-306. DOI: 10.1111/j.1365-3180.2012.00926.x

Hussner, A., Nehring, S., & Hilt, S. (2014). From first reports to successful control: a plea for improved management of alien aquatic plant species in Germany. *Hydrobiologia*, 737(1), 321-331.

Hussner, A., Van De Weyer, K., Gross, E. M., & Hilt, S. (2010). Comments on increasing number and abundance of non-indigenous aquatic macrophyte species in Germany A Hussner et al. Non-indigenous aquatic macrophytes in Germany. *Weed Research*, 50(6), 519–526.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2010.00812.x>

Hussner, A., Windhaus, M., Starfinger, U., & Clements, D. (2016). From weed biology to successful control: an example of successful management of *Ludwigia grandiflora* in Germany. *Weed Research*, 56(6), 434–441.
<https://doi.org/10.1111/wre.12224>

Ismail, S. N., Subehi, L., Mansor, A., & Mashhor, M. (2019). Invasive aquatic plant species of Chenderoh Reservoir, Malaysia and Jatiluhur Reservoir, Indonesia. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 380, No. 1, p. 012004). IOP Publishing.

Jayanth, K. P. (1988). Successful biological control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) by *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) in Bangalore, India. *International Journal of Pest Management*, 34(3), 263- 266.

Jianqing, D., Ren, W., Weidong, F., & Guoliang, Z. (2000). Water hyacinth in China: Its distribution, problems and control status. In ACIAR PROCEEDINGS (pp. 29-32). ACIAR; 1998.

Jiménez Luna, T. A., & Silva Moscoso, D. P. (2018). Formulación de estrategias de manejo ambiental para la erradicación del buchón de agua (*Eichhornia Crassipes*) presente en el humedal Gualí-tres esquinas (Funza, Cundinamarca). Universidad Libre. URL: <https://hdl.handle.net/10901/15883>

Jördening, HJ & Winter, J. (Eds.). (2005). Biotecnología ambiental: conceptos y aplicaciones. John Wiley & Sons.

Junior, A. C. G., Selzlein, C., & Nacke, H. (2009). Uso de biomassa seca de aguapé (*Eichornia crassipes*) visando à remoção de metais pesados de soluções contaminadas. *Acta Scientiarum. Technology*, 31(1), 103-108.

Kariyawasam, C. S., Kumar, L., & Ratnayake, S. S. (2021). Potential distribution of aquatic invasive alien plants, *Eichhornia crassipes* and *Salvinia molesta* under climate change in Sri Lanka. *Wetlands Ecology and Management*, 1-15.

Keller, R. P., Masoodi, A., & Shackleton, R. T. (2018). The impact of invasive aquatic plants on ecosystem services and human well-being in Wular Lake, India. *Regional Environmental Change*, 18(3), 847–857. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1232-3>

Keller, R. P., Masoodi, A., & Shackleton, R. T. (2018). The impact of invasive aquatic plants on ecosystem services and human well-being in Wular Lake, India. *Regional Environmental Change*, 18(3), 847–857.

<https://doi.org/10.1007/s10113-017-1232-3>

- Kurniawan, R., & Paramita, I. G. A. A. P. (2020). List of aquatic plants at several priority lakes for conservation in Indonesia. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 535, No. 1, p. 012055). IOP Publishing.
- Kurugundla, C. N., Mathangwane, B., Sakuringwa, S., & Katorah, G. (2016). Alien invasive aquatic plant species in Botswana: Historical perspective and management. *The Open Plant Science Journal*, 9(1).
- Labrada, R., Caseley J.C. & Parker, C. (1996) Manejo de malezas para países en desarrollo. FAO Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Vol (120) Roma. 403 p.
- Lallana, V. H. (1981). Productividad de *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) en una laguna isleña de la cuenca del río Paraná medio. I. *Análisis del crecimiento*. *Bol Soc Arg Bot*, 20(1-2), 99-107.
- Langa, S.D., Hill, M.P. & Compton, S.G. (2020). Agents sans frontières: control biológico de malezas acuáticas transfronterizas en los ríos del sur de Mozambique. *African Journal of Aquatic Science*, 45 (3), 329–335. doi: 10.2989 / 16085914.2020.1749551
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, C. M., & Sánchez Delgado, A. R. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina) / Determination of trophic indicators in Rio Tercero reservoir, Cordoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica*, 44(3), 419–425. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000300002>

