



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

MAESTRÍA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
ORIENTACIÓN PROFESIONALIZANTE

MODELO DE EVALUACIÓN DE RIESGO PARA HIDRÓFITAS INVASORAS EN
MÉXICO: ESTUDIO DE CASO, PARQUE NACIONAL LAGUNAS DE ZEMPOALA

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

M A E S T R O E N M A N E J O
D E
R E C U R S O S N A T U R A L E S

P R E S E N T A
BIOL. BRENDA RENDON GARCIA

DIRECTOR
DR. JAIME RAÚL BONILLA BARBOSA

CUERNAVACA, MORELOS

JUNIO DE 2019





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

MAESTRÍA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
ORIENTACIÓN PROFESIONALIZANTE

MODELO DE EVALUACIÓN DE RIESGO PARA HIDRÓFITAS INVASORAS EN
MÉXICO: ESTUDIO DE CASO, PARQUE NACIONAL LAGUNAS DE ZEMPOALA



T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
M A E S T R O E N M A N E J O
D E
R E C U R S O S N A T U R A L E S
P R E S E N T A
BIOL. BRENDA RENDON GARCIA

DIRECTOR
DR. JAIME RAÚL BONILLA BARBOSA



CUERNAVACA, MORELOS

JUNIO DE 2019

DEDICATORIA

A mi Dios

Que me ha dado un regalo esencial “la vida”. Por haberme permitido culminar esta meta y guiado a lo largo de esta etapa, por ser mi fortaleza en los momentos de debilidad y por brindarme una vida llena de bendiciones y felicidad. Por que sin él nada de esto hubiera sido posible.

A mis padres

Goyo Rendón Alquicira y Sara García Sánchez, pilares fundamentales en mi vida y las personas que más admiro en este mundo. Quienes han sacrificaron gran parte de su vida para educarme, su tenacidad y lucha interminable han hecho de ellos un ejemplo a seguir, por su apoyo incondicional pese a las adversidades, por los consejos dados y por enseñarme a luchar para alcanzar mis metas y sobre todo por su infinito amor.

A mis hermanas

Yaneli y Cristal por su cariño y apoyo incondicional, durante este proceso, y por estar conmigo en todo momento.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada, fue esencial para realizar y complementar el programa de maestría en Manejo de Recursos Naturales.

A la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM) y al Centro de Investigaciones Biológicas por las instalaciones y facilidades brindadas para realización del mismo.

A mi director de tesis

Dr. Jaime Raúl Bonilla Barbosa por el apoyo brindado en la realización de este proyecto y experiencias compartidas a lo largo de estos años y al mismo tiempo por haberme brindado su amistad.

A mis sinodales

Dr. Oscar Dorado Ramírez por sus observaciones y valiosas sugerencias durante el desarrollo y culminación de este proyecto.

M. en C. Judith García Rodríguez por su apoyo en la revisión de la tesis y por sus importantes comentarios que ayudaron al enriquecimiento de la misma.

Dr. Enair Topiltzin Contreras MacBeath por su apoyo en revisar y aportar comentarios importantes para la corrección de diferentes partes de la tesis.

M. en C. Migdalia Díaz Vargas por su apoyo en revisar y aportar comentarios importantes para la corrección de diferentes partes de la tesis.

A mi familia por estar siempre apoyándome en las diferentes etapas de mi vida

A mis compañeros de laboratorio por su apoyo en la salida de campo y por compartir conmigo infinitos momentos.

Y a todas aquellas personas que han compartido mi vida, mi más sincero agradecimiento a su comprensión, estímulo y ayuda.

Con todo mi amor. Muchas gracias

DIOS LES BENDIGA SIEMPRE

CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	1
1. INTRODUCCIÓN	3
2. ANTECEDENTES	6
2.1 PLANTAS ACUÁTICAS	6
2.2 ESTUDIOS DE ANÁLISIS DE RIESGO	7
3. PLANTAMIENTO DEL PROBLEMA	10
4. JUSTIFICACIÓN	10
5. OBJETIVOS	11
5.1 OBJETIVO GENERAL	11
5.2 OBJETIVOS PARTICULARES	11
6. ÁREA DE ESTUDIO	11
7. MATERIAL Y MÉTODOS	13
8. RESULTADOS	17
8.1 MATRIZ PARA LA EVALUACIÓN DE ANÁLISIS DE RIESGO DE HIDRÓFITAS INVASORAS	17
8.2 DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES DE PLANTAS ACUÁTICAS INVASORAS PRESENTES EN EL LAGO ZEMPOALA	22
<i>Egeria densa</i> Planch.	23
CLASIFICACIÓN	24
SINONIMIAS	24
TAXONOMIA Y NOMENCLATURAS	24
DESCRIPCIÓN	25
NOMBRES COMUNES	28
ORIGEN	28
DISTRIBUCIÓN NATURAL	28
En el mundo	28
DISTRIBUCIÓN POR INTRODUCCIONES A NIVEL MUNDIAL Y MÉXICO	29
Introducción no intencional	29

En el mundo	29
Introducción intencional	29
En el mundo	29
TRASLOCACIONES	32
BIOLOGÍA, ECOLOGÍA E HISTORIA NATURAL	33
Información genética	33
Biología reproductiva	33
Fisiología y fenología	34
Requerimientos ambientales	34
MECANISMOS DE DISPERSIÓN	35
Dispersión natural	35
Dispersión artificial	35
Estatus (reportes como especie invasora en otros sitios)	35
USOS Y COMERCIALIZACIÓN	36
Historia de la comercialización	36
Ornamental	36
Forraje	36
Tratamiento de aguas residuales	37
Acuicultura	37
Origen de los organismos comercializados (poblaciones silvestres, viveros fuera o dentro de México)	37
Análisis económico (importaciones/mercado a nivel mundial, mercado en México, rentabilidad de su cultivo etc.)	38
POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN	38
Potencial de dispersión	38
EVIDENCIAS DE IMPACTO	38
Impactos/beneficios socioeconómicos	39
Impactos a la salud (humana, enfermedades, parásitos, etc.)	39
Impactos ambientales y a la biodiversidad	40
CONTROL Y MITIGACIÓN (TIPOS DE MEDIDAS O ESTRATEGIAS, COSTOS, ETC.)	41

Medidas preventivas	41
Concientización pública	41
Control mecánico o físico	42
Control químico	42
Control biológico	43
NORMATIVIDAD (INTERNACIONAL O NACIONAL EN CASO DE HABERLAS)	43
LITERATURA CITADA	49
<i>Ceratophyllum demersum</i>	59
CLASIFICACIÓN	60
SINONIMIAS	60
TAXONOMIA Y NOMENCLATURAS	60
DESCRIPCIÓN	61
NOMBRES COMUNES	64
ORIGEN	64
DISTRIBUCIÓN NATURAL	65
En el mundo	65
DISTRIBUCIÓN POR INTRODUCCIONES A NIVEL MUNDIAL Y MÉXICO	65
Introducción no intencional	65
En el mundo	66
Introducción intencional	66
En el mundo	66
TRASLOCACIONES	67
BIOLOGÍA, ECOLOGÍA E HISTORIA NATURAL	67
Información genética	68
Biología reproductiva	68
Fisiología y fenología	68
Requerimientos ambientales	69
MECANISMOS DE DISPERSIÓN	69
Dispersión natural	69

Dispersión artificial	70
Estatus (reportes como especie invasora en otros sitios)	70
USOS Y COMERCIALIZACIÓN	71
Historia de la comercialización	71
Ornamental	71
Medicina tradicional	71
Fitorremediación	71
Control biológico	72
Origen de los organismos comercializados (poblaciones silvestres, viveros fuera o dentro de México)	72
Análisis económico (importaciones/mercado a nivel mundial, mercado en México, rentabilidad de su cultivo etc.)	72
POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN	72
Potencial de dispersión	72
EVIDENCIAS DE IMPACTO	73
Impactos/beneficios socioeconómicos	73
Impactos a la salud (humana, enfermedades, parásitos, etc.)	73
Impactos ambientales y a la biodiversidad	74
CONTROL Y MITIGACIÓN (TIPOS DE MEDIDAS O ESTRATEGIAS, COSTOS, ETC.)	74
Medidas preventivas	74
Control mecánico o físico	75
Control químico	75
Control biológico	76
NORMATIVIDAD (INTERNACIONAL O NACIONAL EN CASO DE HABERLAS)	76
LITERATURA CITADA	82
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	87
CLASIFICACIÓN	88
SINONIMIAS	88
TAXONOMIA Y NOMENCLATURAS	88

DESCRIPCIÓN	88
NOMBRES COMUNES	89
ORIGEN	92
DISTRIBUCIÓN NATURAL	92
En el mundo	92
DISTRIBUCIÓN POR INTRODUCCIONES A NIVEL MUNDIAL Y MÉXICO	93
Introducción intencional	93
En el mundo	93
TRASLOCACIONES	95
BIOLOGÍA, ECOLOGÍA E HISTORIA NATURAL	95
Biología reproductiva	96
Requerimientos ambientales	96
MECANISMOS DE DISPERSIÓN	98
Dispersión natural	98
Dispersión artificial	98
Estatus (reportes como especie invasora en otros sitios)	98
USOS Y COMERCIALIZACIÓN	99
Historia de la comercialización	99
Ornamental	99
Tratamiento de aguas residuales	99
Origen de los organismos comercializados (poblaciones silvestres, viveros fuera o dentro de México)	100
Análisis económico (importaciones/mercado a nivel mundial, mercado en México, rentabilidad de su cultivo etc.)	101
POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN	101
Potencial invasor	101
Potencial de colonización	101
Potencial de dispersión	102
EVIDENCIAS DE IMPACTO	102
Impactos/beneficios socioeconómicos	102

Impactos a la salud (humana, enfermedades, parásitos, etc.)	103
Impactos ambientales y a la biodiversidad	103
CONTROL Y MITIGACIÓN (TIPOS DE MEDIDAS O ESTRATEGIAS, COSTOS, ETC.)	104
Concientización pública	104
Control mecánico o físico	104
Control químico	105
Control biológico	106
NORMATIVIDAD (INTERNACIONAL O NACIONAL EN CASO DE HABERLAS)	108
LITERATURA CITADA	115
9. DISCUSIÓN	134
10. CONCLUSIÓN	136
11. LITERATURA CITADA	139
12. GLOSARIO	144

ÍNDICE DE FIGURA

FIGURA	DESCRIPCIÓN	PÁGINA
1	Mapa del lago Zempoala.	12
2	Foto de <i>Egeria densa</i>	23
3	Morfología de <i>Egeria densa</i>	26
4	Flor masculina de <i>Egeria densa</i>	27
5	Distribución geográfica de <i>Egeria densa</i> en México	32
6	Foto de <i>Ceratophyllum demersum</i>	60
7	Flor de <i>Ceratophyllum demersum</i>	63
8	<i>Ceratophyllum demersum</i> en su habitad	63
9	Morfología de <i>Ceratophyllum demersum</i>	64
10	Distribución geográfica de <i>Myriophyllum aquaticum</i> en México	68
11	Foto de <i>Myriophyllum aquaticum</i>	88
12	Fotos de flores masculinas (izquierda) y femeninas (derecha) de <i>Myriophyllum aquaticum</i>	91
13	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	91
14	Morfología de <i>Myriophyllum aquaticum</i>	92
15	Distribución geográfica de <i>Myriophyllum aquaticum</i> en México	96

ÍNDICE DE TABLA

TABLA	DESCRIPCIÓN	PÁGINA
1	Valor asignado de acuerdo a la respuesta de cada pregunta.	15
2	Valores del nivel de riesgo	15
3	Matriz para la evaluación de análisis de riesgos de hidrófitas invasoras	17

RESUMEN

Las plantas acuáticas invasoras representan una de las principales amenazas para la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos en México. Sin embargo su repercusión va más allá del daño a la biodiversidad. A menudo las invasiones implican pérdidas económicas cuantiosas y problemas sanitarios severos, por lo que se vuelven una amenaza directa para el bienestar humano. En el estado de Morelos, México existen importantes sistemas acuáticos cuyas características han permitido el desarrollo de hidrófitas tanto nativas como introducidas, tal es el caso del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, el cual presenta diferentes presiones como la contaminación y sobreexplotación de agua debido al crecimiento urbano, condiciones idóneas que permiten el establecimiento y proliferación de hidrófitas invasoras. Aun cuando no todas las plantas introducidas tienen impactos negativos, es recomendado utilizar el principio precautorio para su manejo. Es decir, todas las especies deben ser evaluadas considerando los potenciales efectos negativos que estas pudiesen tener en el ecosistema. Ante estas premisas, el objetivo principal del presente trabajo fue diseñar un modelo de evaluación de riesgo con criterios que permitan la prevención, control y manejo, realizando un análisis con tres especies de plantas acuáticas (*Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa* y *Myriophyllum aquaticum*) presentes en el lago Zempoala del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México. Los resultados indicaron que la matriz diseñada es de gran utilidad para el grupo de plantas acuáticas, pero que es necesario contar con información suficiente de las especies a estudiar. De las tres especies que se evaluaron nos indica que son potencialmente invasoras, aunque *E. densa* con un mayor rango.

ABSTRACT

Invasive aquatic plants represent one of the main threats to the biodiversity of aquatic ecosystems in Mexico. However, its impact goes beyond the damage to biodiversity. Invasions often involve heavy economic losses and severe health problems, marking them a direct threat to human well-being. In the state of Morelos, Mexico there are important aquatic systems whose characteristics have allowed the development of both native and introduced hydrophytes, such as the Lagunas de Zempoala National Park, which presents different pressures such as pollution and overexploitation of water due to growth urban, ideal conditions that allow the establishment and proliferation of invasive hydrophytes. Even though not all introduced plants have negative impacts, it is recommended to use the precautionary principle for their management. That is, all species must be evaluated considering the potential negative effects that these could have on the ecosystem. Given these premises, the main objective of the work presented is to design a risk assessment model with criteria that allow prevention, control and management, performing an analysis with three species of aquatic plants (*Ceratophyllum demersum*, *Egeria dense* and *Myriophyllum aquaticum*) present in the Zempoala Lake of the Lagunas de Zempoala National Park, Mexico. The results indicated that the designed matrix is very useful for the group of aquatic plants, but that it is necessary to have sufficient information of the species to be studied. Of the three species that were evaluated indicates that potentially invasive, although *E. dense* with a greater range.

1. INTRODUCCIÓN

Entre las mayores amenazas a la biodiversidad y los ecosistemas, así como los servicios ambientales que éstos ofrecen, las invasiones biológicas representan una de las más significativas y de mayor trascendencia (Hopkins, 2001). Debido al incremento en el número de especies introducidas y la frecuencia de las introducciones (las cuales se han incrementado con el comercio internacional), a las especies nativas trasladadas, así como por medio de los diversos procesos que conllevan la globalización y la mejora de los medios de transporte (CONABIO-Aridamérica-GECI-TNC, 2006; Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2014), ha propiciado que actualmente las especies invasoras sean consideradas la segunda causa de pérdida de biodiversidad en el mundo, después de la pérdida del hábitat y del propio ecosistema en donde se desarrollan (Mendoza y Koleff, 2014).

De acuerdo con la definición de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), se define como una especie invasora a aquellos organismos (plantas, animales o microorganismos) que han sido introducidos o trasladados, de manera intencional o accidental por el ser humano, en un ecosistema fuera de su distribución natural, donde se establecen y se dispersan en la nueva región, ocasionando impactos negativos en dichos ecosistemas y sobre la biodiversidad nativa (UICN, 2014).

Además son las que constituyen un problema en los usos o explotación de los cuerpos de agua o cuyas poblaciones rebasan el 35% de la superficie total del cuerpo de agua (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2013).

En el caso particular de los ecosistemas acuáticos en México, las plantas acuáticas invasoras representan la principal amenaza a este tipo de ecosistemas (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2014), las cuales han llegado a cubrir por completo numerosos cuerpos de agua del país (lagos, presas, bordos, ríos, manantiales) propiciado principalmente por las características intrínsecas de las hidrófitas invasoras como altas tasas reproductivas y de adaptación, aunado a la gran concentración de nutrientes presentes en los cuerpos de agua provenientes de la actividad agrícola, urbana e industrial y la ausencia de enemigos naturales que puedan ejercer un control sobre este grupo de plantas.

El impacto que ocasionan las especies exóticas invasoras sobre los ecosistemas es inmenso. Su repercusión va más allá del daño a la biodiversidad. A menudo las invasiones implican pérdidas económicas cuantiosas y problemas sanitarios severos, por lo que se vuelven una amenaza directa para el bienestar humano (Aguirre *et al.*, 2009).

Los efectos que causan las plantas acuáticas invasoras provocan problemas de índole ecológica como el estancamiento de agua, disminución del oxígeno disuelto y por consiguiente la muerte de especies acuáticas animales y plantas (Lonsdale, 1999; Mora-Olivo y Sánchez-del Pino, 2014); problemas de índole económico reflejado en las pérdidas de agua por evapotranspiración, el azolvamiento prematuro de embalses, la limitación de la actividad pesquera y recreativa, la obstrucción de canales de riego y de tomas en plantas hidroeléctricas y la operación de obras hidráulicas (Martínez *et al.*, 2003; Acosta-Arce y Agüero-Alvarado, 2006; Camarena y Aguilar, 2012); problemas de salud pública (causados por hidrófitas en general), debido a que constituyen el hábitat para el desarrollo de mosquitos vectores de enfermedades como el dengue (*Aedes aegypti*), la malaria (*Stephensis malaria*) y la filariasis (*Culex quinquefasciatus*), así como caracoles transmisores de la esquistosomiasis (*Schistosoma* sp.) (Hernández y Pérez, 1995; Martínez *et al.*, 2003, Alarcón-Elbal, 2013).

En el caso del estado de Morelos, importantes sistemas acuáticos presentan diferentes presiones tales como la contaminación y sobreexplotación de agua debido a la urbanización, escenario que no solo pone en riesgo la flora acuática nativa, sino también a los ecosistemas acuáticos (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995), además constituyen las condiciones idóneas para el establecimiento y proliferación de hidrófitas invasoras, tal y como se tiene registro de los ecosistemas acuáticos que pertenecen a Áreas Naturales Protegidas, como es el caso del Parque Nacional Lagunas de Zempoala (Rendón-García, 2016).

Aun cuando no todas las plantas exóticas tiene impactos negativos, es recomendado utilizar el principio precautorio para su manejo (McDougall *et al.*, 2010). Es decir, todas las especies deben ser evaluadas considerando los potenciales efectos negativos que esta pudiese tener en el ecosistema. La pregunta clave es ¿Cuáles especies van a representar

un mayor riesgo para la conservación de la biodiversidad acuática? (Mack *et al.*, 2000; Gordon *et al.*, 2008). Sin embargo, tales herramientas requieren información básica tanto de las especies invasoras como de los posibles ecosistemas afectados.

Ante este escenario una de las acciones más eficaces para enfrentar el problema de la introducción de especies exóticas invasoras es la prevención (Kolar y Lodge, 2002; Aguirre *et al.*, 2005). El Principio de Precaución, que actualmente ocupa posición destacada en las discusiones sobre la protección al medio ambiente (Casagrande, 2002), brinda las bases para utilizar herramientas de análisis de riesgo como cimiento de la toma de decisiones acerca de las introducciones, actividades y estrategias de control (Capdevila *et al.*, 2006).

Los procesos de análisis de riesgo tienen un papel importante en la reducción de la probabilidad de que nuevas especies no nativas e invasoras se establezcan en un nuevo territorio, ya que implican la identificación de las especies exóticas con potencial invasor, evaluando la probabilidad de que se vuelvan invasoras y las consecuencias que de ello se derivarían (UICN, 2000; Copp *et al.*, 2005; Capdevila *et al.*, 2006; Mendoza-Alfaro *et al.*, 2011).

Es importante considerar algunos de los elementos propios del análisis de riesgo tales como: la identificación precisa de la especie; la historia de su domesticación o cultivo, su origen, su historia biogeográfica; las condiciones biológicas y ecológicas ambientales de desarrollo de la especie como la compatibilidad climática, el hábitat, condiciones ecológicas en la región de introducción, el rango de tolerancia a diferentes factores tanto físicos, químicos como biológicos, mecanismos principales de reproducción o propagación (sexual o asexual), mecanismos de dispersión; la historia de invasión o naturalización en otros sitios; si es una especie que está regulada por las normas sanitarias del país de donde proviene debido al transporte o desarrollo de enfermedades; sus características de invasión potencial de expansión (Pheloung *et al.*, 1999).

2. ANTECEDENTES

2.1 PLANTAS ACUÁTICAS

México posee gran diversidad biológica donde 25 000 especies son de plantas, de las cuales solo el 2.5% son plantas acuáticas (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2014).

Las características que poseen las plantas acuáticas son diversas formas de vida, como las hidrófitas enraizadas emergentes, sumergidas, de hojas flotantes y de tallos postrados, y las hidrófitas libremente flotadoras y libremente sumergidas; tienen altas tasas reproductivas y de adaptación, lo cual, junto con la gran concentración de nutrimentos presentes en los cuerpos de agua provenientes de la actividad agrícola, urbana e industrial y comúnmente la ausencia de enemigos naturales que puedan ejercer un control sobre este grupo de plantas, las han llevado a cubrir por completo numerosos cuerpos de agua del país como son los lagos, presas, bordos, ríos, manantiales, etc. (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2014).

Las plantas acuáticas pueden dispersarse por diferentes vías (Figuerola y Green, 2002) y con frecuencia, en el caso de las plantas acuáticas, el ser humano ha contribuido a ello (Dutartre y Capdevielle, 1982) de manera intencional o accidental.

De éstas, las plantas acuáticas invasoras tienen un papel importante en la flora, registrándose 30 familias, 42 géneros, 59 especies, dos subespecies y una variedad, tanto de helechos y plantas afines como de angiospermas acuáticas (monocotiledóneas y dicotiledóneas) (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2014).

Particularmente hablando del estado de Morelos, éste comprende una flora acuática vascular rica, representada por 42 familias, 81 géneros y 144 especies, abarcando helechos y plantas afines como de gimnospermas y angiospermas acuáticas (Bonilla *et al.*, 2000). De las cuales 26 especies, 16 familias, 21 géneros, 3 variedad y 1 subespecie son invasoras (Rendón-García, 2016). Algo importante a resaltar es que 12 de estas especies se encuentran en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala. Particularmente *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum* y *Myriophyllum aquaticum* están afectando al lago Zempoala, debido a una serie de estrategias como su reproducción asexual y las

ecofases que les permiten colonizar y reproducirse rápida y exitosamente.

2.2 ESTUDIOS DE ANÁLISIS DE RIESGO

El análisis de riesgo es el estudio de las causas de las posibles amenazas, y los daños de probables eventos no deseados como consecuencias que éstas pueden producir. Un sistema de análisis de riesgo está compuesto por tres elementos: 1) análisis de riesgo, 2) gestión de riesgos y 3) comunicación de riesgos (Ziller *et al.*, 2007). Una vez realizado el análisis, es preciso decidir con respecto a la especie o grupo de especies en cuestión, que deben elaborarse planes de acción si se encuentran en un nivel de alto riesgo, ya sea en el sentido de impedir su introducción o traslocación, o de establecer actividades de erradicación o control para aquellas ya establecidas. La comunicación de riesgos se refiere a la difusión de los resultados del análisis y del plan de acción a seguir entre el público, con el objeto de evitar impedimentos a las acciones de manejo originadas en la falta de comprensión por la población (Ziller *et al.*, 2007).

En la problemática de las especies nativas o exóticas invasoras, los análisis de riesgo son herramientas importantes a utilizar tanto para apoyar la prevención de la introducción, así como para evaluar los impactos de las especies establecidas (MMARN, 2012). Sin embargo, los análisis de riesgo consideran principalmente el establecimiento y propagación de posibles especies invasoras que aún están en desarrollo y adaptación, por lo que en pocos países se han implementado sistemas de evaluación (Capdevila *et al.*, 2006; Golubov *et al.*, 2014), los cuales varían en su orientación, ya que algunos han sido diseñados de manera particular para distintos grupos taxonómicos, mientras que otros han sido diseñados para poder evaluar todo tipo de especies exóticas (Barrios *et al.*, 2014).

En Inglaterra se desarrolló el análisis de riesgo UK Risk Assessment Scheme for all Non-Native Species (Plan de evaluación del riesgo de las especies no autóctonas en el Reino Unido), el cual consta de diferentes módulos para determinar si la especie exótica necesita evaluarse más a fondo, el potencial de introducción, establecimiento y dispersión de la misma y para determinar los impactos económicos, sociales, a la salud

humana y al medio ambiente. Adicionalmente cuenta con otros módulos que permiten evaluar las características invasivas de la especie y la vulnerabilidad del ecosistema receptor, además medidas de manejo del riesgo. (Verbrugge *et al.*, 2010; Barrios *et al.*, 2014).

El gobierno de Australia diseñó el Sistema de Evaluación de Riesgos, con el fin de determinar si las especies exóticas de plantas que se pretendan introducir en ese continente podrían convertirse en invasoras, por lo que se basaron en 48 preguntas, tomando en cuenta las características de las especies de plantas que se deseaban importar, tales como preferencias climáticas, atributos biológicos y métodos de reproducción y dispersión, con lo que se generó una puntuación que determina si la especie evaluada es rechazada, aceptada o continua en evaluación, y si diera un excelente resultado se podría adecuar a cualquier región del mundo (Pheloung *et al.*, 1999). Este diseño también predice si la especie puede ser una especie invasora que afecte la agricultura y el ambiente (Walton *et al.*, 1998).

Este mismo sistema de análisis de riesgo fue adaptado y ajustado en otros lugares como Nueva Zelanda, y Hawái, en donde se diseñó el Hawái Pacific Weed Risk Assessment (HPWRA) System, el cual proporciona información sobre el potencial invasor de plantas en Hawái y otras islas del pacífico (Clifford y Kobayashi, 2012) y Florida, mediante el diseño de Weed Risk Assessments for Florida (Gordon *et al.*, 2008). En países Sudamericanos, como en Chile se estableció un programa integrado de evaluación de riesgo a partir del modelo del Sistema Australiano, con el fin de evaluar especies invasoras en Áreas Naturales Protegidas (Pheloung *et al.*, 1999). En el Reino Unido a través de la adaptación de la evaluación de riesgo de estos autores, se desarrolló el *Freshwater Fish Invasiveness Scoring Kit risk*, herramienta utilizada para evaluar el potencial invasivo de especies de peces no nativas de aguas continentales (Lawson *et al.*, 2013)

La Universidad Católica de Valparaíso, en Chile, presentó un informe final en el que desarrolló un método de análisis de riesgo a partir de una herramienta aplicada en Nueva Zelanda, para evaluar la importación de especies invasoras analizando los casos

de los peces *Laminaria japonica* y *Abalon japoses*, en el que se evaluó la probabilidad de ocurrencia de un peligro y las consecuencias del peligro asociado a los distintos ámbitos afectados por las especies invasoras, como aspectos ecológicos (hábitat, relaciones tróficas, especies protegidas), económicos (infraestructura, actividad pesquera y turística), sociales (fuentes de empleo e ingresos) y culturales (Campalans, 2004).

En Colombia se desarrolló el “Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia” en el que se elaboraron propuestas y métodos de análisis de riesgos de impacto de especies introducidas, en específico para plantas, especies acuáticas continentales y marinas y vertebrados terrestres (anfibios, reptiles, mamíferos), así como también se actualizaron listas y propuestas de categorización de especies invasoras para su manejo en el país (Baptiste *et al.*, 2010).

Mendoza-Alfaro *et al.* (2011), realizaron la síntesis de las directrices trinacionales para la evaluación de los riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras propuestas por la Comisión para la Cooperación del Ambiente de Norteamérica y la aplica en el análisis de casos de invasiones de peces “cabeza de serpiente” de la familia *Channidae* y los “peces diablo” de la familia *Loricariidae*, en ambientes acuáticos de Canadá, Estados Unidos y México.

Para el caso particular de México, los análisis de riesgo para especies invasoras se han desarrollado recientemente para el manejo de invasiones biológicas (Golubov *et al.*, 2014). Dentro de la estrategia nacional para la prevención, control y erradicación de especies invasoras en el país, en donde uno de los grandes objetivos es la implementación de herramientas de análisis de riesgo en actividades relacionadas con importación, uso, comercio o movimiento de especies exóticas, invasoras o nativas trasladadas (Barrios *et al.*, 2014).

Actualmente en otros países, para la elaboración de análisis de riesgo para especies exóticas invasoras, se utilizan herramientas ajustadas de otros, como el caso de las especies acuáticas, en las que se emplean las directrices trinacionales para la evaluación de riesgo de las especies invasoras desarrolladas por la Comisión de Cooperación Ambiental de Norteamérica. Para especies de aguas continentales se emplean las

herramientas metodológicas desarrolladas en Reino Unido, y para plantas acuáticas los lineamientos sanitarios aprobados por la Organización Norteamericana de Protección de Plantas (Barrios *et al.*, 2014), pero en México no se ha desarrollado algún método o directriz para este grupo botánico.

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Debido a las características fisiológicas, mecanismos reproductivos, rápido crecimiento y gran adaptabilidad a diversos ecosistemas acuáticos, las especies de hidrófitas invasoras se han y están siendo introducidas de otros países y trasladadas en el país, lo que les ha permitido su invasividad, aunado además a que no existen criterios o directrices que indiquen cuales serían las respuestas a tomar en cuenta para manejarlas, aprovecharlas o erradicarlas de los ambientes que han ocupado.

4. JUSTIFICACIÓN

Debido a que varias especies de hidrófitas han sido introducidas al país y trasladadas dentro de sus ecosistemas acuáticos, además de la capacidad de reproducirse de manera vegetativa muy acelerada y abundante, el presente estudio considera la posibilidad de diseñar y elaborar un modelo de evaluación de riesgo para este grupo de hidrófitas que permita dar soluciones rápidas de su presencia con el objeto de que las dependencias encargadas de este tema actúen para que sean manejadas o erradicadas, además de que en el ámbito mundial son muy escasos los programas de análisis de riesgo, y que en México no existe alguno que brinde información relacionada con ello, y, que es necesario.

5. OBJETIVOS

5.1 OBJETIVO GENERAL

Diseñar un modelo de evaluación con criterios que permitan la prevención, control o erradicación de hidrófitas exóticas y nativas invasoras presentes en México.

5.2 OBJETIVOS PARTICULARES

1. Elaborar el manual de directrices a seguir en análisis de riesgo de hidrófitas introducidas para México.
2. Realizar el análisis de riesgo de tres especies de hidrófitas invasoras (*Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa* y *Miriophyllum acuaticum*), presentes en el lago Zempoala, Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México.

6. ÁREA DE ESTUDIO

Para el caso del análisis de riesgo, éste se llevó a cabo utilizando tres especies de plantas acuáticas (*Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa* y *Myriophyllum aquaticum*), una libremente sumergida y dos enraizadas sumergidas, ambas presentes en el lago Zempoala del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, que se localiza a 65 km al sur de la Ciudad de México y a 38 km al noroeste de la ciudad de Cuernavaca, Morelos (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995).

El lago Zempoala (Figura 1) es una cuenca endorreica que lleva agua principalmente en la temporada de lluvias, aunque es alimentado permanentemente por el arroyo “Las Trancas”. Tiene una superficie que va de 10.56 hectáreas en la época de estiaje a 12.34 hectáreas en la época de lluvias, con 401.73 a 508 m de longitud máxima en dirección norte-noreste y sur-suroeste, con ancho mínimo de 403.58 m y ancho promedio de 207.9 m, y está localizado entre las coordenadas 19°03'00” latitud N y 99°18'42” longitud O, a 2800 msnm, situado al pie del cerro Zempoala, presenta agua durante

todo el año, con una profundidad promedio de 8.0 m (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995).

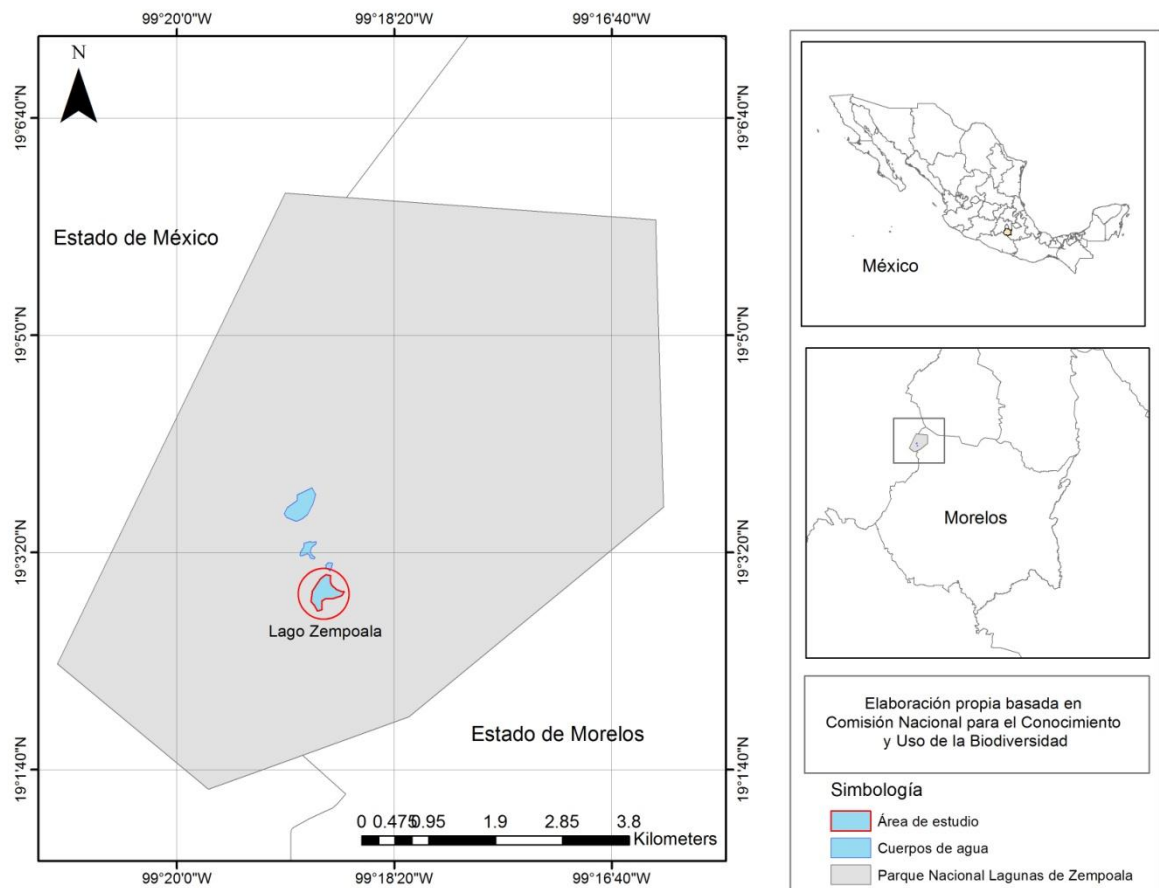


Figura 1. Mapa del lago Zempoala.

7. MATERIAL Y MÉTODOS

La realización del presente trabajo fue desarrollado en tres fases que a continuación se describen.

7.1 DISEÑO DE LA MATRIZ PARA EVALUACIÓN DE ANÁLISIS DE RIESGO DE HIDRÓFITAS INVASORAS

Para la elaboración de la matriz para el AR, primero se realizó una revisión bibliográfica a partir de un conjunto de informes técnicos de proyectos e iniciativas relacionadas a la gestión de invasiones biológicas, que abarcan desde un enfoque general, incluyendo el análisis de varios grupos taxonómicos así como otras enfocadas a evaluar grupos taxonómicos específicos.

Se elaboraron preguntas concretas con base a la biología y comportamiento de las plantas acuáticas en los ecosistemas (tabla 1), basadas en lo descrito por Pheloung *et al.* (1999), Golubov *et al.* (2014) y Zalba y Ziller (2007).

El modelo consta de 30 preguntas que forman parte de cuatro secciones o componentes clave:

- A. Preevaluación:** Debe ser empleada como primer paso en el análisis de riesgo de evaluación de especies. Tiene como finalidad evaluar o reevaluar especies ya introducidas al país, así como revisar especies sobre las cuales exista intención de introducción. Incluye cinco preguntas con las cuales se busca establecer la necesidad de aplicar la metodología de AR.

- B. Riesgo de establecimiento:** Esta sección consta de once preguntas con las cuales se evalúa la capacidad de que la especie pueda establecerse y formarse poblaciones colonizando ambientes naturales o intervenidos en el área a evaluar.

C. Riesgo o capacidad de impacto: Evalúa los diferentes tipos de impactos negativos a nivel, ecológico, económico de salud o cultural que han ocasionado las especies introducidas o trasladadas. Esta parte contiene ocho preguntas.

D. Capacidad de manejo o control: En esta sección consta de 7 preguntas que evalúan la existencia y efectividad de las medidas de control y los costos asociados. Tomando en cuenta que reviste una mayor complicación en costos para el manejo o control de una especie que es invasora con hábitos acuáticos a una especie que sólo tiene hábitos terrestres.

7.2 LINEAMIENTOS PARA EVALUAR CADA CRITERIO

Para realizar la evaluación del análisis de riesgo se asignan valores que permiten catalogar a las especies de acuerdo con el grado de invasión que representan. En este sentido, se proponen tres niveles de riesgo para catalogar el grado de invasión de las especies de plantas acuáticas: alto, medio y bajo, que se obtienen con base a las características disponibles. A su vez, a cada variable se le otorga un valor numérico que al término de la evaluación da como resultado un valor total para la especie (Golubov *et al.*, 2014).

Aquellas especies clasificadas con un nivel “alto” son consideradas como especies de alto impacto (potencialmente invasoras), para los casos que no exista información suficiente o el resultado del análisis que no sea claro se presenta la opción “requiere mayor análisis” que clasifica las especies involucradas en el nivel “medio”, las que se cataloguen con un nivel “bajo” son consideradas como especies que no representan mayor peligro. Las preguntas se califican mediante una escala numérica del 0 al 3 como se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Valor asignado de acuerdo a la respuesta de cada pregunta.

VALORACIÓN NUMÉRICA	SIGNIFICADO
Cero (0)	Cuando la respuesta es No o la pregunta ha sido constestada en alguna otra opción
Uno (1)	Mínimo
Dos (2)	Medio
Tres (3)	Alto

Se suman los valores obtenidos de las cuatro secciones y promedio final se determinara el nivel de riesgo de la especie, y en la tabla 2 se muestra la valoración de las concecuencias.

Tabla 2. Valores del nivel de riesgo

Puntaje	RIESGO	INTRODUCCIÓN/PRESENCIA	RESPUESTA
60-100 %	Alto	Potencialmente invasora	
30-59 %	Medio	Requiere análisis detallado	
1-29 %	Bajo	Especie con bajo riesgo	

7.3 EVALUACIÓN DE ANÁLISIS DE RIESGO PARA *Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa* y *Myriophyllum aquaticum*

En esta fase se llevó acabo la revisión y recopilación exhaustiva de la información bibliográfica para la descripción de cada uno de los elementos de las especies a evaluar, ya que es el punto de partida para la realización de la evaluación de un AR. A continuación se mencionan los elementos descritos por especie:

Nombre científico; clasificación; sinonimias; taxonomía y nomenclatura; descripción; nombres comunes; origen; distribución natural (en el mundo); distribución por introducciones a nivel mundial y México (introducción intencional, en el mundo); traslocaciones; biología; ecología e historia natural (biología reproductiva, requerimientos ambientales); mecanismos de dispersión (dispersión natural y artificial); estatus (reportes como especies invasora en otros sitios); usos y comercialización

(historia de la comercialización, ornamental, tratamiento de aguas residuales, origen de los individuos comercializados); condiciones de cultivo; análisis económico; potencial de establecimiento y colonización (potencial invasor, potencial de colonización, potencial de dispersión); evidencias de impactos (impactos a la salud, impactos ambientales y a la biodiversidad); control y mitigación (concientización pública, control mecánico o físico, control químico y control biológico); normatividad; y literatura citada.

Una vez obtenida la información de cada uno de los elementos, se efectuó el análisis de riesgo para cada una de las especies con fin de indentificar el potencial de invasión, utilizando la matriz diseñada.

Ademas de que se elaboró glosario de términos técnicos y científicos que ayudan a explicar lo relacionado con el tema.

8. RESULTADOS

8.1 MATRIZ PARA LA EVALUACIÓN DE ANÁLISIS DE RIESGO DE HIDRÓFITAS INVASORAS

En la Tabla 3 se muestra la matriz diseñada únicamente para evaluar los riesgos potenciales de hidrófitas invasoras.

Tabla 3. Matriz para la evaluación de análisis de riesgos de hidrófitas invasoras

ANÁLISIS DE RIESGO PARA HIDRÓFITAS INVASORAS		
Familia:		Foto
Género:		
Especie:		
Nombre común local:		
Fecha de evaluación:		
Evaluador:		
Institución:		
NO.	PREGUNTA CLAVE	VALOR
PREGUNTA		
A. PREEVALUACIÓN		
1	¿Existen AR previos desarrollados bajo el mismo método, relevantes a nivel nacional?	
2	¿El AR previo es válido aún?	
3	¿El organismo a evaluar es claramente una entidad taxonómica única, identificable de otras entidades del mismo rango?	
4	¿La especie cuenta con amplia información	
5	¿La especie ha sido reportada como invasora en otros países?	
B. RIESGO DE ESTABLECIMIENTO		
6	Estado de confinamiento	
	6.1 ¿Existen leyes o normas que regulan la introducción de las especies?	
	6.2 No existe la suficiente información	
7	Antecedentes de invasión	
	7.1 ¿La especie ha sido reportada como invasora en otros países?	
	7.2 ¿La especie ha sido reportada como invasora a nivel nacional?	
	7.3 ¿La especie ha sido reportada como invasora a nivel	

-
- regional?
- 7.4 No existe información suficiente
- 8 Procedencia de la especie
- 8.1 ¿La especie ha sido reportada como nativa?
- 8.2 ¿La especie ha sido reportada como trasladada?
- 8.3 ¿La especie ha sido reportada como exótica?
- 8.4 No existe información suficiente
- 9 Uso de hábitat
- 9.1 ¿La especie se restringe a un solo tipo de hábitat?
- 9.2 ¿La especie es generalista en el uso de hábitat, incluyendo hábitats naturales y naturales intervenidos?
- 9.3 No existe información suficiente
- 10 Ajuste climático
- 10.1 ¿Existe similitud climática entre el área de origen y de donde se introdujo?
- 10.2 ¿El grado de similitud climática entre el área de origen y de donde se introdujo es bajo?
- 10.3 No existe información suficiente
- 11 Formas de vida
- 11.1 Enraizadas
- 11.2 No enraizadas
- 12 Tipo de Reproducción
- 12.1 Sexual
- 12.2 Asexual
- 13 Frecuencia reproductiva
- 13.1 ¿La especie puede reproducirse tres o más veces al año?
- 13.2 ¿La especie puede reproducirse dos veces al año?
- 13.3 ¿La especie puede reproducirse una vez al año?
- 14 Supervivencia
- 14.1 Alto
- 14.2 Bajo
- 14.3 No existe información
- 15 Vías de dispersión
- 15.1 ¿Las especies dispersada intencionalmente por el ser humano por tener un valor comercial?
- 15.2 ¿Las especies dispersada accidentalmente?
- 15.3 ¿La especies es dispersada de forma natural?
- 15.4 No existe información
-

C. IMPACTO

- 16 Impacto potencial sobre el espacio de las especies nativas
- 16.1 ¿Existe una alta probabilidad de que la especie pueda competir con otras especies nativas por recursos?
 - 16.2 ¿No existe la probabilidad de que la especie pueda competir con otras especies nativas por recursos?
- 17 Impacto potencial sobre las especies nativas: riesgo de hibridación
- 17.1 ¿Existen especies nativas del mismo género o relacionadas filogenéticamente que puedan hibridizar con la especie exótica o traslocada?
 - 17.2 ¿No hay especies nativas del mismo género o relacionadas genéticamente que puedan hibridizar con la especie exótica o traslocada?
 - 17.3 ¿No existe información?
- 18 Impacto potencial sobre los hábitats o ecosistemas importantes para la conservación
- 18.1 ¿Existe un alto potencial de que la especie pueda modificar la estructura o funcionalidad de los hábitats o ecosistemas en donde se encuentra?
 - 18.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura o funcionalidad de los hábitats o ecosistemas en donde se encuentra?
 - 18.3 No existe información
- 19 Impacto potencial sobre recursos de importancia económica
- 19.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie tenga un impacto negativo sobre actividades económicas?
 - 19.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie tenga un impacto negativo sobre actividades económicas?
 - 19.3 No existe información
- 20 Impacto potencial sobre infraestructura
- 20.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas donde se encuentra?
 - 20.2 ¿No existe la probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura y funcionalidad de los
-

		ecosistemas donde se encuentra?
		20.3 No se tiene información sobre impactos en infraestructura de los ecosistemas
21	Impacto potencial sobre sitios turísticos	
		21.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?
		21.2 ¿Existe moderada probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?
		21.3 ¿Existe baja probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?
		21.4 No se tiene información sobre impactos en áreas de valor para la conservación?
22	Impacto potencial a la salud humana	
		22.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda ser vector de enfermedades, plagas, parásitos, etc.?
		22.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie pueda ser vector de enfermedades, plagas, parásitos, etc.?
		22.4 No existe información
23	Impacto potencial social o cultural	
		23.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie afecte negativamente los hábitos socioculturales del ser humano donde se encuentre presente?
		23.2 ¿No existe la probabilidad de que la especie afecte negativamente los hábitos socioculturales de ser humano donde se encuentre presente?
		23.3 No existe información

D. MANEJO

24	Medidas de control existentes a nivel nacional o internacional	
		24.1 No existen medidas de control de ningún tipo
		24.2 Existe solo una medida de control en el país
		24.3 Se conocen medidas de control para especies similares dentro del mismo grupo taxonómico
		24.4 Existen varias medidas de control aplicables
		24.5 No hay información sobre las medidas de control
25	Efectividad de las medidas de control	

	25.1 Las medidas de control tomadas en otras áreas no han sido efectivas	
	25.2 Las medidas de control en otras áreas han sido efectivas	
	25.3 No existe información	
26	Impacto potencial del manejo sobre la biodiversidad nativa	
	26.1 ¿Existe probabilidad de que las medidas de control impacten negativamente sobre las especies nativas?	2
	26.2 ¿No es probable que las medidas de control impacten negativamente sobre las especies nativas?	
	26.3 No existe información?	
27	Impacto potencial del manejo sobre áreas protegidas	
	27.1 ¿Existe probabilidad de que las medidas de manejo afecten negativamente a las áreas protegidas donde se encuentran las especies?	
	27.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que las medidas de manejo afecten negativamente a las áreas protegidas donde se encuentran las especies?	
	27.3 No existe información	
28	Legislación: capacidad de implementación	
	28.1 El país o región de análisis no tiene regulación específica para garantizar las medidas de control	
	28.2 El país o región de análisis tiene la capacidad de garantizar las medidas de control	
29	Costos de implementación de las medidas de control	
	29.1 Los costos e implementación de las medidas de control son muy elevados	
	29.2 Los costos e implementación de las medidas de control son moderados	
	29.3 Los costos e implementación de las medidas de control son muy bajos	
	29.4 No existe información sobre los costos de las medidas de control	
30	Impacto potencial socioeconómico de las medidas y técnicas de manejo	
	30.1 ¿Existe un gran impacto en el costo de las medidas y técnicas de manejo?	
	30.2 ¿No existe impacto en el costo de las medidas y técnicas de manejo?	
	30.3 No existe información	

8.2 DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES DE PLANTAS ACUÁTICAS INVASORAS PRESENTES EN EL LAGO ZEMPOALA Y ANÁLISIS DE RIESGO

Se describió cada uno de los elementos utilizados para la evaluación de análisis de riesgo para *Egeria densa* (Hydrocharitaceae), *Ceratophyllum demersum* (Ceratophyllaceae) y *Myriophyllum aquaticum* (Haloragaceae).

MONOCOTILEDONEAE

***Egeria densa* Planch.**

Ann. Sci. Nat. Bot. III. 11: 80. 1849.



Figura 2. Foto de *Egeria densa*.

CLASIFICACIÓN

Dominio: Eukaryota

Reino: Plantae Haeckel, 1866

División: Magnoliophyta Cronquist, Takht. & Zimmerm., 1966

Clase: Lilipsida Cronquist, Takht. & Zimmerm., 1966

Orden: Alismatales R. Br. ex Bercht. & J. Presl, 1820

Familia: Hydrocharitaceae Juss., 1789

Género: *Egeria* Planch., 1849

Especie: *Egeria densa* Planch., 1849

SINONIMIAS

Elodea densa (Planch.) Casp., 1857

Anacharis densa (Planch.) Vict., 1931

Elodea canadensis var. *gigantea* Hort. ex L.H. Bailey, 1914

Philotria densa (Planch.) Small, 1933

TAXONOMÍA Y NOMENCLATURA

El género *Egeria* posee dos especies que son *E. densa* (figura 2) y *E. naias*, ambas originarias de Sudamérica desde Minas Gerais en Brasil hasta el delta del río de la Plata en Argentina (Talavera y Gallego, 2010).

La clasificación de esta especie como *Egeria densa* fue establecida por Planchon en 1849 cuando creó el género. Más tarde, fue ubicada al género *Elodea* donde permaneció durante mucho tiempo, y aún hoy en día este binomio, *Elodea densa*, se puede encontrar en algunas publicaciones.

Es aceptado en la actualidad el mantener la clasificación original como parte del género *Egeria*.

DESCRIPCIÓN

La descripción de la especie, de las flores femeninas y de los frutos y semillas fue compilada, debido a que en los ejemplares mexicanos solamente existen plantas con flores masculinas (figura 4), (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2013) tal y como se muestra en la figura 3.

Planta herbácea acuática, enraizada, sumergida excepto las flores, perenne; tallo de 2 a 3 mm de diámetro, ramificados, sin ramificaciones o escasamente con algunas divisiones dicotómicas, con raíces adventicias en la parte superior; hojas sésiles, las basales del tallo opuestas o en verticilos de 3, las de la parte media y superior del tallo en verticilos de 4 a 8, lineares a lanceoladas, de 0.7 a 3.0 cm de longitud y de 1.1 a 5.0 mm de ancho, ápice agudo a redondeado, margen finamente serrado, superficie lisa, intensamente verde o verde pálido en acuarios; plantas dioicas; espata de las flores estaminadas en la axila superior de las hojas, elíptica, de 0.6 a 0.9 mm de longitud, con el ápice bífido, con 2 a 4 flores, estípites delgados, de 3.2 a 3.8 mm de longitud, sépalos elíptico-oblongos, de 2.6 a 3.6 mm de longitud por 1.4 a 1.5 mm de ancho, pétalos obovados a suborbiculares, de 5.8 a 6.2 mm de longitud por 3.1 a 4.8 mm de ancho, cuneados en la base, estambres 9, con filamentos de 1.1 a 2.2 mm de longitud, anteras de 0.5 a 0.7 mm de longitud por 0.3 a 0.6 mm de ancho, nectario de 0.4 a 0.6 mm de diámetro, verde, trilobado, pequeño, pedúnculos de 2 a 7 cm de longitud; espata de las flores pistiladas de 8.4 a 9.6 mm de longitud, estípites delgados, de 2.4 a 5.4 cm de longitud, sépalos elíptico-oblongos, de 2.5 a 3.5 mm de longitud por 1.3 a 1.5 mm de ancho, pétalos de 7.6 a 7.8 mm de longitud por 7.8 a 8.1 mm de ancho, lóbulos de los estigmas filiformes, papilosos, de 2.3 a 2.6 mm de longitud, ovario unilocular, óvulos 3 a 6, nectario pequeño, verde; fruto elipsoide u ovoide, de 6.8 a 8.0 mm de largo por 2.8 a 3.0 mm de diámetro, pericarpio transparente, membranoso, semillas numerosas, fusiformes, de 7.3 a 8.3 mm de longitud, sésiles, mucilaginosas, testa verrucosa.