- Lieurance, D., Gettys, L. A., & Sandoya-Miranda, G. (2020). ¿Perdidos en la maleza? Una guía exhaustiva de malas hierbas no autóctonas en Florida1. EDIS, 2020(6).
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2004). 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), Auckland, Nueva Zelanda.
- Luca A. & Cossu R. (2015) Composition variability of the organic fraction of municipal solid waste and effects on hydrogen and methane production potentials. *Waste Manag* 36:147–55
- Lugo, A., Bravo-Inclán, L. A., Alcocer, J., Gaytán, M. L., Oliva, M. G., Sánchez, M. D. R., & Vilaclara, G. (1998). Effect on the planktonic community of the chemical program used to control water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Guadalupe Dam, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 1(3-4), 333-343
- Ma, R.Y., Ding, J.Q., Li, B.T., Wu, Z.Q., Wang, R., (2003). The pupation adaptability of agasicles hygrophila on different ecotypes *Alternantheraphiloxeroides*. *Chin. J. Biol. Control* 19, 54–58 (In Chinese).
- Madigan, MT, Martinko, JM, Bender, K.S., Buckley D.H. & Stahl D.A. (2015). *Brock Biología de microorganismos* (14ª edición) editorial Pearson. Madrid, España.
- Marbua, G., Gren, I. M., Tattersdill, K., & McKie, B. G. (2019). Management of an Aquatic Invasive Weed with Uncertain Benefits and Damage Costs: The

Case of *Elodea Canadensis* in Sweden. *Water Economics and Policy*, 5(03), 1850025.

Marin-Batista, J., Castro, L., & Escalante, H. (2015). Efecto de la carga orgánica de la gallinaza de jaula en el potencial de biometanización / Effect of chicken manure organic load on biomethane potential. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 17(1), 18–23.

<https://doi.uam.elogim.com/10.15446/rev.colomb.biote.v17n1.39971>

Martínez-Jiménez, M., Saldaña-Fabela, P., & Gutiérrez-López, E. (2003). Control demalezas acuáticas en México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Mathew, AK, Bhui, I., Banerjee, SN, Goswami, R., Chakraborty, AK, Shome, A., y Chaudhury, S. (2015). Biogas Production from Locally Available Aquatic Weeds of Santiniketan through Anaerobic Digestion. *Clean Technologies and Environmental Policy* 17(6):1681–88.

Mbati, G., & Neuenschwander, P. (2005). Biological control of three floating water weeds, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, and *Salvinia molesta* in the Republic of Congo. *BioControl*, 50(4), 635-645.

Mendoza, R.E. y Koleff O. P. (Coords)(2014). *Especies Acuáticas Invasoras en México*. México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Mereles F., De Egea Elsam J., Céspedes G., Peña-Chocarro MC y Degen de Arrúa R. (2015) *Las Plantas Acuáticas y Palustres del Paraguay Vol. I. Bryophyta, Pterodophyta y Angiospermae Monocotyledoneae*. San Lorenzo: Facultad de Ciencias Químicas; 2015, p. 29-30.

- Mitchell, D. S. (1978). *Aquatic weeds in Australian inland waters*. Australian Government Publishing Service. Australia. 189 pp.
- Mitchell, D. S. (1996). Interactions between national and local strategies for the management of aquatic weeds. *Hydrobiologia: The International Journal of Aquatic Sciences*, 340(1–3), 153. <https://doi.org/10.1007/bf00012748>
- Mitchell, D. S., Petr, T., & Viner, A. B. (1980). The Water-fern *Salvinia molesta* in the Sepik River, Papua New Guinea. *Environmental Conservation*, 7(02), 115. doi:10.1017/s0376892900007116
- Modley, M. D. (2008). Aquatic invasive species rapid response planning partnerships in the Lake Champlain basin: Bridging international, political, social, and economic gaps. *Water SA*, 34(4), 476-480.
- Modley, M. D. (2008). Aquatic invasive species rapid response planning partnerships in the Lake Champlain basin: Bridging international, political, social, and economic gaps. *Water SA*, 34(4), 476-480.
- Moná-Nieto, J. P., Cortés Pedraza, S. B., & Hincapie García, J. A. (2018). Impactos ambientales y efectos en la salud humana generados a partir del uso de glifosato. *Revista CES Salud Pública*, 9(2), 36–50.
- Monteiro, A. (2012). Guía de control de bioinvasoras vegetales en ríos de la Península Ibérica. Programa De Cooperación Territorial Espacio Sudoeste Europeo 2007-2013.SUDOE. 118 pp.
- Mora-Olivo, A. (2008). First record in the Mexican flora of *Hygrophila polysperma* (Acanthaceae), an aquatic weed. *Revista Mexicana De Biodiversidad*.
- Mora-Olivo, A., & Yatskievych, G. (2009). *Salvinia molesta* in Mexico. *American*