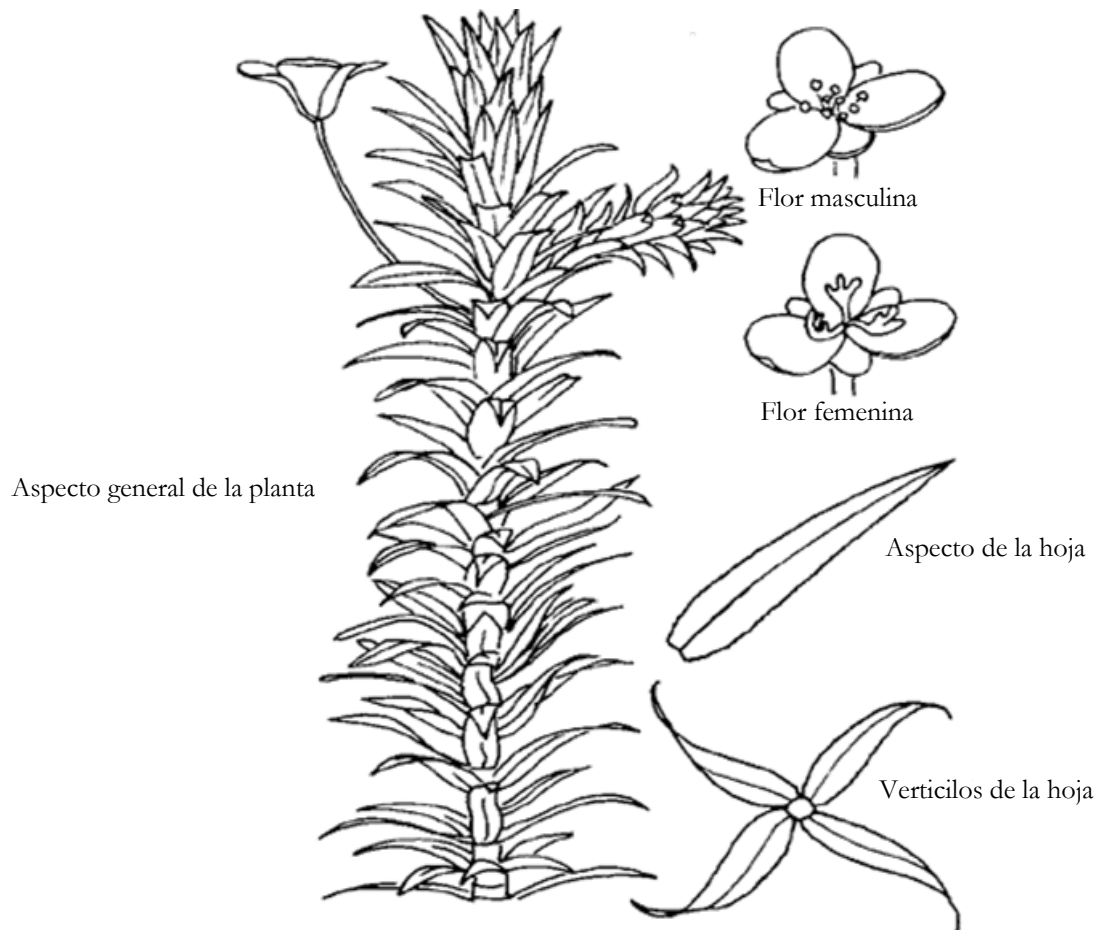


Figura 3. Morfología de *Egeria densa*. <https://plants.ifas.ufl.edu/plant-directory/egeria-densa/>.



Figura 4. Flor masculina de *Egeria densa*..

NOMBRES COMUNES

“Dichtblättrige Wasserpest” (Alemania); “elodes”, “erva d’água” (Brasil); “Shui yun cao” (China); “egueria”, “elodea”, “elodea brasileña”, “elodea de Argentina” (Cuba); “elodea” (México); “brazilian elodea”, “brazilian waterweed”, “common waterweed”, “dense waterweed”, “egeria”, “south american waterweed” (Estados Unidos); “ookanadamo” (Japón).

ORIGEN

Planta tropical originaria del Sur de Brasil, Norte de Argentina y Uruguay. Su distribución abarca desde el estado central de Minas Gerais, Brasil hasta la región costera de Uruguay, mientras que en Argentina es del centro-sur de la provincia de Entre Ríos, cerca de Buenos Aires y La Plata (Saint John, 1961).

Yarrow *et al.* (2009) menciona que su área de distribución natural comienza principalmente en Brasil, a lo largo de la región costera hasta el sur de Argentina y Perú en el rango neotropical (Talavera y Gallego, 2010).

DISTRIBUCIÓN NATURAL

En el mundo

Se estima que esta especie se ha naturalizado en al menos 27 países en todo el mundo principalmente en regiones tropicales y subtropicales (Yarrow *et al.*, 2009).

La distribución geográfica a nivel mundial en el siguiente apartado indica solamente las poblaciones nativas.

Sudamérica: Argentina, Brasil, Espiritu Santo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Río de Janeiro, Santa Catarina, Sao Paulo, Uruguay (Cabrera, 1968; Kissmann, 1997; Botanical Garden, 2003; USDA-ARS, 2003; EPPO, 2014)

DISTRIBUCIÓN POR INTRODUCCIONES A NIVEL MUNDIAL Y MÉXICO

Introducción no intencional

En el mundo

De acuerdo con Meacham (2001), la introducción no intencional se da principalmente por el arrastre de fragmentos de *Egeria densa* por transporte de embarcaciones. También los fragmentos se dispersan a través de la acción del oleaje, la actividad de las aves acuáticas o la navegación recreativa y pesquera (Carrillo *et al.*, 2006), y podría introducirse en envíos de otras especies de plantas y animales acuáticos (Coetzee *et al.*, 2011; CABI, 2014).

Introducción intencional

En el mundo

La principal vía de introducción de *Egeria densa* es el comercio en acuarios o acuarismo (Hanson *et al.*, 2006). A pesar de que en diferentes lugares del mundo no se halla ni se comercializa o se dejó de vender como planta de acuario en tiendas, es fácil conseguirla comprándola a través de internet (Darrin, 2009). El aumento por este medio electrónico ha exacerbado el problema de las ventas de esta especie invasora, dando a los minoristas la capacidad de hacer publicidad en línea y enviar las plantas por correo postal (Kay y Hoyle, 2001).

Una búsqueda de la empresa holandesa marktplaats.nl, en julio de 2014, usando el término 'aquarium planten' (plantas de acuario) produjo más de 700 resultados, mientras que una búsqueda usando 'vijver planten' (plantas acuáticas de jardines) resultó en más de 300 respuestas (Matthews *et al.*, 2014).

Como indica Yarrow *et al.* (2009) la planta es atractiva para los acuaristas debido a su belleza estética y estilo de vida resistente a las condiciones de los acuarios, sin embargo, es común que los propietarios de acuarios la terminen arrojando en cuerpos de agua cercanos cuando ya no la necesitan (Kay y Hoyle, 2001), provocando la infestación de

dichos cuerpos de agua, debido a su capacidad de propagarse rápidamente.

Egeria densa ha sido introducida en países de los cinco continentes con excepción de la Antártida. De acuerdo con varios autores las introducciones de esta planta se han dado en países como Alemania, Argentina, Australia, Chile, Colombia, Cuba, Estados Unidos, Francia, Italia, Japón, México, Nueva Zelanda, Reino Unido y Sudáfrica (Cook y Urmikönig, 1984; Haramoto e Ikusima, 1998; Roberts *et al.*, 1999; Hauenstein, 2004).

Lansdown (2011) considera que las poblaciones que están distribuidas en todo el mundo se debieron a introducciones antropogénicas más que a dispersión natural, pero se carece de fecha exacta de introducción o de naturalización en el medio natural. Entre las características de *E. densa* que permiten su fácil dispersión es que tiene cierta tolerancia a la desecación, por lo que ayuda a la dispersión no intencional por medio de embarcaciones pesqueras o deportivas. Esto quedó comprobado en un estudio de Barnes *et al.* (2013), en el cual los fragmentos de la planta seguían viables después de una hora de haber sido secados al ambiente.

La distribución geográfica a nivel mundial en el siguiente apartado indica solamente las poblaciones que han sido consideradas introducidas.

África: Argelia, Kenya, Sudáfrica, Swazilandia (Macdonald *et al.*, 2003; GISD, 2006; Swaziland's Alien Plants Database; Q-BIP, 2016).

Asia: Bangladesh, Indonesia, Japón, Nepal, República de Georgia, Sumatra, Turquía (Rai y Pradhan, 2000; Hamabata y Kobayashi, 2002; GISD, 2006; Veldkamp, 2008; Alfasane *et al.*, 2010; EPPO, 2014) 2010; EPPO, 2014).

Norteamérica: Estados Unidos (Alabama, Arizona, Arkansas, California, Carolina del Norte, Carolina del Sur, Connecticut, Delaware, Florida, Georgia, Hawái, Illinois, Kansas, Kentucky, Luisiana, Maryland, Massachusetts, Mississippi, Missouri, Nebraska, Nueva Hampshire, Nueva Jersey, Nuevo México, Nueva York (1893), Oklahoma, Oregón, Pennsylvania, Tennessee, Texas, Utah, Vermont, Virginia, Washington) (USDA-NRSCS, 2002; Darrin, 2009; Yarrow *et*

al., 2009).

Centroamérica y el Caribe: Costa Rica, Cuba, Nicaragua, Puerto Rico (USDA-NRSCS, 2002; Botanical Garden, 2003; Oviedo-Prieto *et al.*, 2010).

Sudamérica: Bahía, Chile, Colombia, Paraguay (Botanical Garden, 2003; Bini y Thomaz, 2005; Oliveira *et al.*, 2005; Lagos *et al.*, 2008).

México: Aguascalientes, Ciudad de México, Guanajuato, Hidalgo, México, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Querétaro, San Luis Potosí, Tamaulipas, Veracruz, Yucatán (Argüello *et al.*, 2000; Bonilla-Barbosa y Villaseñor, 2003; Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2010; Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2013; Martínez, 2016). Los estados, sitios y localidades, se incluyen en la base de datos (figura 6).

Europa: Alemania, Austria, Bélgica, Dinamarca, España, Francia, Grecia, Holanda, Hungría, Irlanda, Italia, Portugal (Azores), Rusia, Suiza, Reino Unido (incluido Irlanda del Sur y del Norte), (Dutartre *et al.*, 1999; Royal Botanic Garden Edinburgh, 2003; Pulgar e Izco, 2005; GISD, 2006; Kozhevnikova y Kozhevnikov, 2009; Bracamonte *et al.*, 2014; EPPO, 2014; Matthews *et al.*, 2014 Millane y Caffrey, 2014).

Oceanía: Australia del Oeste, Islas Cook, Nueva Gales del Sur, Nueva Zelanda, Polinesia Francesa, Tasmania, Victoria (Tanner *et al.*, 1986; Wells *et al.*, 1997; Champion y Tanner, 2000; Clunie *et al.*, 2002; Grownns *et al.*, 2003; Royal Botanic Gardens Sydney, 2003).

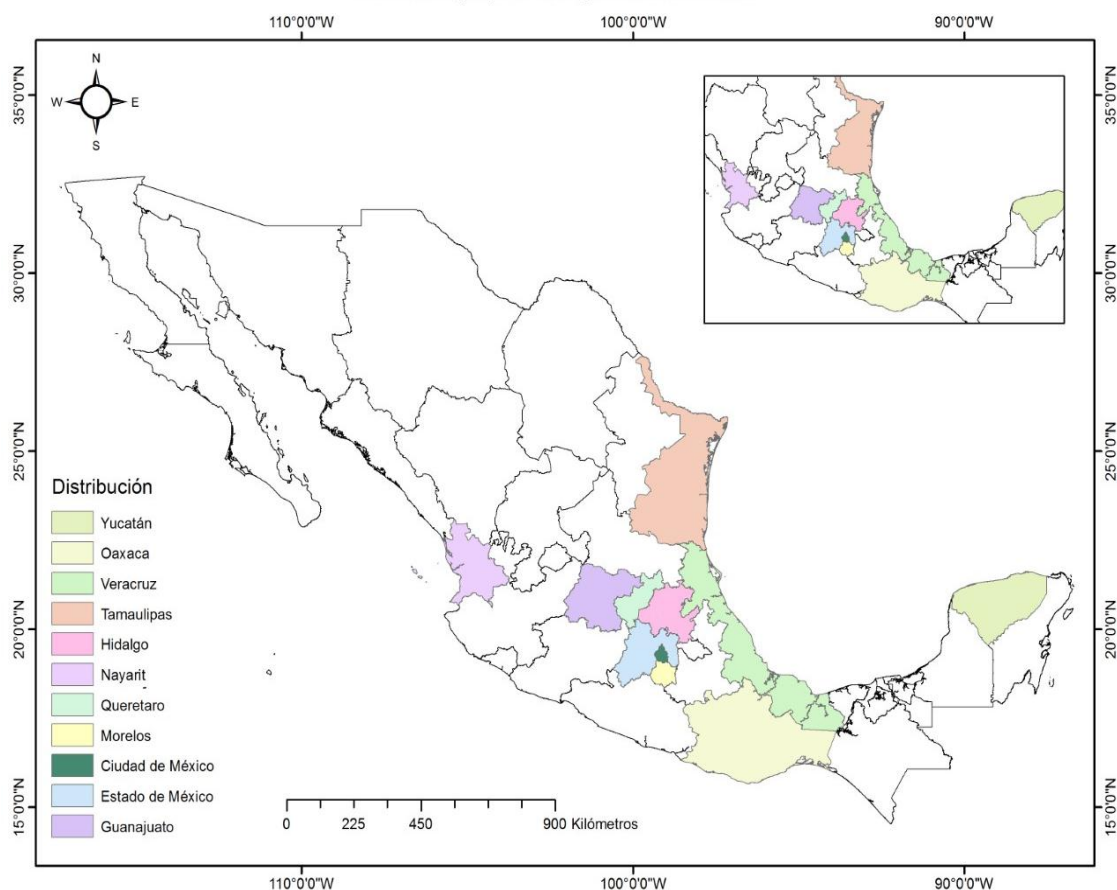


Figura 6. Distribución geográfica de *Egeria densa* en México.

TRASLOCACIONES

La traslocación de *Egeria densa*, se ha documentado muy escasamente en otros países. *Egeria densa* y es una especie que probablemente fue introducidas al río Erft en Alemania como planta desechada de los acuarios en ese mismo país (Hussner y Lösch, 2005).

Los principales métodos de dispersión de esta especie son por botes, lanchas o barcos, que distribuyen a grandes distancias por medio de anclas o redes de pesca partes de la planta; liberación de los acuarios caseros, públicos o de venta de organismos de acuario con fines ornamentales; y por último, a causa de la hidrodinámica de las corrientes de agua, en donde pequeños trozos de la planta pueden ser dispersadas a distancias cortas o largas (Bonilla- Barbosa y Santamaría, 2013).

BIOLOGÍA, ECOLOGÍA E HISTORIA NATURAL

Egeria densa es considerada una hidrófita invasora (Darrin, 2009). Esta especie se dispersa prolíficamente por fragmentación y en todos los países que ha sido introducida solo se conocen plantas estaminadas, por lo que se reproducen vegetativamente (Novelo y Lot, 1990; Argüello *et al.*, 2000; Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2010).

Información genética

De acuerdo con Cook y Urmi-König (1984) las especies del género *Egeria*, *E. najas* y *E. densa* manifiestan una distribución simpátrica en su área de distribución original. La diversidad genética de poblaciones de *E. densa* no se ha examinado ampliamente (Yarrow *et al.*, 2009), sin embargo, Carter y Sytsma (2001) localizaron genotipos similares entre poblaciones de Valdivia, Chile y poblaciones del oeste de Oregón en los Estados Unidos, proponiendo que la diversidad genética de la especie es relativamente baja.

Biología reproductiva

Egeria densa se reproduce tanto sexual como asexualmente. Esta especie es dioica, lo que significa que hay individuos masculinos y femeninos en plantas separadas, por lo que se necesita de los dos progenitores para llevarse a cabo la reproducción sexual. *Egeria densa* es entomófila, es decir las flores emergen por encima de la superficie del agua y son polinizadas por insectos (Yarrow *et al.*, 2009), principalmente del Orden Diptera o moscas verdaderas, que son los polinizadores en su hábitat natural (Darrin, 2009).

Sin embargo, este tipo de reproducción es la menos común, ya que, en partes de Europa, Australia o América del Norte y México, solo se han encontrado individuos masculinos, siendo la reproducción asexual la más común por medio de fragmentos de brotes y rizomas.

Los fragmentos pueden enraizarse en el sustrato o flotar libremente, creciendo más rápido durante el verano, debido al aumento de la temperatura y mayor tiempo de exposición de la luz (Anderson y Hoshovsky, 2000).

Fisiología y fenología

Gran parte del éxito de *Egeria densa* como especie invasora ha sido debido a causa de rasgos fisiológicos relacionados con su metabolismo (Yarrow *et al.*, 2009). Se ha descubierto que *E. densa* muestra cambios en su metabolismo bajo condiciones de dióxido de carbono bajo, por lo que posee una estrategia de incorporación de carbono flexible que puede cambiar a una vía C4 como en condiciones de baja emisión de CO₂, alta concentración de oxígeno y temperatura alta, favoreciendo con ello altas tasas de foto respiración (Bowes *et al.*, 2002).

Los efectos estacionales sobre el metabolismo y la producción de biomasa son en esencia la combinación de factores como el fotoperíodo y la temperatura (Yarrow *et al.*, 2009). En las regiones tropicales, *E. densa* suele presentar ligera variación estacional de la tasa de crecimiento (Camargo *et al.*, 2006), sin embargo, en regiones templadas sí muestra grandes diferencias.

En estudios de curvas de acumulación de biomasa se concluyó que la especie presenta crecimiento invernal, el cual es lento y se centra en el almacenamiento de almidón que ayuda a su desarrollo en la primavera (Yarrow *et al.*, 2009).

A pesar de esto, Haramoto e Ikusina (1988) indican que *Egeria densa* es altamente adaptable mostrando crecimiento continuo o estacional de acuerdo con las condiciones locales.

Requerimientos ambientales

Darrin (2009) indica que uno de los factores determinantes para el crecimiento de *Egeria densa* es la luz, sobreviviendo a un amplio rango de intensidades.

Otro factor importante para su desarrollo tiene que ver con la profundidad, ya que Bini y Thomaz (2005) indican que las plantas tienen mayor oportunidad de crecer en áreas con niveles superiores a un metro, con poca turbidez y poco fitoplancton en el agua. Además de desarrollarse en sedimentos como grava, arena o arcilla (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995).

La temperatura influye en la tasa de crecimiento de la planta, siendo entre los 16 y 28 °C los valores idóneos (Feijoo *et al.*, 1996).

En cuanto a nutrimentos, *E. densa* tolera concentración, particularmente fósforo, además de que su biomasa aumenta con la presencia de amonio en el agua y nitrógeno en el sustrato (Feijoo *et al.*, 1996).

MECANISMOS DE DISPERSIÓN

Dispersión natural

Egeria densa se dispersa naturalmente mediante el movimiento de las aguas que llevan las plantas enteras o fragmentos del tallo a nuevos sitios.

Dispersión artificial

La dispersión humana a través del comercio de acuarios es el medio más común para la expansión de *Egeria densa* (Meacham, 2001; Hanson *et al.*, 2006).

Egeria densa es una planta popular en el acuarismo debido a su forma de vida y color carismático (Yarrow *et al.*, 2009), además por su capacidad de oxigenar el agua y sobrevivir en la mayoría de las condiciones diversas de los acuarios. Es común que los propietarios de acuarios la arrojen en cuerpos de agua cercanos cuando ya no la necesitan (Kay y Hoyle, 2001). Una vez introducida en el sistema acuático, se propaga rápidamente compitiendo por el hábitat de especies nativas, así como de otras especies no autóctonas.

Estatus (reportes como especie invasora en otros sitios)

El primer registro de *E. densa* fuera de su rango original de distribución fue en 1893 en Estados Unidos y en 1915 empieza ya a ser ofrecida como oxigenadora. En el caso de Europa el primer registro se obtiene en 1910 en un canal de Leipzig, Alemania. *Egeria densa* está incluida en la base de datos de especies invasoras de la Unión Internacional

para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (GISD, 2016), y figura en la lista de especies invasoras de organizaciones como el Compendio de Especies Invasoras del Centre for Agriculture Bioscience International (CAB Internacional) el cual tiene 45 países miembros (CABI, 2016). En Australia, Nueva Zelanda y diferentes estados de los Estados Unidos se ha ocupado tiempo no solo para encontrar métodos de erradicación, sino también hacer comprender el potencial invasivo de *E. densa* (Roberts *et al.*, 1999).

En California se ha clasificado en las categorías más altas de agresividad e impacto (Johnson *et al.* 2006), sin embargo, en otros lugares su presencia se ha aceptado o se ha hecho caso omiso.

USOS Y COMERCIALIZACIÓN

Historia de la comercialización Ornamental

El uso más conocido de *E. densa* es dentro del acuarismo o en los jardines acuáticos debido al papel benéfico para los medios acuáticos (oxigenador) y por su alto valor estético (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2013). Esta planta en Estados Unidos comenzó su venta en 1915 debido a que era considerado un buen oxigenador, por lo que se volvió una planta de acuario popular y se podía encontrar en la mayoría de las tiendas de mascotas bajo el nombre de “anacharis” (Hamel *et al.*, 2001). En México es conocida como “elodea” y es muy común su venta en acuarios de varios estados del país.

Forraje

Investigaciones han dado resultados promisorios para el uso de *E. densa* como fuente de alimento a animales domésticos. Molina y González (2012) evaluaron el potencial de esta planta como fuente proteica alternativa para la alimentación de gallinas ponedoras de traspatio, concluyendo que *E. densa* posee características aceptables para el desarrollo de las gallinas tales como un nivel medio de proteína cruda, un alto nivel de humedad e importantes cantidades de minerales como Mg, Fe, y Zn, aunque resaltan que son necesarios más estudios.

Ensayos han demostrado también que la carpa herbívora, especie invasora, consume malezas acuáticas aunque no de una manera uniforme, pero han preferido el consumo de *Egeria densa*, logrando evidenciar que esta planta tiene altos contenidos de nitrógeno, fósforo, potasio y micro elementos, motivo por el que también se recomienda utilizar para animales monogástricos como rumiantes menores y aves por su alto contenido de fibra y proteína (Coloma y Orellana, 1996).

Tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales mediante el uso de plantas acuáticas es una opción que ha recibido atención en los últimos años ya que las hidrófitas como *E. densa* poseen habilidad para asimilar nutrientes, por lo que ha sido utilizada para remover contaminantes de afluentes donde han sido vertidas aguas residuales, sin embargo, no se indican costos por el uso de esta especie ni de la infraestructura empleada (Argüello *et al.*, 2000; Módenes *et al.*, 2009).

Acuicultura

El detritus de *Egeria densa* se ha utilizado favorablemente para la producción de crías de “acocil” *Cambarellus montezumae* (Latournerie y Román, 2006).

Evaluaron el crecimiento y la supervivencia durante cinco semanas, al término del experimento se obtuvo que el peso de los organismos se incrementó 10.3 veces, la supervivencia alcanzó el 34.4% y la biomasa se incrementó 3.3 veces. Concluyen que el uso de detritus vegetal enriquecido presenta condiciones muy favorables para la producción de crías de acocil y sistemas de cultivo extensivo de esta especie.

Origen de los individuos comercializados (poblaciones silvestres, viveros fuera o dentro de México)

Los individuos comercializados en México, son de poblaciones silvestres o naturalizadas

en el país (observación personal).

Análisis económico (importaciones/mercado a nivel mundial, mercado en México, rentabilidad de su cultivo, etc.)

Egeria densa es una especie muy deseada para acuarios, estanques y jardines acuáticos pequeños, pero se ha convertido en una especie invasora en cuerpos de agua natural y artificial. En los principales mercados de acuarismo (Mixuca, Venustiano Carranza) en la Ciudad de México, un “ramito” de 5 plantas de esta especie se vende entre \$ 25.00 a \$ 30.00 pesos M. N. Mientras que en otros como en la Ciudad de Cuernavaca se vende a \$ 40.00.

POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN

Potencial de dispersión

Como *E. densa* se reproduce vegetativamente a través de la ramificación, la fragmentación y la producción de raíces, vectores naturales que transportan fragmentos de la planta son de suma importancia. Las corrientes de agua y ciertos animales son en parte responsables de la propagación secundaria de la planta, por lo que es probable que naturalmente se extienda en varias direcciones como en los ecosistemas lóticos (aguas abajo) o por el viento en ecosistemas lénticos (Mazzeo *et al.*, 2003). En este sentido, los fragmentos de la planta son transportados a gran distancia, sin embargo, su rango de expansión suele ser limitado por el ambiente como sucede en Holanda o en parte de Europa (Lafontaine *et al.*, 2013).

EVIDENCIAS DE IMPACTOS

Una vez liberada en el sistema acuático *Egeria densa* presenta una alta tasa de propagación, se reproduce preponderantemente por medio asexual mediante fragmentos, así también una gran tolerancia y adaptación a diferentes variaciones ambientales, condiciones que incluso la hacen competir con otras especies invasoras como *Hydrilla verticillata*. Tiene la

capacidad de cubrir grandes extensiones de monocultivos con poca diversidad, eliminando especies por debajo de su dosel e incluso es capaz de frenar los cursos de los sistemas acuáticos que infesta (Darrin, 2009).

Impactos/beneficios socioeconómicos

Aparte de ser una seria amenaza para la biodiversidad nativa de los sistemas acuáticos que infesta y la dinámica de los mismos, también afectan las actividades humanas que se desarrollan en ellos como proyectos de riego, suministros hidroeléctricos y suministros de agua para consumo urbano. Además interfiere en actividades recreativas y comerciales como paseos de bote, natación y pesca (Anderson, y Hoshovsky, 2000), aunque indican que son necesarios datos más precisos debido a que se considera que económicamente su infestación afecta los recursos hídricos.

Darrin (2009) indica que los fragmentos obstruyen fácilmente los cursos de agua y las presas hidroeléctricas y menciona el ejemplo de una planta de energía eléctrica en Nueva Zelanda que fue clausurada debido a la obstrucción de *Egeria densa* sobre las hélices. Johnson (2006) menciona que las densas matas de la especie impiden el tráfico de lanchas, incluso llegan a ser tan densas que se ha reportado el ahogamiento de un hombre al quedarse enganchado en *Egeria densa* (Johnson *et al.*, 2006; Bonilla-Barbosa, obs. pers.) en el lago Zempoala del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, Morelos, México).

Johnson *et al.* (2006) comparan los beneficios y costos para el control de *Egeria densa*, indicando que entre los años 1994 a 2000, 530,300 dólares (420,100 euros) fueron gastados para la erradicación de *E. densa* en varios lagos de Washington abarcaron, consistiendo en el 15% del total de los fondos (\$ 3'000.000.00 de dólares) para combatir plantas acuáticas invasoras en los Estados Unidos.

Impactos a la salud (humana, enfermedades, parásitos, etc.)

Las plantas acuáticas invasoras se caracterizan por tener una rápida propagación y reproducción por medios vegetativos colonizando grandes áreas, pero además propician

las condiciones ecológicas para el desarrollo de vectores de enfermedades, como los culícidos (moscos) (Alarcon-Elbal, 2013).

En el caso de *Egeria densa*, ésta afecta la calidad del agua, reduciendo la renovación natural y provocando aumentos de temperatura en la superficie de los sistemas acuáticos durante el verano, por lo que pueden generar poblaciones de mosquitos debido a esos cambios (Pennington y Sysma, 2009), principalmente mosquitos del género *Anopheles* (Furlow y Hays, 1972; Johnson *et al.*, 2006; Lansdown, 2011).

Impactos ambientales y a la biodiversidad

Egeria densa tiene varias características que le permiten obtener alta invasividad y colonización de embalses tales como tasa de crecimiento alta, adaptación a diferentes regímenes de luz, gran absorción de nutrientes, alta plasticidad fenotípica, alta dispersión a través de fragmentos y potencial para colonizar sitios perturbados (Yarrow *et al.*, 2009). Al poseer estas características, tiene un impacto drástico en los ecosistemas acuáticos modificando sus funciones y servicios, desplazando vegetación nativa (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995) como *Elodea canadensis* en los Estados Unidos.

Los principales efectos adversos de *Egeria densa* sobre las especies nativas están relacionados con la competencia. Bajo condiciones favorables, *E. densa* crece hasta 0.4 cm por día y forma una superficie densa en el sistema acuático que infesta, lo que le permite impedir la penetración de la luz para aquellas especies que requieren de alta transparencia y competir con especies nativas eliminándolas (De Winton y Clayton 1996; Wells *et al.*, 1997; Hofstra *et al.*, 1999; Champion y Clayton, 2000; Carrillo, *et al.*, 2006; Yarrow *et al.*, 2009; Branquart, 2013; Lafontaine *et al.*, 2013; GB Non-native Species Secretariat, 2014; Mathews *et al.*, 2014; Washington State Department of Ecology, 2014). Lo anterior también, provoca el desarrollo de densas camas mono específicas de esta especie ocasionando grandes impactos desfavorables al disminuir la biodiversidad nativa a través de la competencia y por consecuencia su extirpación de ecosistemas acuáticos naturales (Wells *et al.*, 1997; Hofstra *et al.*, 1999; Roberts *et al.*, 1999; Branquart, 2013; Matthews *et al.*, 2014).

Sin embargo, la planta tiene efectos positivos sobre la biodiversidad de algunas especies, debido a que provoca cambios en la dinámica estructural tanto del fitoplancton, zooplancton, peces, macro invertebrados bentónicos o epifíticos como algas epibiontes, además de brindarles protección y alimentación (Mazzeo *et al.*, 2003, Johnson *et al.*, 2006; Pelicice y Agostinho, 2006; Darrin, 2009; Yarrow *et al.*, 2009).

Por último, es importante indicar que la introducción de esta especie puede promover la entrada de otras especies no nativas, ya que estudios han demostrado que plantas acuáticas que se comercializan tienen en promedio tres especies no nativas que se transportan con ellas (Keller y Lodge, 2007). Sin embargo, no se registraron otros impactos aparte de los ya indicados.

CONTROL Y MITIGACIÓN (TIPOS DE MEDIDAS O ESTRATEGIAS, COSTOS, ETC.)

Todas las medidas de mitigación y control deben ir enfocadas a prevenir la propagación de fragmentos para evitar nuevas poblaciones. Para el combate de *Egeria densa* se han utilizado medidas de control mecánico, químico y en los últimos años se han incluido métodos biológicos de control.

Medidas preventivas

Ante la imposibilidad de erradicación, la mayoría de los planes y gestiones son para la prevención del establecimiento y propagación (Meacham, 2001; Johnson *et al.*, 2006). En los lagos de Washington se han realizado estudios para localizar invasiones tempranas para controlar el establecimiento y propagación de esta especie. Así mismo en California se ha utilizado hasta el 65% del presupuesto del Programa de Control de *Egeria densa*, del total de 6.2 millones de dólares, en el combate y la prevención de esta especie (Johnson *et al.*, 2006).

Concientización pública

Es importante informar a las personas que practican el acuarismo y al público en general

sobre los impactos que tiene *Egeria densa* en diferentes rubros. Además de que se tiene que educar a los usuarios para evitar que depositen plantas de los acuarios en cuerpos de agua. Por ejemplo, en los estados de California y Washington diseñaron campañas a través de internet con carteles informativos para dar a conocer los efectos negativos de esta especie, así como para detectar y alertar sobre posibles invasiones (Meacham, 2001).

Control mecánico o físico

En algunos lugares se ha intentado retirar mecánicamente a *Egeria densa* a través de máquinas de tracción, sin embargo, este método no ha sido tan efectivo ya que provoca la formación de fragmentos y por lo tanto la creación de nuevos individuos (Yarrow, 2007).

Control químico

Este tipo de método es el más utilizado para la erradicación y control de *Egeria densa* a través de herbicidas. Uno de los herbicidas más utilizados es el Diquat, producto altamente tóxico, sin embargo, en un estudio en un lago de Nevada en Estados Unidos, al aplicarse el herbicida disminuyeron poblaciones de otras hidrófitas y no *E. densa* (Tanner *et al.*, 1990). Otro herbicida usado para el combate de esta planta es la oxitetraciclina, siendo menos tóxico que Diquat pero también menos efectivo para el control de las poblaciones.

El herbicida que ha tenido un efecto eficaz en el control de *Egeria*, ha sido el Fluoridon siendo su ingrediente activo el 1-metil-3-fenil-5-3-(trifluorometil) fenil-41H-piridinona), el cual fue empleado en el lago Limerick en Washington, al aplicarse el herbicida durante un año, la biomasa de la población de la planta disminuyó el 95% (Johnson *et al.*, 2006).

Sin embargo, a pesar de que el uso de herbicidas para el control de *E. densa* es el método de control más utilizado, este ha sido objeto de controversia por los efectos contaminantes de estos en los sistemas acuáticos (Fourney y Davis, 1981) y su biodiversidad.

Control biológico

Egeria densa tiene relativamente pocos depredadores nativos, por lo que el biocontrol es bastante limitado (Darrin, 2009). Sin embargo, hay algunos organismos que la pueden controlar.

Peces, varias especies de peces que son invasoras han sido objeto de estudio para el control biológico de *Egeria* tales como la “carpa herbívora” (*Ctenopharyngodon idella*), la “tilapia del Congo” (*Tilapia melanopleura*) o la “tilapia de panza roja” (*Oreochromis zillii*). Estas especies han sido introducidas en Estados Unidos, con ciertas restricciones en los cuerpos de agua para controlar a la planta, como por ejemplo en condados del sur de California (Darrin, 2009).

Hongos, organismo que ha demostrado cierto daño a la planta es el hongo *Fusarium* sp., aunque faltan estudios para comprobar su eficacia (Hamel *et al.*, 2001).

NORMATIVIDAD (INTERNACIONAL O NACIONAL EN CASO DE HABERLAS)

En el ámbito de la Unión Europea, a partir de 1995 la introducción o liberación no autorizada de especies alóctonas como *Egeria densa* son perjudiciales para el equilibrio biológico, y figura como delito contra el medio ambiente en la Ley orgánica 10/1995, del 23 de noviembre del Código Penal La Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medio Ambiente, ha identificado, a través del Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, el desarrollo parcial de dicha Ley, como agente causante del daño biológico, entre otras, las especies exóticas invasoras. La ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, estableció que las administraciones públicas competentes prohibirán la introducción de especies, subespecies o razas geográficas alóctonas, cuando estas sean susceptibles de competir con las especies silvestres autóctonas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos, de acuerdo con su artículo 52.2 (BOE, 2016).

ANÁLISIS DE RIESGO PARA *Egeria densa*

Familia: Hydrocharitaceae Juss., 1789

Foto

Género: *Egeria* Planch., 1849

Especie: *Egeria densa* Planch., 1849

Nombre común local: Elodea

Fecha de evaluación: 20/11/2018

Evaluador: Brenda Rendón García

Institución:



NO.	PREGUNTA CLAVE	VALOR
PREGUNTA		
A. PREEVALUACIÓN		
1	¿Existen AR previos desarrollados bajo el mismo método, relevantes a nivel nacional?	0
2	¿El AR previo es válido aún?	0
3	¿El organismo a evaluar es claramente una entidad taxonómica única, identificable de otras entidades del mismo rango?	3
4	¿La especie cuenta con amplia información	3
5	¿La especie ha sido reportada como invasora en otros países?	3
B. RIESGO DE ESTABLECIMIENTO		
6	Estado de confinamiento	
	6.1 ¿Existen leyes o normas que regulan la introducción de las especies?	2
	6.2 No existe la suficiente información	0
7	Antecedentes de invasión	
	7.1 ¿La especie ha sido reportada como invarsora en otros países?	3
	7.2 ¿La especie ha sido reportada como invasora a nivel nacional?	3
	7.3 ¿La especie ha sido reportada como invasora a nivel regional?	3
	7.4 No existe información suficiente	0
8	Procedencia de la especie	
	8.1 ¿La especie ha sido reportada como nativa?	0
	8.2 ¿La especie ha sido reportada como traslocada?	3
	8.3 ¿La especie ha sido reportada como exótica?	3
	8.4 No existe información suficiente	0
9	Uso de hábitat	
	9.1 ¿La especie se restringe a un solo tipo de hábitat?	0
	9.2 ¿La especie es generalista en el uso de hábitat, incluyendo	3

	hábitats naturales y naturales intervenidos?	
	9.3 No existe información suficiente	0
10	Ajuste climático	
	10.1 ¿Existe similitud climática entre el área de origen y de donde se introdujo?	3
	10.2 ¿El grado de similitud climática entre el área de origen y de donde se introdujo es bajo?	0
	10.3 No existe información suficiente	0
11	Formas de vida	
	11.1 Enraizadas	3
	11.2 No enraizadas	0
12	Tipo de Reproducción	
	12.1 Sexual	
	12.2 Asexual	3
13	Frecuencia reproductiva	
	13.1 ¿La especie puede reproducirse tres o más veces al año?	3
	13.2 ¿La especie puede reproducirse dos veces al año?	2
	13.3 ¿La especie puede reproducirse una vez al año?	0
14	Supervivencia	
	14.1 Alto	3
	14.2 Bajo	0
	14.3 No existe información	0
15	Vías de dispersión	
	15.1 ¿Las especies dispersada intencionalmente por el ser humano por tener un valor comercial?	3
	15.2 ¿Las especies dispersada accidentalmente?	2
	15.3 ¿La especies es dispersada de forma natural?	3
	15.4 No existe información	

C. IMPACTO

16	Impacto potencial sobre el espacio de las especies nativas	
	16.1 ¿Existe una alta probabilidad de que la especie pueda competir con otras especies nativas por recursos?	3
	16.2 ¿No existe la probabilidad de que la especie pueda competir con otras especies nativas por recursos?	0
17	Impacto potencial sobre las especies nativas: riesgo de hibridación	
	17.1 ¿Existen especies nativas del mismo género o relacionadas filogenéticamente que puedan hibridizar con la especie exótica o traslocada?	0
	17.2 ¿No hay especies nativas del mismo género o relacionadas genéticamente que puedan hibridizar con la	0

	especie exótica o trasladada?	
	17.3 ¿No existe información?	0
18	Impacto potencial sobre los hábitats o ecosistemas importantes para la conservación	
	18.1 ¿Existe un alto potencial de que la especie pueda modificar la estructura o funcionalidad de los hábitats o ecosistemas en donde se encuentra?	3
	18.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura o funcionalidad de los hábitats o ecosistemas en donde se encuentra?	0
	18.3 No existe información	0
19	Impacto potencial sobre recursos de importancia económica	
	19.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie tenga un impacto negativo sobre actividades económicas?	3
	19.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie tenga un impacto negativo sobre actividades económicas?	0
	19.3 No existe información	0
20	Impacto potencial sobre infraestructura	
	20. 1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas donde se encuentra?	3
	20.2 ¿No existe la probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas donde se encuentra?	0
	21.3 No se tiene información sobre impactos en infraestructura de los ecosistemas	0
21	Impacto potencial sobre sitios turísticos	
	21.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?	3
	21.2 ¿Existe moderada probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?	0
	21.3 ¿Existe baja probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?	0
	21.4 No se tiene información sobre impactos en áreas de valor para la conservación?	0
22	Impacto potencial a la salud humana	
	22.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda ser vector de enfermedades, plagas, parásitos, etc.?	3
	22. 2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie	

		pueda ser vector de enfermedades, plagas, parásitos, etc.?’	
		22.4 No existe información	0
23	Impacto potencial social o cultural		
		23.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie afecte negativamente los hábitos socioculturales del ser humano donde se encuentre presente?	3
		23.2 ¿No existe la probabilidad de que la especie afecte negativamente los hábitos socioculturales de ser humano donde se encuentre presente?	0
		23.3 No existe información	0
D. MANEJO			
24	Medidas de control existentes a nivel nacional o internacional		
		24.1 No existen medidas de control de ningún tipo	0
		24.2 Existe solo una medida de control en el país	0
		24.3 Se conocen medidas de control para especies similares dentro del mismo grupo taxonómico	2
		24.4 Existen varias medidas de control aplicables	2
		24.5 No hay información sobre las medidas de control	0
25	Efectividad de las medidas de control		
		25.1 Las medidas de control tomadas en otras áreas no han sido efectivas	3
		25.2 Las medidas de control en otras áreas han sido efectivas	1
		25.3 No existe información	0
26	Impacto potencial del manejo sobre la biodiversidad nativa		
		26.1 ¿Existe probabilidad de que las medidas de control impacten negativamente sobre las especies nativas?	2
		26.2 ¿No es probable que las medidas de control impacten negativamente sobre las especies nativas?	0
		26.3 No existe información?	0
27	Impacto potencial del manejo sobre áreas protegidas		
		27.1 ¿Existe probabilidad de que las medidas de manejo afecten negativamente a las áreas protegidas donde se encuentran las especies?	0
		27.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que las medidas de manejo afecten negativamente a las áreas protegidas donde se encuentran las especies?	2
		27.3 No existe información	0
28	Legislación: capacidad de implementación		
		28.1 El país o región de análisis no tiene regulación específica para garantizar las medidas de control	1

	28.2 El país o región de análisis tiene la capacidad de garantizar las medidas de control	2
29	Costos de implementación de las medidas de control	
	29.1 Los costos e implementación de las medidas de control son muy elevados	3
	29.2 Los costos e implementación de las medidas de control son moderados	0
	29.3 Los costos e implementación de las medidas de control son muy bajos	0
	29.4 No existe información sobre los costos de las medidas de control	0
30	Impacto potencial socioeconómico de las medidas y técnicas de manejo	
	30.1 ¿Existe un gran impacto en el costo de las medidas y técnicas de manejo?	3
	30.2 ¿No existe impacto en el costo de las medidas y técnicas de manejo?	0
	30.3 No existe información	0

El análisis de *Egeria densa* ha dado como resultado un nivel alto riesgo, es decir que se encuentra catalogada como una especie potencialmente invasora.

Tabla 3. Resultado del análisis de riesgo de *Egeria densa*

Puntaje	RIESGO	INTRODUCCIÓN/PRESENCIA	RESPUESTA
60-100 %	Alto	Potencialmente invasora	96%
30-59 %	Medio	Requiere análisis detallado	
1-29 %	Bajo	Especie con bajo riesgo	

LITERATURA CITADA

- Alarcón-Elbal, P.** 2013. Plantas invasoras acuáticas y culícidos: un binomio peligroso. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Sección Biológica 107: 5-15.
- Alfasane, M. A., Islam, M. S. & Khondker, M.** 2010. Some freshwater phytoplankton as new reports from Bangladesh. *Bangladesh Journal of Plant Taxonomy*. 17 (2): 209-213.
- Anderson, A. & Hoshovsky, M.** 2000. Invasive Plants of California's Wildland.
[http://www.calipc.org/ip/management/ipcw/pages/detailreport.cfm@usernumber=43&survey number=182.php](http://www.calipc.org/ip/management/ipcw/pages/detailreport.cfm@usernumber=43&survey%20number=182.php).
- Argüello, D., Arias, D., Calderón, L., Cuevas, E., Pat, R., Pérez, J., Ramírez, E., Vázquez, B. & Zetina, C.** 2000. Uso de la macrófita sumergida *Egeria densa* para el tratamiento de aguas residuales. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales; AIDIS. Ciencia y conciencia compromiso nacional con el medio ambiente. En: *Memorias técnicas*. México, D.F. 16- 20 Octubre, 2000. 1-29 p.
- Barnes, M. A., Jerde, C. L., Keller, D., Chadderton, W. L., Howeth, J. G. & Lodge, D. M.** 2013. Viability of Aquatic Plant Fragments following Desiccation. *Invasive Plant Science and Management*. 6(2): 320-325.
- Bini, L. M., Sidinei, T. M., Murphy, K. J. & Camargo, A. F. M.** 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiología*. 415: 147-154.
- Bini, L. M. & Thomaz, S. M.** 2005. Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay). *Aquatic Botany*. 8(3): 227-238.
- Boletín Oficial del Estado (BOE).** 2016. Gobierno de España. Disponible en http://www.BOE.es/diario_boe/txt.php?Id=BOE-A-2013-8565 (revisado 19 de mayo de 2016).
- Bonilla-Barbosa, J. R. & Novelo, R. A.** 1995. Manual de identificación de plantas acuáticas del Parque Nacional lagunas de Zempoala. Serie Cuadernos No. 26.

Instituto de biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 167 p.

Bonilla-Barbosa, J. R. & Villaseñor, J. L. 2003. Catálogo de la flora del estado de Morelos. Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos, México. 129 p.

Bonilla-Barbosa, J. R. & Santamaría, B. 2010. Hydrocharitaceae. *En: Rzedowski, J. & Calderón de Rzedowski, G.* (Eds.). Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes. Instituto de Ecología, A.C. Fascículo 168: 11 p.

Bonilla-Barbosa, J. R. & Santamaría, B. 2013. Plantas acuáticas exóticas y trasladadas invasoras. *En: Mendoza, R. & Koleff, P.* (Coords.). Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. pp. 223-247.

Bowes, G., Rao, S., Estavillo, G. & Reiskind, J. 2002. Mechanisms in aquatic angiosperms: comparisons with terrestrial systems. *Functional Plant Biology.* 2(9): 379-392.

Botanic Gardens. 2008. *Egeria densa.*
<http://www.botanicgardens.ie/gspc/targets/news/egeria.htm>.

Día de modificación 1/08/2014.

Branquart, E., Stiers, I., Triest, L., Vanderhoeven, S., Van Landuyt, W., Van Rossum, F. & Verloove, F. 2013. *Egeria densa*-Brazilian waterweed. <http://ias.biodiversity.be/species/show/54>. **Cabrera, A. L.** 1968. Flora de la Provincia de Buenos Aires. II. Buenos Aires, Argentina: INTA,309-404.

Camargo, A., Pezzato, M., Henry-Silva, G. & Assumpção, A. 2006. Primary production of *Utricularia foliosa* L., *Egeria densa* Planchon and *Cabomba furcata* Schult. & Schult. f. from rivers of the coastal plain of the state of Sao Paulo, Brazil. *Hydrobiologia.* 570: 35-39.

Carrillo, Y., Guarín, A. & Guillot, G. 2006. Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in a tropical high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia). *Aquatic Botany.* 8(5): 7-15.

- Carter, M. & Sytsma, M.** 2001. Comparison of the genetic structure of North and South American populations of a clonal aquatic plant. *Biological Invasions*. 3(2): 113-118.
- Champion, P. D. & Clayton, J. S.** 2000. Border control for potential aquatic weeds. Stage 1. Weed risk model. Science for Conservation 141. Department of Conservation, Wellington, New Zealand, 48 p.
- Champion, P. D. & Tanner, C. C.** 2000. Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia*. 441: 1-12.
- Centre for Agricultural Bioscience International (CABI).** 2016. Consultado 24-11-2016, en <http://www.cabi.org/isc/datasheet/20491>.
- Clunie, P., Stuart, I., Jones, M., Crowther, D., Schreiber, S., McKay, S., O'Connor, J., McLaren, D., Weiss, J., Gunasekera, L. & Roberts, J.** 2002. A risk assessment of the impacts of pest species in the riverine environment in the Murray-Darling Basin. Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Department of Natural Resources and Environment, Melbourne, Australia. 250 p.
- Coetzee, J. A., Hill, M. P., Byrne, M. J. & Bownes, A.** 2011. A review of the Biological Control Programmes on *Eichhornia crassipes* (C. Mart.) Solms (Pontederiaceae), *Salvinia molesta* D. S. Mitch. (Salviniaceae), *Pistia stratiotes* L. (Araceae), *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., (Haloragaceae) and *Azolla filiculoides* Lam. (Azollaceae) in South Africa. *African Entomology*. 19: 461-468.
- Coloma, S. & Orellana, P.** 1996. Distribución espacial y composición general de *Egeria densa* en el Lago Amatitlán. Universidad de San Carlos de Guatemala. Centro de Estudios Marítimos y Acuícolas.
- Compendio de Especies Acuáticas Invasoras (CABI).** 2014. Large flowered waterweed (*Egeria densa*). Wallingford, UK: CAB Internacional. www.cabi.org/isc.
- Cook, C. D. K. & Urmi-König, K.** 1984. A revision of the genus *Egeria densa* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany* 20: 131-177.
- Darrin, H.** 2009. Invasive species of the Pacific Northwest: Brazilian Elodea, *Egeria*

densa, *Anacharis*, *Philotria densa*, Giant Elodea, Brazilian waterweed. Washington Department of Ecology: Aquatic Weeds, United States of America.

- Winton, M. D. & Clayton, J. S.** 1996. The impact of invasive submerged weed species on seed banks in lake sediments. *Aquatic Botany*. 53: 31-45.
- Dutartre, A., Haury, J. & Jigorel A.** 1999. Succession of *Egeria densa* in a drinking water reservoir in Morbin (France). *Hydrobiologia*. 415: 243-247.
- European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO).** 2014. PQR database. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization. <http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm>
- Feijoo, C., Momo F., Bonetto, C. & Tur, N.** 1996. Factors influencing the biomass and nutrient content of the submersed macrophyte *Egeria densa* Planch. In a pampasic stream. *Hydrobiologia*. 341: 21-26.
- Florence, J., Chevillotte, H., Ollier C. & Meyer, J. Y.** 2007. *Egeria densa* Base de données botaniques Nadeaud de l'Herbier de la Polynésie Française (PAP).
- Fourney, D. R. & Davis, D. E.** 1981. Effects of low concentrations of herbicides on submersed aquatic plants. *Weed Science*. 29: 677-685.
- Furlow, B. M. & Hays, K. L.** 1972. Some influence of aquatic vegetation on the species and number of Culicidae (Diptera) in small pools of water. *Mosquito News*. 32: 595-60.
- GB non-native Species Secretariat.** 2015. Large-flowered Waterweed, *Egeria densa*. <http://www.nonnativespecies.org/factsheet/factsheet.cfm?speciesId=1290>.
- Global Invasive Species Database (GISD).** 2006. *Egeria densa*. National Biological Information Infrastructure and IUCN/SSC, Invasive Species Specialist Group. <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=289>.
- Growns, I., Gehrke, P. C., Astles, K. L. & Pollard, D. A.** 2003. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury–Nepean River system. *Fisheries Management and Ecology*. 10: 209-220.
- Hamabata, E. & Kobayashi, Y.** 2002. Life cycle of *Egeria densa* Planch. an aquatic plant naturalized in Japan. *Aquatic Botany*. 30(4): 389–403.

- Hamel, K., Parsons, J., Boule, M., Feldman, S., Wertz, I. & Zempke, L.** 2001. An aquatic plant identification manual for Washington as Freshwater Plants. Washington State Department of Ecology. Department of Printing Publication. Ecology Publication No. 01-10-032. Washington, USA.
- Hanson, M. L., Knapp, C. W. & Graham, D. W.** 2006. Field assessment of oxytetracycline exposure to the freshwater macrophytes *Egeria densa* Planch. and *Ceratophyllum demersum* L. *Environmental Pollution*. 141: 434-442.
- Haramoto, T. & Ikusima, I.** 1988. Life cycle of *Egeria densa* Planch. an aquatic plant naturalized in Japan. *Aquatic Botany*. 30: 389-403.
- Hauenstein, E.** 2004. Antecedentes sobre *Egeria densa* (luchecillo), hidrófita importante en la alimentación del cisne de cuello negro. *Gestión Ambiental*. 10: 89-95.
- Hofstra, D. E., Clayton, J., Green, J. D. & Auger, M.** 1999. Competitive performance of *Hydrilla verticillata* in New Zealand. *Aquatic Botany*. 63: 305-324.
- Johnson, D., Carlock, M. & Artz, T.** 2006. *Egeria densa* control program second addendum to 2001 environmental impact report with five years program review and future operations plan. The State of California Department of Boating and Waterways. California, USA. 295 p.
- Kay, S. H. & Hoyle, S. T.** 2001. Mail Order, the Internet, and Invasive Aquatic Weeds. *Journal of Aquatic Plant Management*. 39:88-91.
- Keller, R. P. & Lodge, D. M.** 2007. Species invasions from commerce in live aquatic organisms: problems and solutions. *BioScience*. 57: 428-436.
- Kissmann, K. G.** 1997. Plantas Infestantes e Nocivas. Tomo 1, edition 2. São Paulo Brazil: BASF, 256-258.
- Kozhevnikova, Z. V. & Kozhevnikov A. E.** 2009. *Elodea densa* (Hydrocharitaceae), a new adventive species for the flora of Asian Russia. *Botanicheskii Zhurnal*. 94(11): 1705-1710.
- Lafontaine, R. M., Beudels-Jamar, R. C., Robert, R. & Delsinne, T.** 2013. Risk analysis of the Brazilian Waterweed, *Egeria densa* Planch. Sciences for the Federal Public Service Health, Food chain safety and Environment, Belgium. 36 p.

- Lagos, N. A., Paolini, P., Jaramillo, E., Lovengreen, C., Duarte, C. & Contreras, H.** 2008. Environmental processes, water quality degradation, and decline of water bird populations in the Rio Cruces wetland, Chile. *Wetlands*. 28(4): 938-950.
- Lansdown, R.** 2011. *Egeria densa*. GB Non-natives Factsheet Editor. Biological Records Centre, Centre for Ecology and Hydrology. Day of modification. 18-07-2014.
- Latournerié, C. J. & Román, J.** 2006. Crecimiento, producción y eficiencias de energía de crías de acocil *Cambarellus montezumae* (Saussure) alimentados con detritus de *Egeria densa*. *Revista Electrónica de Veterinaria RDVET*. 7: 1-11.
- Macdonald, I. A. W., Reaser, J. K., Bright, C., Neville, L. E., Howard, G. W., Murphy, S. J. & Preston, G.** 2003. Invasive alien species in southern Africa: national reports & directory of resources. Global Invasive Species Programme, Cape Town, South Africa.
- Martínez, M.** 2016. Monitoreo de las plantas acuáticas exóticas invasoras en cuerpos de aguas seleccionados en México. Primer Reporte trimestral 2016 de las actividades presentado a la CONABIO y a PNUD en el marco d del proyecto GEF". Aumentar las Capacidades de México para el Manejo de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) a través de la Implementación de la Estrategia Nacional de EEI", IMTA, Morelos, México.
- Matthews, J., Koopman, K. R., Beringen, R., Odé, B., Pot, R., van der Velde, G., van Valkenburg, J. L C. H. & Leuven, R. S. E. W.** 2014. Knowledge document for risk analysis of the non-native Brazilian waterweed (*Egeria densa*) in the Netherlands. Radboud University Nijmegen. Reports Environmental Science 468. 61 p.
- Mazzeo, N., Rodriguez-Gallego, L., Kruk, C., Meerhoff, M., Gorga, J., Lacerot, G. & Garcia-Rodriguez, F.** 2003. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiologia*. 506: 591-602.
- Meacham, P.** 2001. Washington State aquatic nuisance species management plan. The Washington aquatic nuisance species coordinating committee. Washington State Department of Fish and Wildlife, Washington, USA.