Fern Journal, 99(1), 56-58.

Moreira, I., Ferreira, T., Monteiro, A., Catarino, L., & Vasconcelos, T. (1999).

Aquatic weeds and their management in Portugal: insights and the international context. *Hydrobiologia: The International Journal of Aquatic Sciences*, 415(0), 229. <https://doi.org/10.1023/a:1003847621640>

Murillo-Roos, M., Uribe-Lorío, L., Fuentes-Schweizer, P., Vidaurre-Barahona, D.,

Brenes-Guillén, L., Jiménez, I., Arguedas, T., Liao, W., & Uribe, L. (2022).

Biogas Production and Microbial Communities of Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Co-Digestion of Animal Manures and Food Wastes in Costa Rica. *Energies* (19961073), 15(9), N.PAG.

<https://doi.uam.elogim.com/10.3390/en1509325>

Naidu, K., Muzila, I., Tyolo, I. & Katorah, G. (2000). *Control biológico de Salvinia molesta en algunas áreas de Moremi Game Reserve, Botswana. Revista Africana de Ciencias Acuáticas*, 25 (1), 152-155. doi: 10.2989 / 160859100780177820

Niño-Sulkowska, M. S., & Lot, A. (1983). Estudio demográfico del lirio acuático

Eichhornia crassipes (Mart) Solms: Dinámica de crecimiento en dos localidades selectas de México. *Botanical Sciences*, (45), 71-83.

Ogari, J. y Van der Knaap, M. (2002). Solarización del jacinto de agua, *Eichhornia crassipes*, en el lago Victoria. *Ecología y ordenación pesquera* , 9 (6), 365-367.

Ohtaka, A., Narita, T., Kamiya, T., Katakura, H., Araki, Y., Im, S., Chhay, R., &

Tsukawaki, S. (2011). Composition of aquatic invertebrates associated with macrophytes in Lake Tonle Sap, Cambodia. *Limnology*, 12(2), 137– 144.

<https://doi.org/10.1007/s10201-010-0330-4>

Omondi, E. A., Gikuma-Njuru, P., & Ndiba, P. K. (2019) Anaerobic Co-Digestion of Water Hyacinth (*E. Crassipes*) with Ruminant Slaughterhouse Waste for Biogas Production. *International Journal of Renewable Energy Development* 8(3):253–59.

Ongore, CO, Aura, CM, Ogari, Z., Njiru, JM y Nyamweya, CS (2018). Dinámica espacio-temporal del jacinto de agua, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Y otras macrófitas y su impacto en la pesca en el lago Victoria, Kenia. *Revista de investigación de los Grandes Lagos* , 44 (6), 1273-1280.

Organización Mundial de la Salud. (2021). Esquistosomiasis. Recuperado de: <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/schistosomiasis>

Ortiz, A., Pérez, P., Anzalone, A., Zambrano, C., Torres, S., Quintana, Y., López, A., López, L., & Fischer, A. (2017). RESISTENCIA DE *Fimbristylis littoralis* Gaudich A IMAZAPIR+IMAZETAPIR Y SU CONTROL CON OTROS HERBICIDAS EN EL CULTIVO DE ARROZ. *BIOAGRO*, 29(1), 15–22

O'Sullivan, C., Rounsefell, B., Grinham, A., Clarke, W., & Udy, J. (2010). Anaerobic digestion of harvested aquatic weeds: water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), cabomba (*Cabomba Caroliniana*) and salvinia (*Salvinia molesta*). *Ecological Engineering*, 36(10), 1459-1468.

Pan, J., Ma, J., Zhai, L., Luo, T., Mei, Z. y Liu, H. (2019). Logros de la aplicación de biocarbón para mejorar la digestión anaerobia: una revisión. *Tecnología de fuentes biológicas* , 292 , 122058.

Parsons, W. T., & Cuthbertson, E. G. (2001). *Noxious weeds of Australia*. CSIRO

publishing.

- Parra-Orobio, B. A., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellón, L. F., Cárdenas-Cleves, L. M., Vásquez-Franco, C., Torres-López, W. A., & Ordóñez-Andrade, J. A. (2014). Influencia del pH sobre la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 17(2), 553-562.
- Patil, J. H. ; Sanil, P. H. ; Abitha & Chaitra, D.(2012). Study on biomethanation of water hyacinth using primary sludge as inoculum. *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research* 4 (4):2255-2260 ref.21
- Perna, C. N., Cappo, M., Pusey, B. J., Burrows, D. W., & Pearson, R. G. (2011). Removal of aquatic weeds greatly enhances fish community richness and diversity: an example from the Burdekin river floodplain, tropical Australia. *River Research and Applications*, 28(8), 1093–1104. doi:10.1002/rra.1505
- Priya, P., Nikhitha, S. O., Anand, C., Nath, R. D., & Krishnakumar, B. (2018). Biomethanation of water hyacinth biomass. *Bioresource technology*, 255, 288-292.
- Purcell, M., Harms, N., Grodowitz, M., Zhang, J., Ding, J., Wheeler, G.,..... & de Chenon, R. D. (2019). Exploration for candidate biological control agents of the submerged aquatic weed *Hydrilla verticillata*, in Asia and Australia 1996–2013. *BioControl*, 64(3), 233-247.
- Putra, Y., Kurniawan, T., & Murni, D. (2014). Study of biogas production rate from water hyacinth by hydrothermal pretreatment with buffalo dung as a starter. *Waste Technology*, 2(2), 26-30.

- Ragsdale, S. W., & Pierce, E. (2008). Acetogenesis and the Wood–Ljungdahl pathway of CO₂ fixation. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Proteins and Proteomics*, 1784(12), 1873-1898.
- Ramos Montaña, C., Cárdenas-Avella, N. M., & Herrera Martínez, Y. (2013). Caracterización de la comunidad de Macrófitas acuáticas en lagunas del Páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Ciencia en desarrollo*, 4(2), 73-82.
- Ramos Montaña, C., Cárdenas-Avella, N. M., & Herrera Martínez, Y. (2013). Caracterización de la comunidad de Macrófitas acuáticas en lagunas del Páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Ciencia en desarrollo*, 4(2), 73- 82.
- Rial, A. (2013). Plantas acuáticas: aspectos sobre su distribución geográfica, condición de maleza y usos. *Biota Colombiana*, 14(2).
- Rodríguez, J. C., Betancourt, J. A., Guilarte, A. J., & Marcano, Á. (2011) Seasonal changes and biomass natural control of the waterhyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in a floodplain lagoon of the middle Orinoco river (Venezuela). *Ciencia*, 19(5), 264-276.
- Room, P. M., Harley, K. L. S., Forno, I. W., & Sands, D. P. A. (1981). *Successful biological control of the floating weed salvinia*. *Nature*, 294(5836), 78– 80.
doi:10.1038/294078a0
- Roopnarain, A., Nkuna, R., Ndaba, B. & Adeleke, R. (2019). New Insights into the Metagenomic Link between Pre-Treatment Method, Addition of an Inoculum and Biomethane Yield during Anaerobic Digestion of Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*). *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 94(10):3217–26.