- Millane, M. & Caffrey, J.** 2014. Risk Assessment of *Egeria densa*. Inland Fisheries Ireland and the National Biodiversity Data Centre, Ireland.
- Módenes, A. N., Pietrobelli, J. M. T. A. & Espinoza-Quiñones, F. R.** 2009. Cadmium biosorption by non-living aquatic macrophytes *Egeria densa*. *Water Science and Technology*. 293-300.
- Molina, S. & González, A.** 2012. Uso de elodea (*Egeria densa*) en la alimentación de pollitas de estirpes. *Revista Científica*. 22: 32-36.
- Mori, E.S., Martins, D., Velini, E. D., Marino, C. L., Gouvea, C. F., Leite, S. M. M., Camacho, E. & Guries, R. P.** 2012. Genetic diversity in *Egeria densa* and *E. najas* in Jupuí Reservoir, Brazil. *Cien. Inv. Agr.* 39(2): 321-330.
- Novelo, R. A. & Lot, A. H.** 1990. Hydrocharitaceae. In: Rzedowski, J. y G. C. Rzedowski (Eds.). Flora Fanerogámica del Valle de México, Vol. III. Instituto de Ecología A.C., Pátzcuaro, Michoacán. pp. 30-34.
- Oliveira, N., Sampaio, E., Pereira, S. & Moura Junior, A.** 2005. Regeneration capacity of *Egeria densa* in reservoirs in Paulo Afonso, Bahia. *Planta Daninha*. 23: 263-369.
- Oviedo-Prieto, R., Herrera-Oliver, P., Caluff, M. G., Regalado, L. L., Ventosa-Rodríguez I., Plasencia-Fraga, J. M., Oviedo, I. B., González-Gutiérrez, P. A., Pérez-Camacho, J., Hechavarría-Schwesinger, L., González-Oliva, L., Catasús-Guerra, L., Padrón-Soroa, J., Suárez-Terán, S. I., Echevarría-Cruz, R., Fuentes-Marrero, I. M., Angulo, R. R., Oriol-Rodríguez, P., Bonet-Mayedo, W. Villate-Gómez, M., Sánchez-Abad, N., Begué-Quiala, G., Villaverde-López, R., Chatelo-Torres, T. Matos-Mederos, Gómez-Fernández, J., Gómez-Fernández, R., Acevedo, C., Lóriga-Piñeiro, J., Romero-Jiménez, M. Mesa-Muñoz, I., Vale-González Á., Leiva, A. T., Hernández-Valdés, J. A., Gómez-Campo, N.E. Toscano-Silva, B. L. González-Echevarría, M. T., Menéndez-García A., Chávez-Zorrilla,**
- M. I. & Torres-Cruz. M.** 2012. National list of invasive and potentially invasive plants in the Republic of Cuba 2011. (Lista nacional de especies de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la República de Cuba - 2011). *En: Bissea: Boletín sobre*

Conservación de Plantas del Jardín Botánico Nacional de Cuba. 6(1): 22-96.

Pelicice, F. & Agostinho, A. A. 2006. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp.

Patches in a tropical reservoir, Brazil. *Ecology of Freshwater Fishes*. 15: 10-19.

Pennington, T. G. & Sytsma, M. D. 2009. Seasonal changes in carbohydrate and nitrogen concentrations in Oregon and California populations of Brazilian *Egeria* (*Egeria densa*). *Invasive Plant Science and Management*. 2: 120-129.

Pulgar, Í. & Izco, J. 2005. *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae) in Pontevedra province (Spain). *Acta Botanica Malacitana*. 30: 173-175.

Q-Bank Invasive Plants (Q-BIP). 2016. <http://www.q-bank.eu/Plants/BioMICS.aspx?Table=Plants%20-%20Species&Rec=28&Fields=All>. [Consultado: 25 de agosto de 2016].

Rai, A. K. & Pradhan, B. R. 2000. Aquatic weeds in the Lakes Phewa, Begnas and Rupa in Pokhara Valley, Nepal. *Veterinary Review (Kathmandu)*. 15: 10-12.

Roberts, D., Church, A. & Cummins, S. 1999. Invasion of *Egeria* into the Hawkesbury-Nepean River, Australia. *Aquatic Plant Management*. 37: 31-34.

Royal New Zealand Institute of Horticulture (RNZIH). 2005. *Egeria densa*.

http://www.rnzih.org.nz/pages/nppa_035.pdf.

Saint-John, H. 1961. Monograph of genus *Egeria* Planchon. *Darwiniana*. 12(2): 293-307.

Talavera, S. & Gallego, M. J. 2010. *Egeria* Planch. In: **Talavera, S., Gallego, M. J., Romero-Zarco, M. & Herrero, A.** (Eds.). Flora Ibérica. Butomaceae, Juncaceae. Real Jardín Botánico- CSIC. Madrid. 17: 34-36.

Tanner, C., Clayton, J. & Coffey, B. 1990. Submerged-vegetation changes in lake Rotorua (Hamilton, New Zealand) related to herbicide treatment and invasion by *Egeria densa*. New Zealand. *Marine and Freshwater Research*. 24: 45-57.

Tanner, C. C., Clayton, J. S. & Harper, L. M. 1986. Observations on aquatic macrophytes in 26 northern New Zealand lakes. *Botany*. 24: 539-551.

USDA-ARS, 2003. Germplasm Resources Information Network (GRIN). Online

- Database. Beltsville, Maryland, USA: National Germplasm Resources Laboratory.
<https://npgsweb.ars-grin.gov/gringlobal/taxon/taxonomysearch.aspx>.
- USDA-NRCS**, 2002. The Plants Database, Version 3.5. National Plant Data Center, Baton Rouge, USA. <http://plants.usda.gov>.
- Veldkamp, J. F.** 2008. *Egeria densa* (Hydrocharitaceae), a new genus and species for Malesia. *Flora Malesiana Bulletin*. 14(3):156-159.
- Washington State Department of Ecology.** 2014. Technical information about Brazilian elodea (*Egeria densa*). <http://www.ecy.wa.gov/Programs/wq/plants/weeds/aqua002.html>. Last accessed 24-07-2014.
- Wells, R. D. S., de Winton, M. D. & Clayton, J. S.** 1997. Successive macrophyte invasions within the submerged flora of Lake Tarawera, central North Island, New Zealand. *Marine and Freshwater Research*. 31: 449-459.
- Yarrow, M., Marin, V. H., Finlayson, M., Tironi, A., Delgado, L. E. & Fischer, F.** 2009. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): A wetland ecosystem engineer. *Revista Chilena de Historia Natural*. 82: 299-313.

DICOTILEDONEAE

Ceratophyllum demersum (L.)

Sp. Pl., 2: 992. 1753



Figura 6. Foto de *Ceratophyllum demersum*.

CLASIFICACIÓN

Dominio: Eukaryota

Reino: Plantae Haeckel, 1866

División: Magnoliophyta Cronquist, Takht. & Zimmerm., 1966

Clase: Magnoliopsida Brong, 1843

Orden: Ceratophyllales Link, 1829

Familia: Ceratophyllaceae S.F. Gray, 1821

Género: *Ceratophyllum* L., 1753

Especie: *Ceratophyllum demersum* L., 1753

SINONIMIAS

Ceratophyllum aquaticum H.C.Watson, 1873

Ceratophyllum asperum Lam., 1779

Ceratophyllum cornutum Rich., 1810

Ceratophyllum gibbum Laforet ex Nyman, 1879

Ceratophyllum indicum Willd. ex Cham., 1829

Ceratophyllum oxyacanthum Cham., 1829

Ceratophyllum tricornis Dumort., 1827

Ceratophyllum tricuspidatum Dumort., 1827

Ceratophyllum tuberculatum Cham., 1829

Ceratophyllum verticillatum Roxb., 1832

Ceratophyllum vulgare Schleid., 1837

Dichotophyllum demersum (L.) Moench, 1794

TAXONOMÍA Y NOMENCLATURA

La planta sumergida dicotiledónea *Ceratophyllum demersum* pertenece a la familia *Ceratophyllaceae*. Esta familia comprende tres especies: *C. demersum*, *C. submersum* y *C. muricatum*, (CABI, 2017). Fue descrita por Carlos Linneo y publicado en *Species*

Plantarum 2: 992. 1753. El género incluye cuatro especies polimórficas, pero en algunas partes de Europa algunas de las variantes morfológicas se reconocen como especies o en un nivel subordinado (Cook, 1970).

DESCRIPCIÓN

Planta herbácea perenne sumergida, de hasta 3 m de largo, glabra o con pelos delicados translúcidos; tallos muy ramificados, flexuosos, pudiendo fijarse al sustrato por ramas rizoidales; hojas verticiladas, hasta 12 por verticilo, generalmente de 0.5 a 2 cm de largo, láminas 1 a 2 veces divididas en segmentos lineares, ápice agudo, margen finamente dentado, las hojas son muy variables en tamaño así como en el número de dientes del margen, con frecuencia sobre los dientes se notan cilios translúcidos; flor masculina de casi 2 mm de largo; flor femenina de casi 5 mm de largo (figura 9), gineceo 1-carpelar, 1-ocular, con un óvulo solitario; fruto en forma de aquenio comprimido, elipsoide, de 4 a 7 mm de largo con el estilo y el involucro persistentes y presentando en la madurez 2 espinas basales de 2 a 5 mm de largo, estilo de 4 a 6 mm de largo. Florece y fructifica de septiembre a diciembre.



Figura 7. Flor de *Ceratophyllum demersum*..



Figura 8. Foto de *Ceratophyllum demersum*.

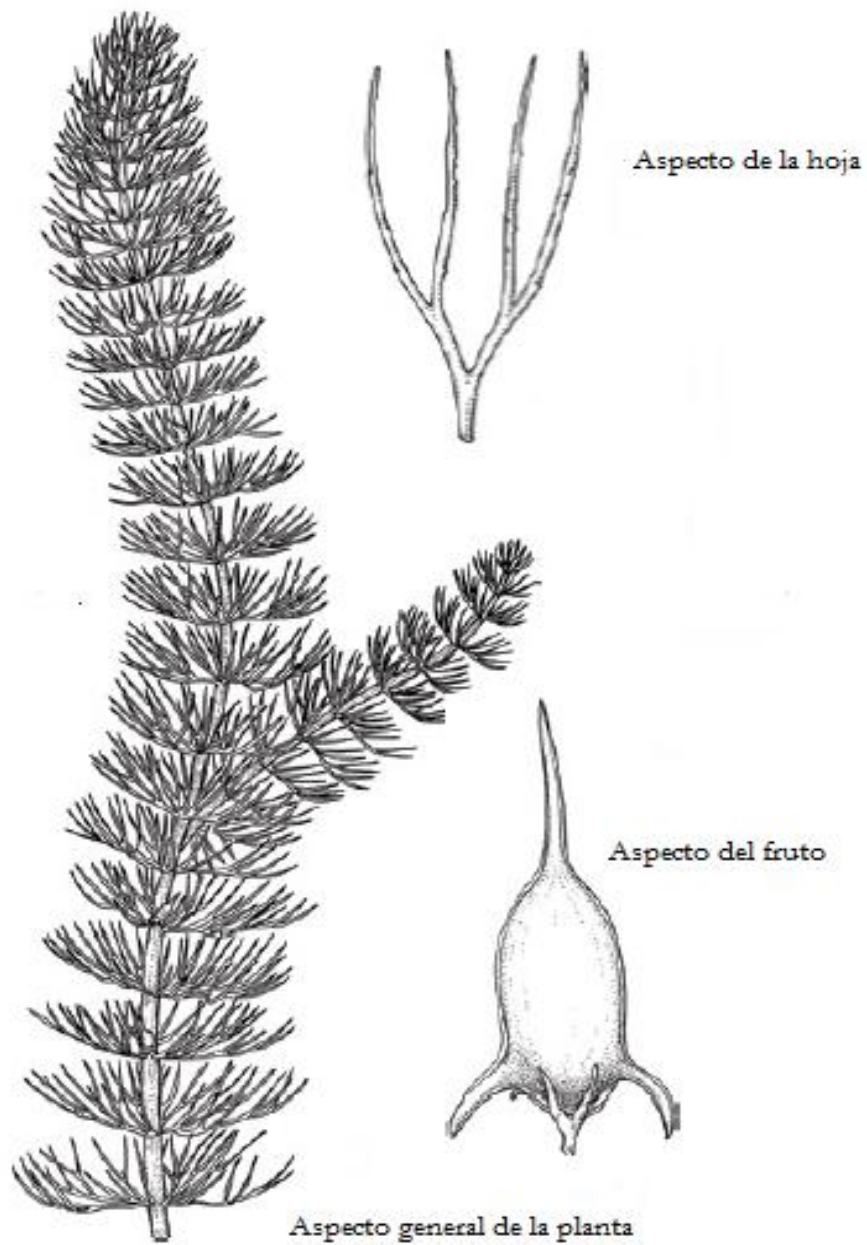


Figura 9. Morfología de *Ceratophyllum demersum*.. Esquema tomado de [https://www.floravascular.com/index.php?spp=Ceratophyllum%](https://www.floravascular.com/index.php?spp=Ceratophyllum%20)

NOMBRES COMUNES

“Rigid Hornwort” , “Coontail”, “Hornwort” (ingles); “Ceratophylle émergé”, “Cornifle Nageant”, “Cornille”, “Herbe à cornes” (frances); “mil hojas de agua”, “bejuquillo”, “cola de zorro”, “pinito de agua”, “baiste”, “paiste”, “zargazo”; “Celestina” (España); “putzuri”, “xoongua” (idioma purépecha); “candelabro-aquatico” (Brasil); “celestina” (Cuba); “Hornblatt”, “Gemeines”, “Hornblatt”, “Rauhes” (Alemania); “coda di volpe” (Italia); “kingyomo”, “matsumo” (Japon); “Hoorblad” (Holanda).

ORIGEN

Esta especie tiene una distribución cosmopolita tanto en regiones templadas como tropicales (Cook, 1985; Lansdown y Beentje, 2017). Su origen es incierto. De acuerdo con Less (1986) es una planta acuática sumergida nativa de Norteamérica, pero su presencia en el resto del continente americano pudo ser natural debido a sus características de dispersión y colonización de hábitats, incluso en países como Venezuela y Argentina se considera nativa (Rial, 2013).

Existen diversas dudas para poder explicar su amplia distribución. Algunos autores sostienen que es propiciada por la actividad humana, mientras que otros mantienen que es resultado de la capacidad natural de la especie para dispersarse o incluso algunos manejan la hipótesis de orígenes diversos, al considerarse como su área de rango natural países tan distantes como Estados Unidos y China (Rial, 2013). Por otra parte, investigaciones de registro fósil la consideran nativa de América del Norte, Eurasia, África y Australia (Herendeen *et al.*, 1990; Dilcher, y Wang, 2009). Sin embargo Cook (1985) menciona que esta planta acuática representa una de las 26 especies de macrofitas que caracteriza como "muy extendida", debido a que es una planta exótica e invasora.

DISTRIBUCIÓN NATURAL

En el mundo

De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Lansdown y Beentje, 2017), se encuentra reportada como nativa en más de 114 países de América, Europa, África, Asia y Oceanía. De manera particular, se encuentra distribuida de la siguiente forma:

América: Argentina, Brasil, Canadá, Chile, Costa Rica, Cuba, Honduras, Granada, Jamaica, Martinica, Nicaragua, Panamá, Puerto Rico, Santa Lucía, San Vicente y las Granadinas, Trinidad y Tobago, Estados Unidos, Venezuela.

Europa: Albania, Andorra, Austria, Belarús, Bélgica, Bosnia y Herzegovina, Bulgaria, Croacia, República Checa, Dinamarca, España, Estonia, Finlandia, Francia, Alemania, Grecia, Hungría, Italia, Irlanda, Letonia, Liechtenstein, Lituania, Luxemburgo, Macedonia, Moldova, Montenegro, Países Bajos, Noruega, Polonia, Portugal, Rumania, Rusia, Serbia, Eslovaquia, Eslovenia, Suecia, Suiza, Ucrania, Reino Unido.

África: Angola, Botswana, Burkina Faso, Burundi, Camboya, Camerún, Chad, Congo, Costa de Marfil, Djibouti, Egipto, Eritrea, Etiopía, Ghana, Gabón, Guinea Bissau, Kenia, Madagascar, Malawi, Mauritania, Marruecos, Mozambique, Namibia, Nigeria, Omán, Ruanda, Senegal, Sudáfrica, Sudán del Sur, Sudán, Tanzania, Uganda.

Asia: Benin, China, India, Indonesia, Japón, Malasia, Filipinas, Irán, Irak, Arabia Saudita, Taiwan, Tailandia, Turquía, Viet Nam, Yemen.

Oceanía: Australia, Fiji, Papua Nueva Guinea.

DISTRIBUCIÓN POR INTRODUCCIONES A NIVEL MUNDIAL Y MÉXICO

Introducción no intencional

En el mundo

Ceratophyllum demersum se considera actualmente el macrofito sumergido más invasivo en Nueva Zelanda, debido a que crece abundantemente formando doseles que alcanzan la superficie y reemplaza a las comunidades de plantas nativas (Wells *et al.*, 1997; De Winton *et al.*, 2012; Hyldgaard *et al.*, 2017). Se dispersa naturalmente por medio de la fragmentación de los brotes y la formación de turiones los cuales son un medio importante de distribución a nuevos hábitats (Fukuhara *et al.*, 1997). El principal método de dispersión e introducción no intencional es a través de embarcaciones, redes de pesca contaminadas, remolques y anclas, y maquinaria de drenaje (NIWA, 2001). En Nueva Zelanda, el aumento de tráfico de embarcaciones y de pescadores de anguilas en las islas del sur y norte del país, aumenta la preocupación de la propagación de *Ceratophyllum demersum* o “hornwort” como se le conoce nacionalmente, debido a que fragmentos de la planta pueden sobrevivir por meses en lugares húmedos de los barcos (Wells *et al.*, 2003).

Introducción intencional

En el mundo

Esta especie ha sido introducida en las isla principalmente en Islas Mauricio y en Nueva Zelanda (Lansdown y Beentje, 2017). Sin embargo al igual que la discusión sobre su origen, algunos autores mencionan dentro de su rango de introducción a países como Reino Unido, Alemania, Italia, Rusia, Noruega, Suecia, Finlandia, Polonia, República Checa, Eslovaquia, Rumania, Hungría, Serbia y Montenegro, Australia, Nueva Zelanda, China, Japón, Vietnam, Iraq y Egipto (ISSG, 2006). La principal vía de introducción intencional al igual que otras hidrofitas invasoras es la diseminación mediante la liberación intencional de los contenidos de acuarios en las vías fluviales (NIWA, 2001). La especie es una planta popular para acuarios y estanques en el mundo, por lo cual se cree que por medio de su comercialización fue como se introdujo a Nueva Zelanda, registrándose por primera vez en 1961 en el puente Mihi en el río Waikato, desde donde se extendió rápidamente a otras regiones, originando que se haya establecido en más de 30 lagos en

North Island; en el 2002 la planta se encontró en un arroyo de South Island (Wells *et al.*, 2003). Estos autores también documentan que otro evento de introducción intencional fue realizado por personas que tenían la creencia que la planta beneficiaría la actividad de la pesca y la vida silvestre en los ecosistemas acuáticos.

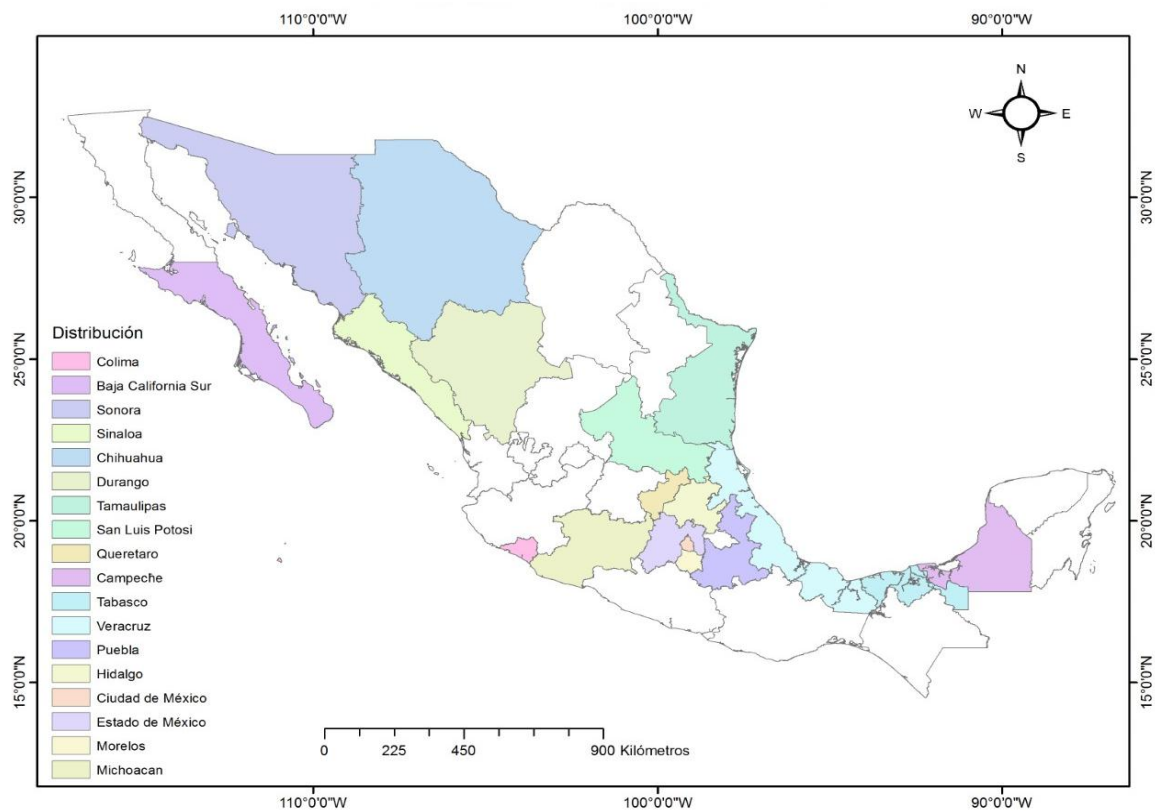


Figura 10. Distribución geográfica de *Ceratophyllum demersum* en México.

TRASLOCACIONES

De acuerdo a Bonilla-Barbosa y Santamaría (2013), en México, *Ceratophyllum demersum* se considera como una planta acuática trasladada que comúnmente se conoce como cola de mapache, cola de zorra, mienrama de agua, registrándose en 18 Estados del país.

BIOLOGÍA, ECOLOGÍA E HISTORIA NATURAL

Es una angiosperma acuática sumergida perenne, ramificada pero con una sola rama producida por nodo. Carecen de raíz, pero las ramas frondosas a veces se modifican

como rizoides; los tallos se rompen fácilmente y las piezas continúan creciendo por separado (Godfrey y Wooten, 1981). Tiene amplia tolerancia ecológica y una alta tasa de crecimiento, que aumenta con las condiciones de nutrientes de los cuerpos de agua receptores (CABI, 2018).

Información genética

Un estudio filogeográfico global de la especie, el cual se basó en el ADN nuclear y cloroplástico, determinó que en el caso particular de Nueva Zelanda (Hyllandgaard *et al.*, 2017), las poblaciones invasoras poseen orígenes múltiples al identificarse grupos de genes geográficamente diferenciados en América del Norte, Asia, Australia y Sudáfrica. Así mismo el estudio evidencia un evento reciente de dispersión de un haplotipo relacionado con Eurasia en las regiones anteriormente mencionadas, concluyendo que podría tratarse de una invasión críptica, en la que las poblaciones invasoras son difíciles de distinguir de las poblaciones nativas, reconociéndose cuando ya hubo impactos en los ecosistemas.

Biología reproductiva

La planta crece tanto por reproducción asexual por medio de tallos rotos o completos, así como también por reproducción sexual por semilla (CABI, 2017). En el caso particular de Nueva Zelanda, no se ha encontrado evidencia de reproducción por semilla. (Fukuhara *et al.*, 1997) encontraron que aproximadamente el 90% de brotes jóvenes en primavera originaron turiones, observando procesos como el crecimiento de brotes en junio y julio, y la autofragmentación en agosto.

Fisiología y fenología

En regiones templadas, las plantas de la especie viven con ápices inactivos en el fondo de los cuerpos de agua, donde están cubiertos por una capa de detritus. A fines del verano y principios del otoño comienza la latencia, con lo cual disminuye el crecimiento de los

brotos laterales, formándose hojas verdes agrupadas. Los ápices inactivos pueden permanecer unidos durante el invierno o son liberados. La liberación de brotes de invierno es un medio importante de dispersión, debido a que la temperatura baja del agua imposibilita la floración y el desarrollo de semillas. A fines de la primavera, el eje se alarga, las hojas se expanden y una nueva planta comienza a crecer; en cambio la floraciones se presentan con más recurrencia en zonas cálidas transportando el polen a través del agua (hidrofilia), como ha sido documentado en Papúa Nueva Guinea (CABI, 2018).

Requerimientos ambientales

Una de las características que han hecho exitosas a las poblaciones invasoras de *Ceratophyllum demersum* ha sido su alta plasticidad fenotípica, la cual aumenta la posibilidad de sobrevivencia de la planta en diferentes ambientes (Hyldgaard y Brix, 2012), pues se desarrollara tanto en aguas claras, turbias, quietas, fluidas, cálidas o cubiertas de hielo (NIWA, 2001). Se puede encontrar en estanques, lagos, zanjas y corrientes tranquilas con niveles moderados a altos de nutrientes (Johnson *et al.*, 1995), debido a que requiere altos niveles de nitrógeno para su rápido crecimiento (Mjelde y Faafeng, 1997). En el caso particular de Nueva Zelanda, *C. demersum* ha tenido un buen desarrollo en aguas eutróficas (Coffey y Clayton, 1988). Así mismo tolera condiciones de sombra y de alta luz, además de un amplio rango de niveles de agua (Barrat-Segretain *et al.*, 1999; Su *et al.*, 2004). De acuerdo a Wells *et al.* (1997) puede ocupar un amplio rango de profundidad, que varía entre 0.5 y 15.5 m.

MECANISMOS DE DISPERSIÓN

Dispersión natural

Se dispersa naturalmente por medio de la fragmentación de los brotes y la formación de turiones los cuales son un medio importante de distribución a nuevos hábitats (Fukuhara *et al.*, 1997). La planta esta descrita como una planta quebradiza y poco adherida, que la

vuelve propensa a ser dispersada por corrientes de agua y la acción de las olas (Coffey y Clayton, 1988).

Dispersión artificial

La dispersión por las actividades humanas es la principal forma en que *Ceratophyllum demersum* llega a expandirse. La actividad del acuarismo es una importante vía de dispersión debido a que generalmente se disemina por la liberación intencional de agua de acuarios en cuerpos de agua (NIWA, 2001). También la infraestructura de navegación es otro importante medio de dispersión, porque la planta se propaga a través botes, de redes de pesca contaminadas, remolques y anclas, y maquinaria de drenaje (NIWA, 2001). Wells *et al.* (2003) ha reportado la dispersión de la especie por personas que tienen la creencia de que la planta mejorara las condiciones de la pesca y la vida silvestre de los sistemas acuáticos.

Estatus (reportes como especie invasora en otros sitios)

El caso mayor documentado sobre su reporte como especie invasora es el caso de Nueva Zelanda. Las islas son uno de los ecosistemas mayormente vulnerables a las invasiones biológicas, como el caso de Nueva Zelanda, que debido a su aislamiento, falta de competidores y depredadores que controlen las poblaciones introducidas, permite que estas prosperen (Thomas y Reid, 2007). Las introducciones de plantas invasoras en este país ha sucedido desde el siglo pasado, siendo sus ecosistemas acuáticos los más vulnerables por las invasiones en comparación con los terrestres (Shea y Chesson, 2002). De acuerdo al registro histórico, el primer registro de *Ceratophyllum demersum* en el país oceánico data de 1961, propagándose a diferentes cuerpos de agua de la isla norte y recientemente reportándose en cuerpos de agua de la isla sur (Wells *et al.*, 2003). De acuerdo a versiones del Departamento de Conservación Neozelandés, se cree que la invasión en el sur de la nación probablemente ocurrió por el escape de un tallo de un

estanque ornamental a un arroyo cercano o que incluso la planta fue liberada por personas locales con creencia de que beneficiaría la pesca en los cuerpos de agua.

USOS Y COMERCIALIZACIÓN

Historia de la comercialización

Ornamental

El principal uso de esta planta acuática es en acuarios y estanques como ornamento debido a que su atractivo follaje abundante (Claudio y Novelo, 2016), pero también como protección para peces, controlar el crecimiento de algas y mantener los acuarios oxigenados (Lahitte y Hurrel, 1997).

Medicina tradicional

Se reportan aplicaciones en la medicina tradicional para el tratamiento de casos de biliosis, ictericia y picaduras de alacrán. Además de su uso como cataplasma para el tratamiento de fiebre, quemaduras solares y dermatitis (Les, 1993). En Oriente medio, también se reporta como una planta acuática con usos terapéuticos por comunidades locales (Al-Qura'n, 2011).

Fitorremediación

La fitorremediación se define como la reducción o eliminación de contaminantes de las aguas residuales por medio de procesos biológicos y fisicoquímicos, en los que participan las plantas; particularmente las macrofitas ejercen una depuración de aguas directa por la adsorción de iones contaminantes, tanto metales pesados, así como nitratos y fosfatos, permitiendo además la oxigenación del medio (Curt, 2014). Se han realizado investigaciones en el que *Ceratophyllum demersum* potencialmente tiene propiedades para contener metales como el cadmio, cromo, cobre, manganeso, plomo y zinc en su tejido vegetal (Stankovic *et al.*, 2000; Caviedes *et al.*, 2016).

Control biológico

Una investigación de extractos de *Ceratophyllum demersum* sugiere que potencialmente podría considerarse como agente para control biológico alternativo contra el gorgojo del maíz (Dogan *et al.*, 2017).

Origen de los individuos comercializados (poblaciones silvestres, viveros fuera o dentro de México)

En México ya se reproduce en algunos viveros para uso ornamental para acuarios (Claudio y Novelo, 2016).

Análisis económico (importaciones/mercado a nivel mundial, mercado en México, rentabilidad de su cultivo, etc.)

La planta es demanda para ornamento de acuarios y estanques. En una revisión por sitios y foros afines al mantenimiento y venta de accesorios para acuarios, los precios varían de entre 1 a 5 euros por tres tallos en sitios europeos; en México seis tallos por aproximadamente \$50 pesos M.N.

POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN

Potencial de dispersión

Ceratophyllum demersum es una hidrófita que se reproduce sexual y asexualmente, dependiendo de la zona geográfica. La planta es quebradiza y poco adherida a los sustratos, por lo que dada estas condiciones es fácilmente propensa a ser dispersada por corrientes de agua (Coffey y Clayton, 1988). Es una planta que se destaca por su rápida invasión a nuevas áreas originando densos asentamientos (Gross *et al.*, 2003). En diversos casos, los genotipos introducidos pueden ser de poblaciones nativas dentro del rango de invasión y ser morfológicamente similares, sin embargo son diferentes en ecología y fisiología al punto de volverse invasoras (Saltonstall, 2002).

EVIDENCIAS DE IMPACTOS

Ceratophyllum demersum se ha propagada a distintas regiones principalmente por la actividad comercial de acuarios y estanques, considerándose como una maleza por su alta capacidad de propagarse, con lo que puede invadir una variedad de ambientes acuáticos tanto lenticos como loticos e incluso desarrollarse a profundidades considerables (NIWA, 2005). En Nueva Zelanda, los ecosistemas de agua dulce han sido los más sensibles a las invasiones principalmente aquellas producidas por varias especies de macrófitos acuáticos como *C. demersum*, *Lagarosiphon major* y *Egeria densa*, las cuales se han extendido en varios cuerpos de agua generando un gran costo para los ecosistemas y la economía local (Compton *et al.*, 2012).

Impactos/beneficios socioeconómicos

Tiene considerables impactos económicos principalmente a nivel local donde obstruye las hidroeléctricas, afecta la pesca, la navegación, las actividades recreativas, actividades culturales y de subsistencia de comunidades locales en diversos cuerpos acuáticos por la producción de esteras gruesas de biomasa (Pieterse, 1990). La planta se registró por primera vez en aguas naturales cerca de Napier en 1961 en Nueva Zelanda. Un par de años más después del primer registro de la planta, se extendió rápidamente en grandes masas de malezas que causaron el cierre de la central eléctrica del lago Ohakuri en 1965 (Wells *et al.*, 2003). En la especie se ha registrado la presencia del nematodo foliar *Aphelenchoides ritzemabosi* por lo cual su introducción implica precauciones fitosanitarias (Revilla *et al.*, 1991).

Impactos a la salud (humana, enfermedades, parásitos, etc.)

La vegetación sumergida en los cuerpos de agua, como *Ceratophyllum demersum*, favorece la presencia de larvas de mosquitos, potenciales transmisores de enfermedades como el paludismo (Henry *et al.*, 2008). La abundancia de larvas de mosquitos es mayor en las zonas dominadas por macrófitos acuáticos como *Myriophyllum spp* o *Ceratophyllum spp*

(Blaustein y Byard 1993), los cuales evitan depredación y aportan alimento a las larvas, y controlan la ovoposición (Orr y Resh 1989; Blaustein y Kotler 1993).

Impactos ambientales y a la biodiversidad

Ceratophyllum demersum es considerada como un macrófito invasivo que crece vigorosamente, formando doseles que alcanzan la superficie y reemplaza a las comunidades de plantas nativas e incluso desplazan a otras hidrofitas invasoras (Wells *et al.*, 1997; De Winton *et al.*, 2012). En algunos lagos en Nueva Zelanda, se puede encontrar creciendo desde la orilla hasta 14.5 m de profundidad, con camas de hasta 7 m de altura, creando densos bosques submarinos (NIWA, 2001). La alteración del hábitat acuático también podría afectar el acceso de las presas de invertebrados para la alimentación de las poblaciones de peces nativos de Nueva Zelanda (Duggan *et al.*, 2002). El Convenio de Especies Invasoras del Centre for Agricultural Bioscience International (CABI), de manera general hace mención de los principales impactos que genera la invasión de esta especie, entre los que se encuentran servicios ecosistémicos dañados, nivel trófico alterado, modificación de la hidrología del cuerpo de agua, modificación de las comunidades bentónicas, modificación del régimen de nutrientes, modificación de los patrones sucesionales, y disminución de la biodiversidad nativa. De acuerdo con Mjelde y Faafeng (1997), su presencia puede afectar el desarrollo del fitoplancton mediante la competencia por el nitrógeno inorgánico (un lecho denso de la planta puede eliminar hasta 0.1 g de N por metro cuadrado por día durante la etapa de crecimiento), la competencia por la luz y la alelopatía, inhibiendo con este proceso el crecimiento del fitoplancton (Mjelde y Faafeng, 1997; Korner y Nicklisch, 2002) y las cianobacterias fijadoras de nitrógeno (Gross *et al.*, 2003), modificando la dinámica de los cuerpos de agua al estabilizar el dominio de las plantas acuáticas sobre el fitoplancton (Gross *et al.*, 2003).

CONTROL Y MITIGACIÓN (TIPOS DE MEDIDAS O ESTRATEGIAS, COSTOS, ETC.)

Medidas preventivas

Las recomendaciones preventivas van dirigidas a los usuarios de botes y pescadores de estar atentos de eliminar cualquier maleza, además de poner a secar y fuera del agua tiempo suficiente los botes y redes de pesca para que la planta se deshidrate y no sobreviva (Wells et al., 2003).

Control mecánico o físico

Se han adoptado diferentes medidas de control físico como la poda, recolección manual o mecánico mediante maquinaria grande para el control de malezas acuáticas. Para *Ceratophyllum demersum*, el control mecánico ha sido exitoso hasta cierto punto en algunas regiones como Holanda y Estados Unidos (Jacobs y Best, 1990; Engel, 1990).

Control químico

Algunos autores consideran que este tipo de control representa una alternativa viable para el control de malezas acuáticas debido a la velocidad, efectividad y buena relación entre el costo-beneficio (Henares *et al.*, 2011). En el caso del control de *Ceratophyllum demersum*, uno de los herbicidas ampliamente usado ha sido Diquat (Mudge, 2013), el cual pertenece al grupo de los compuestos químicos conocidos como bipyridilos. Es un herbicida no selectivo, cuya vida promedio es de 48 horas e inhibe el proceso de la fotosíntesis (Rodrigues y Almeida, 2011). Otro herbicida empleado para el control de la planta ha sido el Endotal, que a diferencia del Diquat, presenta mayor efectividad cuando las condiciones del cuerpo de agua son turbias, sin embargo también elimina especies nativas al ser no selectivo (Hofstra y Clayton, 2001). Existe una discusión sobre el empleo de herbicidas y su impacto en la seguridad ambiental, no solo por las sustancias residuales, sino también por los efectos de la degradación y descomposición de los microfítos después de su muerte, lo cual contribuye a la liberación de nutrientes como fósforo y nitrógeno, contribuyendo a los procesos de eutrofización de los cuerpos de agua y aumento de la demanda biológica de oxígeno (Souza *et al.*, 2014).

Control biológico

Para su control biológico se han utilizado diferentes grupos de organismos como peces, insectos, nematodos y hongos (CABI, 2018). La carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* ha sido utilizada para el control de diferentes malezas incluida *Ceratophyllum demersum*, sin embargo tuvo ciertas limitaciones al no representar la planta el principal componente alimenticio del pez. Las larvas de *Parapoynx diminutalis*, una polilla asiática fueron capaces de eliminar biomasa considerable de *C. demersum* (Buckingham y Bennett, 1989); así también se ha estudiado organismos patógenos para la planta como el nematodo *Hirschmanniella caudacrena* y los hongos *Mycoleptodiscus terrestres*.

NORMATIVIDAD (INTERNACIONAL O NACIONAL EN CASO DE HABERLAS)

En la legislación de Nueva Zelanda, se encuentra catalogada como planta acuática con prohibición para la venta y distribución bajo la Ley de Plantas Nocivas de 1979 (Wells *et al.*, 2003).

En la siguiente matriz se muestra el análisis de riesgo para *Ceratophyllum demersum*.

ANÁLISIS DE RIESGO PARA *Ceratophyllum demersum*

Familia: Ceratophyllaceae S.F. Gray, 1821

Foto

Género: *Ceratophyllum* L., 1753

Especie: *Ceratophyllum demersum* L., 1753

Nombre común local: Cola de zorra

Fecha de evaluación: 21-11-18

Evaluador: Brenda Rendón García

Institución:



NO.	PREGUNTA CLAVE	VALOR
PREGUNTA		
A. PREEVALUACIÓN		
1	¿Existen AR previos desarrollados bajo el mismo método, relevantes a nivel nacional?	0
2	¿El AR previo es válido aún?	0
3	¿El organismo a evaluar es claramente una entidad taxonómica única, identificable de otras entidades del mismo rango?	3
4	¿La especie cuenta con amplia información	3
5	¿La especie ha sido reportada como invasora en otros países?	3
B. RIESGO DE ESTABLECIMIENTO		
6	Estado de confinamiento	
	6.1 ¿Existen leyes o normas que regulan la introducción de las especies?	0
	6.2 No existe la suficiente información	0
7	Antecedentes de invasión	
	7.1 ¿La especie ha sido reportada como invarsora en otros países?	3
	7.2 ¿La especie ha sido reportada como invasora a nivel nacional?	3
	7.3 ¿La especie ha sido reportada como invasora a nivel regional?	3
	7.4 No existe información suficiente	0
8	Procedencia de la especie	
	8.1 ¿La especie ha sido reportada como nativa?	0
	8.2 ¿La especie ha sido reportada como traslocada?	0
	8.3 ¿La especie ha sido reportada como exótica?	3
	8.4 No existe información suficiente	0

9	Uso de hábitat	
	9.1 ¿La especie se restringe a un solo tipo de hábitat?	0
	9.2 ¿La especie es generalista en el uso de hábitat, incluyendo hábitats naturales y naturales intervenidos?	3
	9.3 No existe información suficiente	0
10	Ajuste climático	
	10.1 ¿Existe similitud climática entre el área de origen y de donde se introdujo?	2
	10.2 ¿El grado de similitud climática entre el área de origen y de donde se introdujo es bajo?	0
	10.3 No existe información suficiente	0
11	Formas de vida	
	11.1 Enraizadas	
	11.2 No enraizadas	3
12	Tipo de Reproducción	
	12.1 Sexual	0
	12.2 Asexual	0
	12.3 Las dos anteriores	3
13	Frecuencia reproductiva	
	13.1 ¿La especie puede reproducirse tres o más veces al año?	0
	13.2 ¿La especie puede reproducirse dos veces al año?	3
	13.3 ¿La especie puede reproducirse una vez al año?	0
14	Supervivencia	
	14.1 Alto	3
	14.2 Bajo	0
	14.3 No existe información	0
15	Vías de dispersión	
	15.1 ¿Las especies dispersada intencionalmente por el ser humano por tener un valor comercial?	2
	15.2 ¿Las especies dispersada accidentalmente?	2
	15.3 ¿La especies es dispersada de forma natural?	3
	15.4 No existe información	0

C. IMPACTO

16	Impacto potencial sobre el espacio de las especies nativas	
	16.1 ¿Existe una alta probabilidad de que la especie pueda competir con otras especies nativas por recursos?	3
	16.2 ¿Es baja la probabilidad de que la especie pueda competir con otras especies nativas por recursos?	0
17	Impacto potencial sobre las especies nativas: riesgo de hibridación	

	17.1 ¿Existen especies nativas del mismo género o relacionadas genéticamente que puedan hibridizar con la especie exótica o trasladada?	0
	17.2 ¿No hay especies nativas del mismo género o relacionadas genéticamente que puedan hibridizar con la especie exótica o trasladada?	0
	17.3 ¿No existe información?	0
18	Impacto potencial sobre los hábitats o ecosistemas importantes para la conservación	
	18.1 ¿Existe un alto potencial de que la especie pueda modificar la estructura o funcionalidad de los hábitats o ecosistemas en donde se encuentra?	2
	18.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura o funcionalidad de los hábitats o ecosistemas en donde se encuentra?	0
	18.3 No existe información	0
19	Impacto potencial sobre recursos de importancia económica	
	19.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie tenga un impacto negativo sobre actividades económicas?	3
	19.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie tenga un impacto negativo sobre actividades económicas?	0
	19.3 No existe información	0
20	Impacto potencial sobre infraestructura	
	20.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas donde se encuentra?	2
	20.2 ¿No existe la probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas donde se encuentra?	0
	20.3 No se tiene información sobre impactos en infraestructura de los ecosistemas	0
21	Impacto potencial sobre sitios turísticos	
	21.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?	3
	21.2 ¿Existe moderada probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?	0
	21.3 ¿Existe baja probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?	0
	21.4 No se tiene información sobre impactos en áreas de	

	valor para la conservación?	0
22	Impacto potencial a la salud humana	
	22.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda ser vector de enfermedades, plagas, parásitos, etc.?	3
	22. 2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie pueda ser vector de enfermedades, plagas, parásitos, etc.?	0
	22.4 No existe información	0
23	Impacto potencial social o cultural	
	23.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie afecte negativamente los hábitos socioculturales del ser humano donde se encuentre presente?	2
	23.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie afecte negativamente los hábitos socioculturales de ser humano donde se encuentre presente?	0
	23.3 No existe información	0
D. MANEJO		
24	Medidas de control existentes a nivel nacional o internacional	
	24. 1 No existen medidas de control de ningun tipo	0
	24.2 Existe solo una medida de control en el país	0
	24. 3 Se conocen medidas de control para especies similares dentro del mismo grupo taxonómico	0
	24.4 Existen varias medidas de control aplicables	0
	24.5 No hay información sobre las medidas de control	0
25	Efectividad de las medidas de control	
	25.1 Las medidas de control tomadas en otras áreas no han sido efectivas	0
	25.2 Las medidas de control en otras áreas han sido efectivas	0
	25.3 No existe información	0
26	Impacto potencial del manejo sobre la biodiversidad nativa	
	26.1 ¿Existe probabilidad de que las medidas de control impacten negativamente sobre las especies nativas?	3
	26.2 ¿No es probable que las medidas de control impacten negativamente sobre las especies nativas?	0
	26.3 No existe información?	0
27	Impacto potencial del manejo sobre áreas protegidas	
	27.1 ¿Existe probabilidad de que las medidas de manejo afecten negativamente a las áreas protegidas donde se encuentran las especies?	0
	27.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que las medidas de manejo afecten negativamente a las áreas protegidas	1

	donde se encuentran las especies?	
	27.3 No existe información	0
28	Legislación: capacidad de implementación	
	28.1 El país o región de análisis no tiene regulación específica para garantizar las medidas de control	0
	28.2 El país o región de análisis tiene la capacidad de garantizar las medidas de control	3
29	Costos de implementación de las medidas de control	
	29.1 Los costos e implementación de las medidas de control son muy elevados	3
	29.2 Los costos e implementación de las medidas de control son moderados	0
	29.3 Los costos e implementación de las medidas de control son muy bajos	0
	29.4 No existe información sobre los costos de las medidas de control	0
30	Impacto potencial socioeconómico de las medidas y técnicas de manejo	
	30.1 ¿Existe un gran impacto en el costo de las medidas y técnicas de manejo?	3
	30.2 ¿No existe impacto en el costo de las medidas y técnicas de manejo?	0
	30.3 No existe información	0

De acuerdo a los valores obtenidos en el análisis de riesgo realizado para *Ceratophyllum demersum* a dado como resultado que la especie se encuentra en un nivel de riesgo alto es decir que se encuentra catalogada como potencialmente invasora (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados del análisis de riesgo de *Ceratophyllum demersum*.

Puntaje	RIESGO	INTRODUCCIÓN/PRESENCIA	RESPUESTA
60-100	Alto	Potencialmente invasora	76 %
30-59	Medio	Requiere análisis detallado	
1-29	Bajo	Especie con bajo riesgo	

LITERATURA CITADA

- Al-Qura'n, S.** 2011. Plantas medicinales, con énfasis en especies acuáticas, y su amenaza de extinción en el sur de Jordania. *Bioagro* 23 (3): 225-230.
- Barrat-Segretain, M., C. Henry y G. Bornette.** (1999): Regeneration and colonization of aquatic plant fragments in relation to the disturbance frequency of their habitats. *Archiv für Hydrobiologie* 145: 111-127.
- Blaustein, L. y B. Kotler.** 1993 Oviposition hábitat selection by the mosquito *Culiseta longiareolata*: effects of conspecifics, food, and green toad tadpoles. *Ecological Entomology* 18: 104-108.
- Blaustein, L., y R. Byard.** (1993). Predation by a cyprinodontid fish, *Aphanius mento*, on *Culex pipiens*: effects of alternative prey and vegetation. *Journal of the American Mosquito Control Association* 9: 356-358.
- Bonilla-Barbosa, J.R. y B. Santamaría.** 2013. Plantas acuáticas exóticas y trasladadas invasoras, en Mendoza, R. y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 223-247.
- Buckingham, G y A. BENNETT.** 1989. Laboratory host range of *Parapoynx diminutalis* (Lepidoptera: Pyralidae), an Asian aquatic moth adventive in Florida and Panama on *Hydrilla verticillata* (Hydrocharitaceae). *Environmental Entomology* 18: 526-530.
- Caviedes, D., D. Delgado y A. Amaya.** 2016. Remoción de metales pesados comúnmente generados por la actividad industrial, empleando macrófitas neotropicales. *Producción + Limpia* – 11 (2): 126-149.
- Claudio, L. y R. Novelo.** 2016. Plantas hidrófilas con potencial ornamental de la cuenca Zacoalco-Sayula, Jalisco, México. Disponible en: http://congresos.cio.mx/memorias_congreso_mujer/archivos/sesion3/S3-DIV05.pdf
- Coffey, B. y J. Clayton.** 1988. Changes in the submerged macrophyte vegetation of Lake Rotoiti, central North Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 22: 215-223.
- Compton, T.J., M. de Winton, J. Leathwick y S. Wadhwa.** 2012. Predicting spread of

invasive macrophytes in New Zealand lakes using indirect measures of human accessibility. *Freshwater Biology* 57: 938-948.

- Convenio de Especies Invasoras del Centre for Agricultural Bioscience International (CABI).** 2017. Invasive Species Compendium: *Ceratophyllum demersum* (coontail). Disponible en: <https://www.cabi.org/isc/datasheet/16222>
- Cook, C.D.K.** 1985. Range extensions of aquatic vascular plant species. *Journal of Aquatic Plant Management* 23:1-6.
- Cook, C. D. K.** 1970. Water plants of the world. Dr. W. Junk, The Hague, Netherlands
- Curt, M.** 2014. Fitodepuración en humedales. Conceptos generales. En: Bascuecha, M., M. Muñoz y M. Curt, Manual de Fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación. (pp. 61-77). Madrid, Fundación Global Nature.
- De Winton, M., J. Clayton y T. Edwards.** 2012. Incorporating invasive weeds into a plant indicator method (LakeSPI) to assess lake ecological condition. *Hydrobiologia* 691: 47–58.
- Dilcher, D. L. y H. Wang.** 2009. An early cretaceous fruit with affinities to *Ceratophyllaceae*. *American Journal of Botany* 96: 2256–2269.
- Dogan, M., B. Emsen, M. Aasim y E. Yıldırım.** 2017. *Ceratophyllum demersum* L. extract as a botanical insecticide for controlling the maize weevil, *Sitophilus zeamais* Motschulsky (Coleoptera: Curculionidae). *Egyptian Journal of Biological Pest Control* 27 (1): 11-15.
- Engel S.** 1990. Ecological impacts of harvesting macrophytes in Halverson lake, Wisconsin. *Journal of Aquatic Plant Management* 28: 41-45.
- Fukuhra, H., T. Tanaka y M. Izumi.** 1997. Growth and turion formation of *Ceratophyllum demersum* in a shallow lake in Japan. *Japanese Journal of Limnology* 58: 335-347.
- Godfrey, R.K. y J. W. Wooten.** 1981. Aquatic and wetland plants of the south-eastern United States: Dicotyledons. University of Georgia Press, Athens.
- Gross, E., D. Erhard y E. Iva'nyi.** 2003. Allelopathic activity of *Ceratophyllum demersum* L. and *Najas marina* ssp. *intermedia* (Wolfgang) Casper. *Hydrobiologia* 506: 583–589.
- Henares, M., F. Rezende, G. Gomes, C. Cruz y R. Pitelli.** 2011. Eficácia do diquat no

- controle de *Hydrilla verticillata*, *Egeria densa* e *Egeria najas* e toxicidade para o Guaru (*Phallocerus caudimaculatus*), em condições de laboratório. *Planta Daninha* 29 (2): 279-285.
- Henry M., A. Ulloa y J. M. Ramsey.** 2008. Manual para la vigilancia y el control del paludismo en Mesoamérica. Instituto Nacional de Salud Pública. 203 p
- Herendeen, P., D. Les y D. Dilcher.**1990. Fossil *Ceratophyllum* (Ceratophyllaceae) from the Tertiary of North America. *American Journal of Botany* 77: 7–16.
- Hofstra, D. y J. Clayton.** 2001. Control of dioecious New Zealand *Hydrilla* using fluridone in mesocosms. *Journal of Aquatic Plant Management* 39: 125-128, 2001.
- Hyldgaard B. y H. Brix.** 2012. Intraspecies differences in phenotypic differences: invasive versus non-invasive populations of *Ceratophyllum demersum*. *Aquatic Botany* 97: 49–56.
- Hyldgaard, B., C. Lambertini y H. Brix.** 2017. Phylogeography reveals a potential cryptic invasion in the Southern Hemisphere of *Ceratophyllum demersum*, New Zealand's worst invasive macrophyte. *Scientific Reports* 7: 16569.
- Invasive Species Specialist Group (ISSG).** 2016. *Ceratophyllum demersum* (aquatic plant). Disponible en: <http://issg.org/database/species/ecology.asp?si=281&fr=1&sts=&%20ang=EN&ver=&print&prtflag=false>
- Jacobs, F. y E. Best.** 1990. Effect of the time of cutting on regrowth of three species of submerged aquatic plants. Interim report on Project 717 'Effects of type and frequency of mechanical management on the regrowth of submerged aquatic plants. Verslag-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek, No. 140, 51 pp.
- Johnson, D., L. Kershaw, A. MacKinnon y J. Pojar.** 1995. Plants of Western Boreal Forest and Aspen Parkland. Lone Pine publishing, Vancouver, BC
- Körner, S. y A. Nicklisch.** 2002. Allelopathic growth inhibition of selected phytoplankton species by submerged macrophytes. *Journal of Phycology* 38: 862-871.
- Lahitte, H.B. y J.A. Hurrell.** 1997. Plantas de la costa. Literature of Latin America (L.O.L.A). Publishers, Bs. As., 200 pp.
- Lansdown, R. V. y H.J. Beentje.** 2017. *Ceratophyllum demersum*. La Lista Roja de la

- UICN de Especies Amenazadas 2017: e.T164459A84277517. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T164459A84277517>
- Les D. H.** 1993. Ceratophyllaceae. En: Kubitzki K., J.G. Rohwer y V. Bittrich (eds), The families and genera of vascular plants. II. Flowering plants: dicotyledons, magnoliid, hamamelid and caryophyllid families, (p. 246–250), Springer, Berlin.
- Les, D. H.** 1986. The phytogeography of *Ceratophyllum demersum* and *C. echinatum* (Ceratophyllaceae) in glaciated North America. Canadian Journal of Botany 64 (3): 498-509
- Mjelde, M. y B. Faafeng.** 1997. *Ceratophyllum demersum* (L.) hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus level and geographical latitude. Freshwater Biology 37: 355–365.
- Mudge, C.** 2013. Impact of aquatic herbicide combinations on nontarget submersed plants. Journal of Aquatic Plant Management 51 (1): 39-44, 2013
- National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA).** (2001). Website provides a wealth of information about the presence and effects of *C. demersum* in New Zealand. Disponible en: <http://www.niwa.cri.nz/pubs/an/18/index.htm>
- Orr, B. y V. Resh.** 1989 Experimental test of the influence of aquatic macrophyte cover on the survival of Anopheles larvae. Journal of the American Mosquito Control Association 5:579-585.
- Pieterse, A.** 1990. Introduction, en A.H. Pieterse y K.J. Murphy (eds.), Aquatic weeds, the ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Oxford University Press, Oxford, U.K., pp. 3-16.
- Rial A.** 2013. Plantas acuáticas: aspectos sobre su distribución geográfica, condición de maleza y usos. Biota Colombiana 14: 79-91.
- Rodrigues, B. N. y F.S. Almeida.** 2011. Guía de herbicidas. 6. ed. Londrina, 697 p.
- Saltonstall, K.** 2002. Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. Proceedings of the National Academy of Sciences 99: 2445–2449.
- Shea, K. y P. Chesson.** 2007. Community ecology theory as a framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution 17: 170–176.