- Rozy, R., Dar, R. A., & Phutela, U. G. (2017). Optimization of biogas production from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Applied and Natural Science*, 9(4), 2062-2067.
- Sanz, J. L., & Köchling, T. (2007). Molecular biology techniques used in wastewater treatment: an overview. *Process biochemistry*, 42(2), 119-133.
- Sharma, B. & Suthar, S. (2020). Enriched Biogas and Biofertilizer Production from *Eichhornia* Weed Biomass in Cow Dung Biochar-Amended Anaerobic Digestion System. *Environmental Technology and Innovation* (101201).
- Shaw, R. H., Ellison, C. A., Marchante, H., Pratt, C. F., Schaffner, U., Sforza, R. F., & Deltoro, V. (2018). Weed biological control in the European Union: from serendipity to strategy. *BioControl*, 63(3), 333-347.
- Shaw, R., Schaffner, U., & Marchante, E. (2016). The regulation of biological control of weeds in Europe - an evolving landscape. *EPPO Bulletin*, 46(2), 254–258. doi:10.1111/epp.12308
- Sheppard, A., Shaw, R., & Sforza, R. (2006). Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed Research*, 46(2), 93–117. DOI:10.1111/j.1365-3180.2006.00497.x
- Sikora, A., Detman, A., Chojnacka, A., & Błaszczuk, M. K. (2017). Anaerobic digestion: I. A common process ensuring energy flow and the circulation of matter in ecosystems. II. A tool for the production of gaseous biofuels. *Fermentation processes*, 271-301.
- Simpson, D. A. (1984). A short history of the introduction and spread of *Elodea Michx*

in the British Isles. *Watsonia*, 15(1), 1-9.

Sinbuathong, N., Sombat, N., & Meksumpun, S. (2020). Comparison of the increase in methane yield using alkali pretreatment for French weed and water lettuce prior to co-digestion. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 39(4), e13361.

Sindhu, R., Binod, P., Pandey, A., Madhavan, A., Alphonsa, J. A., Vivek, N., ...& Faraco, V. (2017). Water Hyacinth a Potential Source for Value Addition: An Overview. *Bioresource Technology* 230:152–62.

Sundaresan, A., & Reddy, N. (1979). *Salvinia molesta* (Mitchell)-a serious water weed in Fiji. *Agricultural Journal*, 41(2), 103-107.

Teixeira, G. (2012). Guía de control de bioinvasoras vegetales en ríos de la Península Ibérica. Programa De Cooperación Territorial Espacio Sudoeste Europeo 2007-2013.SUDOE. 118 pp.

Téllez, T. R., López, E. M. D. R., Granado, G. L., Pérez, E. A., López, R. M., & Guzmán, J. M. S. (2008). The water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions*, 3(1), 42-53.

Tewabe, D., Asmare, E., Zelalem, W., & Mohamed, B. (2017). Identification of impacts, some biology of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and its management options in Lake Tana, Ethiopia. *Net Journal of Agricultural Science*, 5(1), 8-15.

Thayer DD, Pflingsten IA, Jacono CC, Richerson MM, Howard V (2018) *Salvinia molesta* Mitchell: U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database. <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=298>

- Thiébaud, G. (2007). Especies de plantas acuáticas y semiacuáticas no autóctonas en Francia. En *Invasores biológicos en aguas continentales: perfiles, distribución y amenazas* Springer, Dordrecht. 209-229 pp.
- Thomas, K. J. (1975). Biological control of *Salvinia* by the snail *Pila globosa* Swainson. *Biological Journal of the Linnean Society*, 7(4), 243-247.
- Tjitrosemito, S. (1994). Integrated management of paddy and aquatic weeds in Indonesia. In *Proceedings of the International Seminar "Biological Control and Integrated Management of Paddy and Aquatic Weeds in Asia"*. Japan, Oktober (pp. 19-25).
- Trebitz, A. S., & Taylor, D. L. (2007). Exotic and invasive aquatic plants in Great Lakes coastal wetlands: distribution and relation to watershed land use and plant richness and cover. *Journal of Great Lakes Research*, 33(4), 705-721.
- Urrutia, J., Sánchez, P., Pauchard, A., & Hauenstein, E. (2017). Plantas acuáticas invasoras presentes en Chile: Distribución, rasgos de vida y potencial invasor. *Gayana. Botánica*, 74(1), 147-157.
- Varshney, C. K., & Rzóska, J. (Eds.). (1976). *Aquatic weeds in South East Asia*. Springer Science & Business Media.
- Vera-Vargas, O. R., V Prado-Hernández, J., Reyes-López, D., & Pascual-Ramirez, F. (2021). Analysis of the invasion of water lilies (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms) in the Cointzio dam, Michoacan, Mexico. *AGROProductividad*, 14(3).
- Villamagna, A. M. (2009). *Ecological effects of water hyacinth (Eichhornia crassipes) on Lake Chapala, Mexico* (Doctoral dissertation, Virginia Tech).
- Wahl, C. F., Diaz, R., & Ortiz-Zayas, J. (2020). Assessing *Salvinia molesta* impact on