- Souza, J., P. Pedrosa, P. Vianna Gatts, G. de Amaral.** 2014. Aplicação das concentrações e proporções de nutrientes no diagnóstico da eutrofização. *Vértices* 16 (1): 203-222.
- Stankovic Z, S. Pajevi y M. Vuckovic.** 2000. Concentrations of trace metals in dominant. *Biologia Plantarum* 43 (4): 583- 585.
- Thomas, M. y A. Reid.** 2007. Are exotic natural enemies an effective way of controlling invasive plants? *Trends in Ecology & Evolution* 22: 447–453.
- Wells, R., F. Matheson y J. Clayton.** 2003. Hornwort: a serious threat to South Island lakes. Disponible en: https://www.niwa.co.nz/freshwater-and-estuaries/ourservices/aquaticplants/biosecurity/articles#hornwort_threat
- Wells, R., M. de Winton y J. Clayton.** 1997. Successive macrophyte invasions within the submerged flora of Lake Tarawera, Central North Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31: 449–459.

***Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.**

Kew Bull., 28(1): 36. 1973



Figura 11. Foto de *Myriophyllum aquaticum*.

CLASIFICACIÓN

Dominio: Eukaryota

Reino: Plantae Haeckel, 1866

División: Magnoliophyta Cronquist, Takht. & Zimmerm., 1966

Clase: Magnoliopsida Cronquist, Takht. & Zimmerm., 1966

Orden: Haloragales Novák, 1954

Familia: Haloragaceae, R. Br., 1814

Género: *Myriophyllum* L., 1753

Especie: *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., 1753

SINONIMIAS

Myriophyllum brasiliense Cambess., 1829

Myriophyllum proserpinacoides Gillies ex Hook. & Arn., 1833

TAXONOMÍA Y NOMENCLATURA

Hay 54 especies actualmente reconocidas de *Myriophyllum* (Cook, 1990; Chambers *et al.*, 2008), pero sólo dos son importantes especies acuáticas: *Myriophyllum spicatum* y *Myriophyllum aquaticum*.

Myriophyllum aquaticum difiere de *M. spicatum* por tener sus brotes emergentes y brácteas pinnatisectas, mientras que *M. spicatum* tiene las brácteas enteras o ligeramente serradas (Wagner *et al.*, 2008).

DESCRIPCIÓN

Hidrófita enraizada emergente, hierba, sumergida; tallos hasta 2 m largo, 4-5 mm de diámetro cerca de la base, glaucos; raíces en los nudos, glabros. Hojas sumergidas en verticilos de (4-)5-6, oblanceoladas en contorno, ápice redondeado, de (1.7-)3.5-4.0 cm de largo, de (0.4-)0.8-1.2 cm ancho, pectinadas, con 25-30 pinnas lineares, hasta 0.7 cm

de largo, las inferiores decaen rápidamente; hojas emergentes glaucas, en verticilos de (4-)5-6, erectas cerca del ápice, desplegándose hacia las partes bajas, estrechamente oblanceoladas en contorno, ápice redondeado, de (1.5-)2.5-3.5 cm de largo, de (0.4-)0.7-0.8 cm ancho, pectinadas, pinnas (18)24-36 en la parte superior, parte inferior del raquis desnudo, lineares a subuladas, de 4.5-5.5 mm de largo, de 0.3 mm de ancho, puntas cortamente apiculadas, ligeramente incurvadas. Hidatodos numerosos en la base de las hojas. Plantas dioicas. Inflorescencia una espiga indeterminada con flores en las axilas de las hojas superiores que emergen, sostenidas por dos bractéolas. Bractéolas subuladas, de 1.2-1.5 mm de largo con (1-)2 dientes cortos en la parte inferior, a veces algo trifida. Flores estrictamente unisexuales, las masculinas tetrámeras, sésiles o con pedicelos de 4 mm de largo en la antesis. Sépalos 4, ovado-deltoides, de 0.7-0.8 mm de largo, de 0.3 mm de ancho, ligeramente denticulados, lisos. Pétalos 4, amarillos, quillados, de (2.3-)2.7-3.1 mm de largo, de 0.8-1.1 mm ancho. Estambres 8; filamentos de 0.1-0.3 mm de largo en antesis, alcanzando después hasta los 1.0-1.3 mm de largo; anteras amarillas, linear-oblongas de (1.8-)2.1-2.8 mm de largo, de 0.2-0.4 mm de ancho, no apiculadas. Estilos 0. Flores femeninas, tetrámeras, pedicelo de 0.2-0.5 mm de largo. Sépalos 4, blancos, deltoides, de 0.3-0.6 mm de largo, de 0.3-0.5 mm de ancho, denticulados, con uno o varios dientes pequeños en cada margen, lisos. Pétalos 0. Estambres 0. Estilos 4, claviformes, de 0.1-0.2 mm de largo, estigmas blancos, densamente fimbriados. Ovario piriforme, de 0.5-0.7 mm de longitud, de 0.5-0.7 mm de ancho, con 4 nervios longitudinales entre los sépalos. Frutos cilíndricos a ovoides, de 1.5-1.7 mm de largo, de 1.3-1.4 (-1.7) mm de diámetro. Sépalos deltoides persistente, erectos, de 0.5-0.7 mm de largo, de 0.3-0.4 mm de ancho, dentados hacia el ápice. Mericarpios cilíndricos, de 1.6-1.7 mm de largo, de 0.6-0.7 mm de diámetro, ligeramente más anchos hacia la base, ápice oblicuo, con un borde engrosado indistinto, a veces liso, redondeado en la superficie dorsal.

NOMBRES COMUNES

“Brasilianisches-Tausendblatt”, “Papageienfeder” (Alemania); “helecho de agua”, “pluma

de ara”, “yerba de sapo” (Argentina); “milfolhas-da-agua”, “pinheirinho-da-agua” (Brasil); “milenrama brasileño”, “cola de zorro” (España); “pluma de loro” (Inglaterra), “dicht”, “vederkruid” (Holanda); “oofusamo” (Japón); “pinheirinha” (Portugal).



Foto tomada de Montanari (2016).

Foto tomada de Tur (2005).

Figura 12. Fotos de flores masculinas (izquierda) y femeninas (derecha) de *Myriophyllum aquaticum*.



Figura 13. Foto de *Myriophyllum aquaticum*.

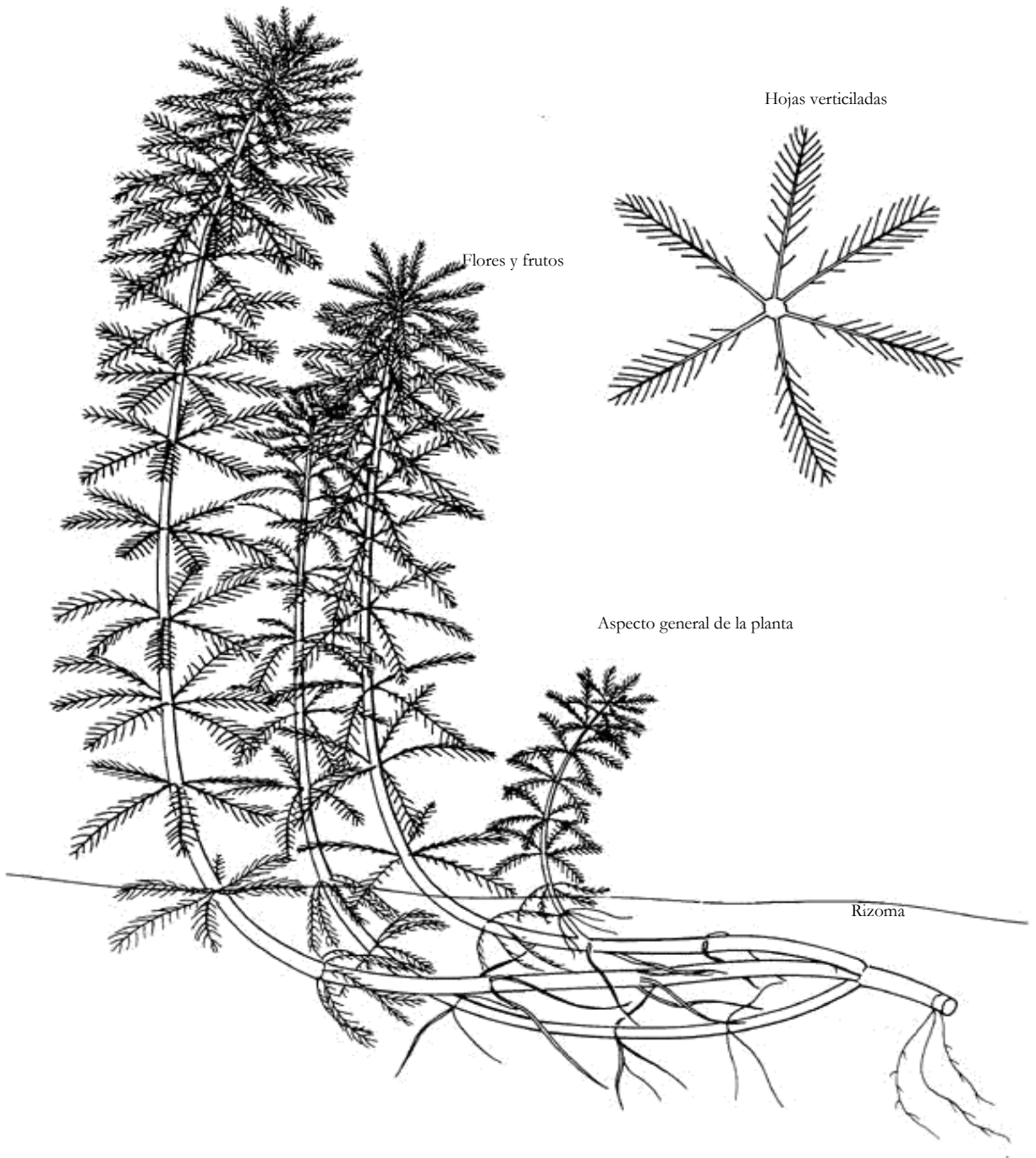


Figura 14. Morfología de *Myriophyllum aquaticum*. Esquema tomado de IFAS (1990). Center for Aquatic Plants University of Florida Gainesville.

ORIGEN

Myriophyllum aquaticum es nativa de Sudamérica (Orchard, 1981; Sutton, 1985) donde prefiere zonas cálidas y tropicales como en Argentina (hasta el sur de la Patagonia), Chile, Paraguay, Perú y sur de Brasil, pero también en Uruguay, Bolivia y Colombia (Steubing *et al.*, 1980; Fernández *et al.*, 1993; Mereles y Degen, 1993; Arocena y Mazzeo, 1994; Maine *et al.*, 1998; Núñez *et al.*, 1998; Sabbatini *et al.*, 1998; Ritter y Crow, 1999; Schessl, 1999; Pitelli *et al.*, 2000; Schmidt-Munn y Posada, 2000; Murphy *et al.*, 2003; Maltchik *et al.*, 2005).

DISTRIBUCIÓN NATURAL

En el mundo

Myriophyllum aquaticum es principalmente conocida de zonas tropicales y subtropicales, nativa de seis países de Sudamérica, sin embargo, se ha localizado en más de 33 países en todo el mundo (Fernández *et al.*, 1993).

Fragmentos de la planta de *Myriophyllum aquaticum* son transportadas fácilmente por lanchas o barcos, canales interconectados, como ha sucedido en el río Nilo o en Aswan, Egipto, por lo que es el mecanismo más probable para explicar el incremento de introducciones en los últimos años (Springuel y Murphy, 1991).

La distribución geográfica a nivel mundial, en este apartado indica solamente las poblaciones nativas.

Sudamérica: Brasil (Río Grande do Sul, Santa Catarina, Sao Paulo), Paraguay, Perú, Uruguay (Orchard, 1987; Lorenzi, 1982; Fernández *et al.*, 1993; Mereles y Degen, 1993; Arocena y Mazzeo, 1994; Vogt y Mereles, 2005; EPPO, 2014).

DISTRIBUCIÓN POR INTRODUCCIONES A NIVEL MUNDIAL Y MÉXICO

Introducción intencional

En el mundo

La acuicultura, el escape de áreas de propagación o jardines acuáticos, la horticultura, la dispersión los fines ornamentales y el comercio de animales de acuario son las principales rutas de introducción de *Myriophyllum aquaticum* (Kay y Hoyle, 2001; Gregory, 2003), ya sea la planta completa o partes de ella (Kay y Hoyle, 2001; Gregory, 2003).

La distribución geográfica a nivel mundial en el siguiente apartado indica solamente las poblaciones introducidas.

Asia: Camboya, China, Indonesia, Israel, Japón, Malasia, Filipinas, Tailandia, Taiwán, Vietnam (Orchard, 1981; Shibayama, 1988; Holm *et al.*, 1991; Li y Hsieh, 1996; Yu *et al.*, 2002; Kadono, 2004; Muranaka *et al.*, 2005; EPPO, 2014).

África: Botswana, Lesotho, Madagascar, Sudáfrica, Zambia, Zimbabwe (Jacot-Guillarmod, 1977; Orchard, 1981; Child, 1992; Mitchell *et al.*, 1993; Chikwenhere, 1994; Ramoeli, 1995; Chikwenhere, 2001; Cook, 2004; ECZ, 2004; EPPO, 2014).

Norteamérica: Estados Unidos: Alabama, Arizona, Arkansas, California, Carolina del Norte, Carolina del Sur, Connecticut, Delaware, Florida, Georgia, Hawái, Idaho, Illinois, Kansas, Kentucky, Louisiana, Maine, Maryland, Massachusetts, Michigan, Minesota, Mississippi, Missouri, Montana, Nueva Jersey, Nuevo México, Nueva York, Ohio, Oklahoma, Oregón, Pennsylvania, Rhode Island, Tennessee, Texas, Washington, Vermont, Virginia, West Virginia, Wisconsin (Orchard, 1981; Nelson y Couch, 1983; Lorenzi y Jeffery, 1987; Schardt y Schmitz, 1990; Holm *et al.*, 1991; Patterson y Davis, 1991; Anderson, 1993; Kendig y Defelice, 1993; Patterson, 1993; Rejmanek y Randall, 1994; Perkins *et al.*, 1995; Parsons, 1996; Kley y Hine, 1998; Sytsma,

1998; Les y Mehrhoff, 1999; Bossard *et al.*, 2000; Parsons *et al.*, 2002; Tellman, 2002; Zolczynski y Jernigan, 2002; Gregory, 2003; Turner *et al.*, 2003; Owens *et al.*, 2004; Capers *et al.*, 2005; Neyland, 2007; USDA-NRSC, 2007; EPPO, 2014; Wersal *et al.* 2016).

Centroamérica y el Caribe: Costa Rica, Nicaragua (Orchard, 1981; EPPO, 2014).

Sudamérica: Argentina, Bolivia, Brasil (Mato Grosso, Paraná, Río de Janeiro), Chile, Colombia, Ecuador, Perú (Orchard, 1981; Lorenzi, 1982; Claps, 1991; Holm *et al.*, 1991; León *et al.*, 1998; Mayne *et al.*, 1998; Núñez *et al.*, 1998; Sabbatini *et al.*, 1998; Bini *et al.*, 1999; Ritter y Crow, 1999; Schessl, 1999; Pitelli *et al.*, 2000; Schmidt-Munn y Posada, 2000; Murphy *et al.*, 2003; EPPO, 2014).

Europa: Alemania, Austria, Francia (Córscica), Holanda, Irlanda, Portugal, Reino Unido (Teles y Pinto da Silva, 1975; Chicken, 1977; Orchard, 1981; Bank-Signon y Patzke, 1988; Murphy *et al.*, 1993; Costa *et al.*, 1999; Ferreira y Moreira, 1999; Velde *et al.*, 2002; Hussner y Lösch, 2005; Caffrey, 2006; Maskell *et al.*, 2006; EPPO, 2011; EPPO, 2014).

Oceanía: Australia (Australia del Sur, Australia Occidental, Nueva Gales del Sur, Nueva Zelanda, Queensland, Tasmania, Victoria, (Orchard, 1981; Sykes, 1982; Stanley, 1986; Orchard, 1987; Wilson, 1991; Jeanes, 1996; Gunasekera, 2001; Muyt, 2001; Gunasekera *et al.*, 2002; Stephens y Dowling, 2002; Wheeler *et al.*, 2002; CHAH, 2005; EPPO, 2014).

México: Distrito Federal, Estado de México, Guanajuato, Jalisco, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Querétaro, Tamaulipas, Zacatecas (Orchard, 1981; Bonilla-Barbosa, 1994; Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995; Lot y Novelo, 2004; EPPO, 2014; Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2014; Martínez, 2016).

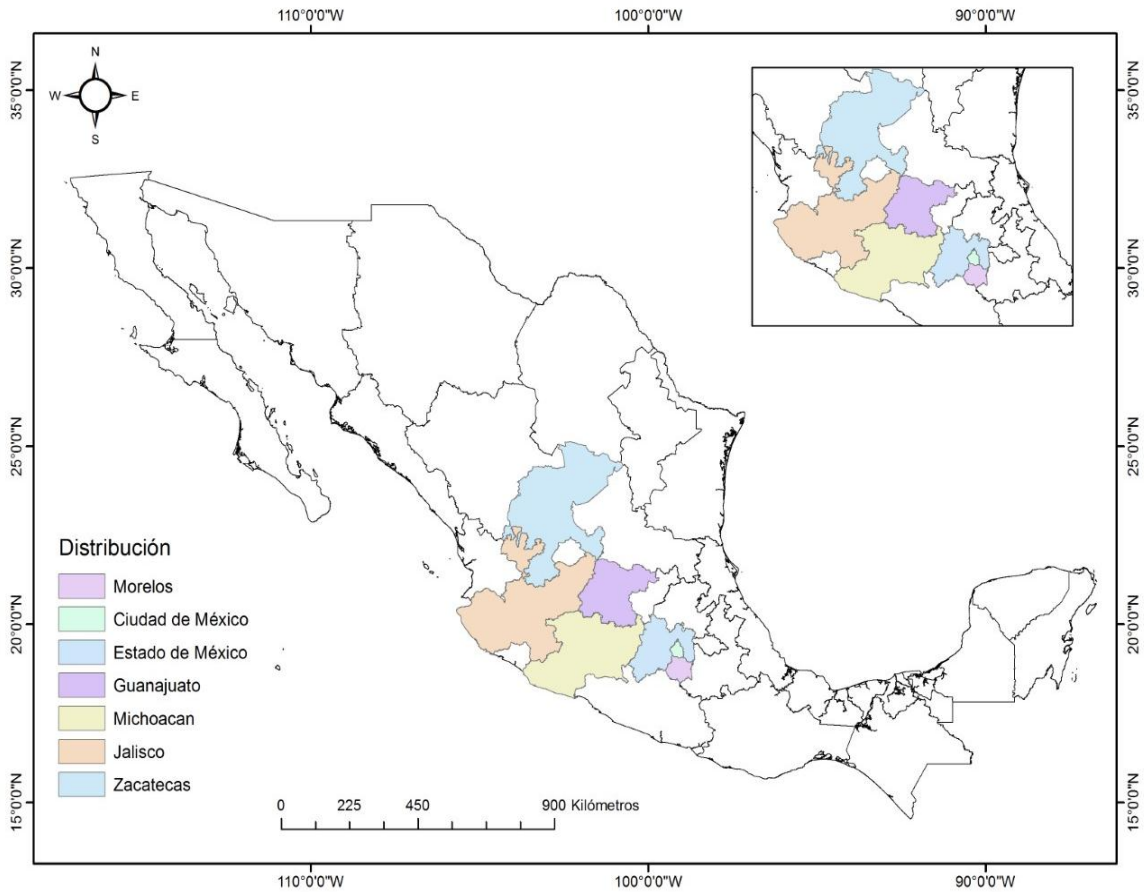


Figura 15. Distribución geográfica de *Myriophyllum aquaticum* en México.

TRASLOCACIONES

Myriophyllum aquaticum ha sido dispersada principalmente por liberación de los acuarios caseros, públicos o de venta de organismos de acuario; con fines ornamentales y acuarios públicos y en el hogar; y por último, a causa de la hidrodinámica de las corrientes de agua, en donde pequeños trozos de la planta pueden ser dispersadas a distancias cortas o largas (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2013).

BIOLOGÍA, ECOLOGÍA E HISTORIA NATURAL

Como una especie introducida *M. aquaticum* generalmente se conoce sólo con flores femeninas: las masculinas sólo se observan en su rango nativo en las tierras bajas de América del sur, central, oriental y occidental (Orchard, 1981).

Biología reproductiva

Myriophyllum aquaticum es una planta perenne con un sistema de raíces que desarrolla para anclarse al sustrato, pero puede desarrollar raíces adventicias. Las flores femeninas son de 1.5 mm de diámetro, son blancas, sin pétalos y con cuatro sépalos, nacen en las axilas de las hojas emergentes, y las flores masculinas tienen ocho estambres (MAPAMA, 2013).

Aguas cálidas y con condiciones eutróficas favorecen el crecimiento de *M. aquaticum* (Sutton, 1985). Sus tallos flotan sobre la superficie donde los brotes emergentes se liberan y producen otra planta. Pequeños fragmentos de raíz permiten formar fácilmente nuevas colonias para su propagación vegetativa, que es el mecanismo reproductivo más importante, que la producción de semillas como medio de dispersión (Sidorkewicz *et al.*, 2000). Las plantas introducidas a otros países son aquellas en las que el clon femenino predomina y el masculino es ausente, por lo que la planta se propaga asexualmente (por medio de fragmentos de tallo) (Barko y Smart, 1981; Murphy, 1995), tal y como sucede en los Estados Unidos (Aiken, 1981, Orchard, 1981, Wagner *et al.* 2008).

Sus brotes comienzan a crecer rápidamente a partir de rizomas durante el invierno a medida que aumenta la temperatura del agua. Los rizomas funcionan como una estructura de apoyo para las raíces adventicias y proporcionan flotabilidad para el crecimiento emergente durante el verano. Las plantas suelen florecer en la primavera, pero algunas plantas pueden florecer en otoño (BDGEI, 2016).

Requerimientos ambientales

Fernández *et al.* (1993) consideran a la planta como "maleza de importancia desconocida" en lagos, estanques, pantanos, ciénagas y canales de irrigación.

Myriophyllum aquaticum crece en humedales poco profundos, arroyos de movimiento lento, reservorios o canales de irrigación, bordes de lagos, estanques o remansos de ríos y manantiales (Sutton, 1985; Bonilla-barbosa y Novelo, 1995). Aunque puede crecer en

suelos húmedos y tolerar una amplia gama de niveles de agua, crece más rápidamente en sitios donde los niveles de agua alcanzan hasta los seis metros de profundidad (Banfield, 2008), y en ambientes con alto contenido de nutrientes (Hussner *et al.*, 1985; Sytsma *et al.*, 1993). *Myriophyllum aquaticum* es una hidrófita enraizada emergente, crece en hábitats donde la luz puede penetrar hasta el fondo para favorecer el crecimiento y la colonización; se desarrolla bajo condiciones ligeramente alcalinas a ligeramente ácidas (rango de pH de 6.0-8.0), a una temperaturas entre 16-23 °C y puede soportar un nivel de dureza del agua entre 50-200 ppm o sin ella (Bonilla-Barbosa, 1992; Mabulu, 2005).

Esta especie exhibe actividad fotosintética a niveles de pH de 6 a 8.5, a profundidades de 0 a 10 metros y temperaturas de 10 a 30 °C, aunque puede sobrevivir a intervalos aún más amplios (WIDNR, 2011). Puede sobrevivir a la inundación de agua salada, siempre y cuando las concentraciones permanezcan por debajo de 4 ppt (Sutton, 1985). *M. aquaticum* no se ve seriamente afectada por las heladas (Moreira *et al.*, 1999), sin embargo, un período prolongado de heladas puede matar brotes emergentes en latitudes septentrionales (WIDNR, 2011), además puede sobrevivir a los inviernos en su forma sumergida y comenzar el crecimiento cuando la temperatura del agua alcanza los 7 °C (Moreira *et al.*, 1999). Sin embargo, la invasión tiende a fallar en áreas con inviernos severos, porque esta planta no almacena fósforo o carbono en sus rizomas (Mabulu, 2005).

Barko y Smart (1981) y Murphy (1995), demuestran que cuando las concentraciones de nitrógeno y fósforo ascienden en los sedimentos donde se desarrolla *M. aquaticum*, la planta es altamente competitiva y adaptada a los ambientes productivos, y que el fósforo se localiza en los brotes emergentes de la planta (Sytsma y Anderson, 1993).

La planta también muestra algún grado de tolerancia al estrés, como a la salinidad moderada (Haller *et al.*, 1974) y destaca su capacidad para tolerar los cortes mecánicos, indicando que tiene fases establecidas en sus estrategias de vida (Grime, 1980).