- environmental conditions in an urban lake: case study of Lago Las Curiás, Puerto Rico. *Aquatic Invasions*, 15(4).
- Wang, H., Wang, Q., Bowler, P. A., & Xiong, W. (2016). Invasive aquatic plants in China. *Aquatic Invasions*, 11(1).
- Wickramaarachchi, A. L., Rathnasiri, P. G., Torrijos, M., Escudie, R., & Narayana, M. (2022). Optimization of high solids batch anaerobic co-digestion of lignocellulosic biomass and cow dung under mesophilic temperature conditions. *Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka*, 50(1), 125–136. <https://doi.uam.elogim.com/10.4038/jnsfsr.v50i1.10358>
- Willby, N. J. (2007). Managing invasive aquatic plants: problems and prospects. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 17: 659–665. DOI: 10.1002/aqc.913
- Wilson JRU, Ajuonu O, Center TD, Hill MP, Julien MH, Katagira FF, Neuenschwander P, Njoka SW, Ogwang J, Reeder RH, Van T (2007) The decline of water hyacinth on Lake Victoria was due to biological control by *Neochetia* spp. *Aquat Bot* 87:90–93. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.06.006>
- Wu, H., & Ding, J. (2019). Global Change Sharpens the Double-Edged Sword Effect of Aquatic Alien Plants in China and Beyond. *Frontiers in Plant Science*, N.PAG.
- Zheng, X., Liu, G., Yang, W., Peng, X., Liu, H., Li, H., & Li, W. (2021). Dominant Contribution of a Lake's Internal Pollution to Eutrophication During Rapid Urbanization. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(5), 904–910. <https://doi.uam.elogim.com/10.1007/s00128-021-03236-1>

Zhu, J., Wang, J., DiTommaso, A., Zhang, C., Zheng, G., Liang, W., ... Zhou, W. (2018). Weed research status, challenges, and opportunities in China. *Crop Protection*. doi:10.1016/j.cropro.2018.02.001 sludge, *Chemical Engineering Journal*, Volume 450, Part 1,, 137973, ISSN 1385-8947, <https://doi.uam.elogim.com/10.1016/j.cej.2022.137973>. (<https://science-directuam.elogim.com/science/article/pii/S1385894722034593>)



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00099

Matrícula: 2193802141

MALEZAS ACUÁTICAS INVASORAS EN AGUAS EPICONTINENTALES Y UNA PROPUESTA DE APROVECHAMIENTO DE *Eichhornia crassipes* (JACINTO DE AGUA) PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS.

En la Ciudad de México, se presentaron a las 10:00 horas del día 7 del mes de diciembre del año 2022 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

DRA. BEATRIZ SOFIA SCHETTINO BERMUDEZ
DRA. PATRICIA CASTILLA HERNANDEZ
DR. ULISES DURAN HINOJOSA

Bajo la Presidencia de la primera y con carácter de Secretario el último, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS (ENERGIA Y MEDIO AMBIENTE)

DE: LUZ VALERIA GARCIA SANTOS

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

APROBAR

Acto continuo, la presidenta del jurado comunicó a la interesada el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.



LUZ VALERIA GARCIA SANTOS
ALUMNA

REVISÓ

MTRA. ROSALIA SERRANO DE LA PAZ
DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBI

DR. ROMAN LINARES ROMERO

PRESIDENTA

DRA. BEATRIZ SOFIA SCHETTINO BERMUDEZ

VOCAL

DRA. PATRICIA CASTILLA HERNANDEZ

SECRETARIO

DR. ULISES DURAN HINOJOSA