MECANISMOS DE DISPERSIÓN

Dispersión natural

Myriophyllum aquaticum se dispersa naturalmente mediante el movimiento de las aguas que llevan plantas completas o fragmentos de ellas como el tallo a nuevos sitios tales como las aguas salobres (lagunas) y aguas dulces (canales de irrigación, lagos, estanques, reservorios y ríos).

La expansión de las plantas a través de vectores naturales, especialmente de aves acuáticas, ya sea a través del tracto digestivo o plumaje, es siempre un medio posible de dispersión (Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2013).

Dispersión artificial

Como la mayoría de las especies de plantas acuáticas invasoras, *Myriophyllum aquaticum*, se distribuye en regiones geográficamente separadas debido a la dispersión humana, principalmente por el comercio de plantas acuáticas para acuarios y jardín acuáticos (Revilla *et al.*, 1991; Kay y Hoyle, 2001).

Estatus (reportes como especie invasora en otros sitios)

Aunque no suelen comportarse como especie invasora en su rango geográfico nativo *M. aquaticum* puede y causa problemas de malezas en Sudamérica (Fernández *et al.*, 1993). Es invasiva en cuerpos de agua en Argentina, y Brasil particularmente en Río de Janeiro en el Río Paraná y Perú (Fernández *et al.*, 1993; Kissman y Groth, 1995; Bini *et al.*, 1999; Pitelli *et al.*, 2000).

Ahora se considera como una maleza acuática internacional importante, en gran parte de las regiones cálidas y tropicales del mundo (Randall, 2002). Se ha extendido agresivamente en África del Sur, a donde fue introducida en el año de 1919, particularmente al norte de Zambia (Child, 1992; Chikwenhere, 1994; Mitchell, 1985; Chikwenhere, 2001; Henderson y Cilliers, 2002; Foxcroft y Richardson, 2003; Cook,

2004; ECZ, 2004). Causa graves problemas en los Estados del sur de los estados Unidos, como en Florida donde fue introducida en el año de 1906 y más hacia el norte como Nueva Inglaterra, Oregón y Washington (Perkins *et al.*, 1995; McCann *et al.*, 1996; Bossard *et al.*, 2000; Robinson, 2002); Australia y Nueva Zelanda (Muyt, 2001; Champion y Clayton, 2003; Roy *et al.*, 2004); y sur de Europa (Portugal y Francia) (Teles y Pinto da Silva, 1975; Costa *et al.*, 1999; Moreira *et al.*, 1999; Catarino *et al.*, 2001; Peltre y Muller, 2002; Rebillard *et al.*, 2002; Tabacchi y Tabacchi, 2002).

Se produce y en ocasiones causa problemas (con una tendencia hacia una mayor severidad y ocurrencia de infestaciones, posiblemente asociada con una tendencia a inviernos más cálidos) en regiones más frescas de Europa Central y las Islas Británicas (Bank-Signon y Patzke, 1988; Dawson, 1993; Clarke y Newman, 2002).

Fue designada en el Nivel A que comprende las 16 especies más invasoras para Japón en el año 2004, en comparación a los tres niveles (A, B, C) que existen de Especies Invasoras Introducidas (Muranaka *et al.*, 2005).

USOS Y COMERCIALIZACIÓN

Historia de la comercialización

Ornamental

Debido a su atractivo y facilidad de cultivo, el uso más conocido de *Myriophyllum aquaticum* es dentro del acuarismo o en jardines acuáticos debido al papel benéfico para los medios acuáticos (como planta oxigenadora) y por su alto valor estético (Revilla *et al.*, 1991; Kay y Hoyle, 2001; Allison, 2003; Gregory, 2003; Bonilla-Barbosa y Santamaría, 2013).

Tratamiento de aguas residuales

Existen datos de que esta especie es de alto valor para el tratamiento de aguas residuales en humedales artificiales en Nueva Zelanda (Tanner, 2000).

Myriophyllum aquaticum es de creciente interés para la remediación ambiental de suelos y aguas contaminadas con disolventes clorados, trinitrotolueno (TNT) y otros compuestos nitrogenados explosivos y aromáticos, pero es actualmente una tecnología de uso limitado y a nivel experimental (Medina *et al.*, 2000; Nwoko, 2010).

Gujarathi *et al.* (2005), investigaron en los Estados Unidos el uso de *Myriophyllum aquaticum* y *Pistia stratiotes* para la fitoremediación de efluentes contaminados con tetraciclina y oxytetraciclina, demostrando que las moléculas de los antibióticos son degradados por enzimas presentes en las raíces de las plantas, completándose esta degradación seis días después de la inserción de *P. stratiotes* y 15 días después con *M. aquaticum*.

Para la remoción de nutrientes como amonio, ortofosfatos y nitratos, del efluente del agua residual de rastros en el Distrito Federal, México, la hidrófita más eficiente fue *Myriophyllum aquaticum* en comparación con *Eichhornia crassipes* y *Lemna gibba* (Romero-Ortíz *et al.*, 2011). Además estos resultados muestran el uso potencial de *M. aquaticum* como biomonitor de metales pesados relacionados con actividades agrícolas en el río Xanaes (Córdoba, Argentina) (Harguinteguy *et al.*, 2013).

Origen de los individuos comercializados (poblaciones silvestres, viveros fuera o dentro de México)

En varios municipios del estado de Morelos, México (observación personal), los ejemplares que se comercializan son extraídos del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, al norte del mismo Estado, mientras que aquellos de los grandes mercados de acuarismo, son extraídos de varias localidades del estado de Morelos (observación personal).

Condiciones de cultivo

No se ha detectado formalmente zonas de cultivo de esta especie en México.

Análisis económico (importaciones/mercado a nivel mundial, mercado en México, rentabilidad de su cultivo, etc.)

Los ejemplares que se comercializan en México tienen el valor por “ramilla” de \$ 25.00 pesos.

POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN

Potencial invasor

Myriophyllum aquaticum es una maleza acuática invasora sumergida/emergente característica de regiones subtropical y tropicales. Es un problema particular debido a que puede invadir diversos ecosistemas acuáticos tanto lóticos como lénticos, donde impide el flujo del agua y causa alta variedad de problemas ambientales. Una vez que coloniza una nueva región se extiende rápidamente, principalmente por la fragmentación de su tallo (vegetativamente).

Potencial de colonización

Una vez establecido en un nuevo lugar, su propagación es a través de una serie de mecanismos. Las plantas fácilmente se extienden aguas abajo en forma de fragmentos vegetativos o por semillas, aunque este último mecanismo sexual de formación de flores, frutos y semillas es de menor importancia (Sidorkevicj *et al.*, 2000).

Myriophyllum aquaticum coloniza ambientes acuáticos como canales, estanques, arroyos y lagos de agua dulce en donde se ha adaptado a las condiciones de velocidades de corriente lentos como rápidos. Teniendo en cuenta el hábitat preferido, *M. aquaticum* tiene amplia distribución potencial y colonizaría cualquier tipo de ecosistema acuático en el futuro donde impactaría negativamente, tal y como sucede en Irlanda (Kelly y Maguire, 2009).

Potencial de dispersión

Anderson (1993) consideró que *Myriophyllum aquaticum* infestó el 24% de canales de irrigación en California en 1985, con cerca de 914 km² de afectación. En Portugal, Ferreira *et al.* (1995) indicaron que esta misma especie es una de las dos malezas acuáticas más importantes en ese país, que infesta el 39% de los sitios muestreados en el sistema del Río Sorraia.

Fue localizada por primera vez en la Comunitat Valenciana en el río Albaida, municipalidad de Xàtiva, Valencia en noviembre de 2012, donde la planta ocupó una extensión de 395 m² de superficie, a profundidades de entre 0.5 a 1.5 m, mientras que en diciembre de 2013 se detectó un nuevo sitio de infestación de *M. aquaticum* en el río Albaida, Valencia (Generalitat Valenciana, 2015).

EVIDENCIAS DE IMPACTOS

Impactos/beneficios socioeconómicos

Un estudio realizado en el año de 1985 demuestra que aguas californianas sufrieron problemas a causa de *M. aquaticum* (Anderson, 1993) en donde el gasto del control directo sobre esta maleza fue de US \$ 215,000 durante un período de dos años, estimando un gasto anual total en control de malezas acuáticas en el oeste de los Estados Unidos de US \$ 50 millones.

En este sentido, algunos autores describen las diversas formas en la que las plantas acuáticas tales como *M. aquaticum* causan efectos perjudiciales que incluyen la interferencia del flujo del agua de riego, la obstrucción de las vías navegables de transporte acuático, afecta la agricultura, la pesca y la acuicultura, afecta negativamente el turismo, la producción de energía hidroeléctrica, afectando su infraestructura, y la recreación en países como Argentina, Francia, Portugal, y Sudáfrica (Jacot- Guillarmod, 1979; Peltre *et al.*, 2002; Dutartre, 2003).

Impactos a la salud (humana, enfermedades, parásitos, etc.)

Anderson (1993) describe las diversas formas en que plantas acuáticas tales como *M. aquaticum* puede tener efectos perjudiciales como el aumento de la incidencia de los mosquitos en California Estados Unidos y en Argentina, debido a que ofrece refugio y el aumento de las poblaciones y la propagación de enfermedades (Orr y Resh, 1992).

Impactos ambientales y a la biodiversidad

Cook (2004) indica que la importación del clon masculino de *M. aquaticum* en Sudáfrica se convirtió en una maleza muy nociva (Stiers *et al.*, 2011).

Extractos de tejidos de *M. aquaticum* han demostrado tener una influencia alelopática sobre especies del género *Lemna* (Elakovich y Woofen, 1989) y algas (Saito *et al.*, 1989).

Esta especie favorece fuertemente las condiciones eutróficas (y a menudo compete y desplaza especies nativas). Tolerancia a aguas salobres o con ligera influencia salina (salinidades de 3.3 ppm, pero a 10 ppm es tóxico para la planta (esto es particularmente un problema en sistemas de canales de irrigación y ríos donde se desarrolla).

Afecta principalmente los ecosistemas acuáticos, debido a que forma grandes capas que alteran la dinámica hidrológica, lo cual también modifica el hábitat de la biodiversidad nativa donde se desarrollan, poniéndolos en una situación de amenaza o riesgo de extinción al propagarse como especie única.

Además, el impacto negativo de tres especies de plantas acuáticas invasoras en donde se incluye a *M. aquaticum* ha afectado el desarrollo de macroinvertebrados nativos en ecosistemas templados debido a que se propagó rápidamente solamente por reproducción vegetativa (Nel *et al.*, 2004), esto es que al desarrollarse y extenderse en los sitios que infesta, elimina el espacio para el desarrollo de las especies de organismos acuáticos al ser desplazados.

Otros impactos

Myriophyllum aquaticum actúa como una maleza de arroz en Indonesia y Camboya y *M. spicatum* como maleza de arroz trasplantado particularmente en Bangladesh, India y Vietnam (CABI, 2016).

CONTROL Y MITIGACIÓN (TIPOS DE MEDIDAS O ESTRATEGIAS, COSTOS, ETC.)

Conciencia pública

Es importante informar a las personas que practican el acuarismo y al público en general sobre los impactos que tiene *Myriophyllum aquaticum* en diferentes rubros. Además de que se tiene que educar a las personas para evitar que depositen plantas de los acuarios en cuerpos de agua. Por ejemplo en los estados de California y Washington se han diseñado campañas a través de internet con carteles informativos para dar a conocer los efectos negativos de esta especie, así como para detectar y alertar sobre posibles invasiones (Meacham, 2001; Hussner *et al.*, 2014).

Control mecánico o físico

Sabbatini *et al.* (1998), indican que la pluma de loro fue tolerante al disturbio mecánico (rastrillo y encadenamiento) y la aplicación repetida de técnicas mecánicas favoreció el predominio de *Myriophyllum aquaticum* en canales, por lo que es importante considerar que se debe tener cuidado en eliminar todas las partes de la planta (brotes emergentes y sumergidos, así como raíces), que producirían nuevamente el crecimiento de estas estructuras y de una nueva planta.

El control mecánico es raramente eficaz, debido a la capacidad de la planta a desarrollarse rápidamente por medio de fragmentos (Jacot-Guillarmod, 1977). Sin embargo, el control más eficaz es el físico, a través de la cosecha de su biomasa (System y Anderson, 1993).

Ferreira y Moreira (1990) describen aspectos ecológicos y el comportamiento

sucesional de *M. aquaticum* quien eliminó la vegetación del río Sorraia y sus afluentes en Portugal entre los 1986-1989 por medio de dragado, a raíz de esto, una comunidad diversa se estableció durante la primavera y progresó en su desarrollo al final del verano.

Control químico

Myriophyllum aquaticum es altamente susceptible a 2, 4-D amina, en spray o en formulaciones granulares (Blackburn y Weldon, 1963; Braddock, 1966) y este es más eficaz cuando se aplica a las plantas jóvenes (Sutton y Bingham, 1970). También es susceptible a simazina y cobre (Sutton *et al.*, 1969; Sutton y Blackburn, 1971). Endotal, diquat, clorosulfurón y diclobenzil también han sido considerados para control de *M. aquaticum* (Mixon, 1974; Sikka *et al.*, 1974; Negrisoli *et al.*, 2003; Turgut *et al.*, 2003; Hofstra *et al.*, 2006).

En ensayos de campo en Portugal, Monteiro y Moreira (1990) evaluaron al diquat, el 2, 4-D amina, el glufosinato de amonio y el glifosato como un control químico de *M. aquaticum*, en donde el diquat dio como resultado 9.0-18.3 kg de peso fresco durante el mes posterior a la primera aplicación, comparado con los 22.1 kg en áreas sin tratamiento. Los pesos frescos más bajos fueron producidos por glufosinato de amonio seguido de 2, 4-D amina y el diquat 4 a 5 meses después de la primera aplicación, el tratamiento con 2, 4-D amina y otros herbicidas resultó en 2.2 y 13.4-18.2 kg en peso fresco/m², respectivamente, mientras que el área control produjo 21.8 kg/m² de *M. aquaticum*.

Sin embargo, los herbicidas más exitosos actualmente utilizados para el control de *M. aquaticum* son los que se pueden aplicar al follaje, como el 2, 4-D, triclopyr, diquat, carfentrazone, imazapyr e imazamox. El uso del 2, 4-D y triclopyr como una aplicación foliar ha resultado en el mejor control de esta especie (Moreira *et al.*, 1999; Hofstra, 2006). El glifosato como herbicida para esta especie, no se recomienda generalmente debido a que solamente mató los brotes emergentes y posteriormente las plantas

crecieron en mayores densidades (Moreira *et al.*, 1999). El diquat es un herbicida de contacto que mata este tipo de plantas acuáticas (Westerdahl y Getsinger, 1988). El etilo de carfentrazona no controlará la planta con aplicaciones foliares y no se recomienda como un tratamiento independiente (Foloni y Pitelli, 2005; Glomski *et al.*, 2006; Hofstra *et al.*, 2006; Gray *et al.*, 2007; Gris *et al.*, 2007; Richardson *et al.*, 2008), sin embargo, cuando fue combinado con 2, 4-D resultó excelente control de poblaciones de *M. aquaticum* (Gray *et al.*, 2007). El uso de imazapyr y imazamox han sido evaluados en infestaciones pequeñas con resultados excelentes (Wersal y Madsen, 2007).

Aplicaciones de herbicidas subsuperficiales no resultaron en controlar a la especie en relación con aplicaciones foliares (Wersal y Madsen, 2010). La efectividad de aplicaciones de herbicida será específica para el sitio y dependen de las condiciones ambientales en el momento de la aplicación.

Control biológico

El control biológico de *M. aquaticum* permanece aún en una etapa temprana (Gassmann *et al.*, 2006; Haller *et al.*, 2006), aunque una cantidad considerable de programas de manejo e investigación se han realizado.

Insectos, agentes de biocontrol de *M. aquaticum* que se han realizado en diversos países, utilizando insectos como *Listronotus marginicollis*, *Lysathia flavipes*, *L. ludoviciana* (Habeck y Wilkerson, 1980; Cilliers, 1999; Olckers, 2004; Zimmermann *et al.*, 2004), por lo que autores como Fernández *et al.* (1993) indican que los insectos herbívoros pueden ayudar a controlar este tipo de plantas.

Larvas de polillas de *Parapoynx allionealis* perforan las hojas *M. aquaticum* pero su control práctico como un agente aún no está bien establecido (Habeck, 1974). Existe también evidencia limitada sobre *Eubrychiopsis lecontei* y su daño sobre *M. aquaticum* (Solarez y Newman, 2001).

El uso de insectos herbívoros específicos de algunas plantas acuáticas

refieren por lo general a aquellos que son de plantas tropicales en todo el mundo, que afortunadamente en este caso incluyen a esta especie de Brasil. Este es el caso del escarabajo *Lysathia ludoviciana*, que se alimenta durante su etapa larval de *Myriophyllum aquaticum*, en la que la larva consume los brotes de las hojas jóvenes (Peltre *et al.*, 2002).

Mamíferos, se incluye principalmente el ganado vacuno que se alimenta de los brotes juveniles de las plantas (Fernández *et al.*, 1993). Los castores herbívoros (*Castor canadensis*) se conocen como los mejores indicados para reducir la abundancia de esta especie invasora en Norteamérica (Parker *et al.*, 2007)

Aves, las aves acuáticas se alimentan también de los brotes juveniles de las plantas (Fernández *et al.*, 1993).

Peces, varias especies de peces han sido objeto de estudio para el control biológico de *Myriophyllum aquaticum*, la “carpa china o herbívora” (*Ctenopharyngodon idella*) (Pine y Anderson, 1991; Armellina *et al.*, 1999; Wells *et al.*, 2003).

Hongos, Verma y Charudattan (1993) indican que con *Mycocleptodiscus terrestris* formularon un micoherbicida en gránulos de alginato mostró cierta toxicidad en *M. aquaticum*, pero existen otros hongos que son importantes en el control de esta especie de planta acuática como *Pythium carolinianum* que ataca tallos y raíces (Bernhardt y Duniway, 1984).

Rhizoctonia solani daña el margen de la hoja de la planta (Joyner y Freeman, 1973), pero no disminuyen las poblaciones de *M. aquaticum* por lo que se sugiere que tienen alto grado de resistencia a enfermedades y organismos herbívoros.

De acuerdo con Barreto *et al.* (2000), en *Myriophyllum aquaticum*, se han realizado investigaciones para su control con hongos patógenos que son considerados plaga en esta hidrófita, tales como: *Chaetomella raphigera* Swift, *Cercospora* sp. y *Mycosphaerella* sp. Sin embargo los ensayos para reproducir la infestación de estos individuos en la planta acuática han fracasado, formulando la hipótesis de que se necesita una combinación de adyuvantes para permitir

que los hongos superen la capa gruesa de cera de las partes sumergidas de *M. aquaticum*.

NORMATIVIDAD (INTERNACIONAL O NACIONAL EN CASO DE HABERLAS)

Myriophyllum aquaticum es clasificada como una maleza invasora o nociva en por lo menos cuatro estados en los Estados Unidos. No tiene un estatus de protegida en ese país y no parece ser bien conocida en las Agencias de Manejo o de gestión, de servicios públicos y el público en general (Wagner *et al.*, 2008).

Entre las provincias y estados de los grandes lagos, *M. aquaticum* está prohibida en Illinois, Michigan y Wisconsin y regulada en Minnesota. Además, aparece como una maleza nociva para nueve estados (Alabama, Connecticut, Idaho, Maine, Massachusetts, Maryland, New Hampshire, Vermont y Washington) (IISG 2011; GLPNS 2008; WIDNR 2011). Sin leyes más estrictas que regulan venta y disposición a lo largo de toda la región, la introducción podría ocurrir a través de la eliminación de fragmentos de acuario, escape accidental de cultivo o plantación no autorizada intencional para apoyar el comercio directo.

Está catalogada como una maleza que se debe declarar prohibida en muchos países y en todo el mundo. En 1985 en Irlanda del Norte y la República de Irlanda se ha emitido a través de los poderes legislativos la ley que ya está en marcha sobre la prevención de la introducción de nuevas especies y que está indicada en la Acción 2. Aquí se manifiesta concientizar el prevenir la liberación de especies invasoras incluida en el Artículo 15 (2) de Vida Silvestre, que indica que si cualquier persona cultiva o introduce del campo a estas especies Parte II del programa 9, será sancionado.


En la República de Irlanda - bajo la sección 52 (7) de Vida Silvestre (enmienda) Act 2000 cualquier persona que cultive o extraiga estructuras como flores, raíces, semillas o esporas del ambiente natural será culpable de delito (Kelly y Maguire, 2009).

En la Acción 3 de la legislación vigente se fortalece la prohibición total de importación y posesión de *M. aquaticum*. Con este fin *M. aquaticum* se agregó a la lista 9 parte II de la orden de la vida silvestre del año 1985). El Ministro del Medio Ambiente

en la República de Irlanda tiene poder para prohibir la posesión o introducción de cualquier especie que pueda ser perjudicial para las especies nativas (Kelly y Maguire, 2009).

En Canadá y en otros lugares, se han establecido medidas cuarentenarias para tratar de minimizar el traslado del material vegetal al río y que no infeste los sistemas lacustres (Springuel y Murphy, 1991).

A continuación se muestra el análisis realizado para *Myriophyllum aquaticum*.

ANÁLISIS DE RIESGO PARA <i>Myriophyllum aquaticum</i>		
Familia: Haloragaceae, R. Br., 1814		Foto
Género: <i>Myriophyllum</i> L., 1753		
Especie: <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc., 1753		
Nombre común local: Mil hojas		
Fecha de evaluación: 22-11-18		
Evaluador: Brenda Rendón García		
Institución:		
NO.	PREGUNTA CLAVE	VALOR
PREGUNTA		
A. PREEVALUACIÓN		
1	¿Existen AR previos desarrollados bajo el mismo método, relevantes a nivel nacional?	0
2	¿El AR previo es válido aún?	0
3	¿El organismo a evaluar es claramente una entidad taxonómica única, identificable de otras entidades del mismo rango?	3
4	¿La especie cuenta con amplia información	3
5	¿La especie ha sido reportada como invasora en otros países?	3
B. RIESGO DE ESTABLECIMIENTO		
6	Estado de confinamiento	
	6.1 ¿Existen leyes o normas que regulan la introducción de las especies?	1
	6.2 No existe la suficiente información	0
7	Antecedentes de invasión	
	7.1 ¿La especie ha sido reportada como invasora en otros países?	3

	7.2 ¿La especie ha sido reportada como invasora a nivel nacional?	3
	7.3 ¿La especie ha sido reportada como invasora a nivel regional?	3
	7.4 No existe información suficiente	0
8	Procedencia de la especie	
	8.1 ¿La especie ha sido reportada como nativa?	0
	8.2 ¿La especie ha sido reportada como trasladada?	3
	8.3 ¿La especie ha sido reportada como exótica?	3
	8.4 No existe información suficiente	0
9	Uso de hábitat	
	9.1 ¿La especie se restringe a un solo tipo de hábitat?	0
	9.2 ¿La especie es generalista en el uso de hábitat, incluyendo hábitats naturales y naturales intervenidos?	3
	9.3 No existe información suficiente	0
10	Ajuste climático	
	10.1 ¿Existe similitud climática entre el área de origen y de donde se introdujo?	3
	10.2 ¿El grado de similitud climática entre el área de origen y de donde se introdujo es bajo?	0
	10.3 No existe información suficiente	0
11	Formas de vida	
	11.1 Enraizadas	0
	11.2 No enraizadas	3
12	Tipo de Reproducción	
	12.1 Sexual	0
	12.2 Asexual	3
13	Frecuencia reproductiva	
	13.1 ¿La especie puede reproducirse tres o más veces al año?	3
	13.2 ¿La especie puede reproducirse dos veces al año?	0
	13.3 ¿La especie puede reproducirse una vez al año?	0
14	Supervivencia	
	14.1 Alto	3
	14.2 Bajo	0
	14.3 No existe información	0
15	Vías de dispersión	
	15.1 ¿Las especies son dispersadas intencionalmente por el ser humano por tener un valor comercial?	2

	15.2 ¿Las especies dispersada accidentalmente?	2
	15.3 ¿La especies es dispersada de forma natural?	3
	15.4 No existe información	
C. IMPACTO		
16	Impacto potencial sobre el espacio de las especies nativas	
	16.1 ¿Existe una alta probabilidad de que la especie pueda competir con otras especies nativas por recursos?	3
	16.2 ¿No existe la probabilidad de que la especie pueda competir con otras especies nativas por recursos?	0
17	Impacto potencial sobre las especies nativas: riesgo de hibridación	
	17.1 ¿Existen especies nativas del mismo género o relacionadas genéticamente que puedan hibridizar con la especie exótica o traslocada?	0
	17.2 ¿No hay especies nativas del mismo género o relacionadas filogenéticamente que puedan hibridizar con la especie exótica o traslocada?	0
	17.3 ¿No existe información?	0
18	Impacto potencial sobre los hábitats o ecosistemas importantes para la conservación	
	18.1 ¿Existe un alto potencial de que la especie pueda modificar la estructura o funcionalidad de los hábitats o ecosistemas en donde se encuentra?	3
	18.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura o funcionalidad de los hábitats o ecosistemas en donde se encuentra?	0
	18.3 No existe información	0
19	Impacto potencial sobre recursos de importancia económica	
	19.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie tenga un impacto negativo sobre actividades económicas?	3
	19.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie tenga un impacto negativo sobre actividades económicas?	0
	19.3 No existe información	0
20	Impacto potencial sobre infraestructura	
	20. 1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda	3

	modificar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas donde se encuentra?	
	20.2 ¿No existe la probabilidad de que la especie pueda modificar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas donde se encuentra?	0
	20.3 No se tiene información sobre impactos en infraestructura de los ecosistemas	0
21	Impacto potencial sobre sitios turísticos	
	21.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?	3
	21.2 ¿Existe moderada probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?	0
	21.3 ¿Existe baja probabilidad de que la especie pueda colonizar ecosistemas de valor para la conservación?	0
	21.4 No se tiene información sobre impactos en áreas de valor para la conservación?	0
22	Impacto potencial a la salud humana	
	22.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie pueda ser vector de enfermedades, plagas, parásitos, etc.?	3
	22.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que la especie pueda ser vector de enfermedades, plagas, parásitos, etc.?	0
	22.4 No existe información	0
23	Impacto potencial social o cultural	
	23.1 ¿Existe alta probabilidad de que la especie afecte negativamente los hábitos socioculturales del ser humano donde se encuentre presente?	0
	23.2 ¿No existe la probabilidad de que la especie afecte negativamente los hábitos socioculturales de ser humano donde se encuentre presente?	0
	23.3 No existe información	0
D. MANEJO		
24	Medidas de control existentes a nivel nacional o internacional	
	24.1 No existen medidas de control de ningún tipo	0
	24.2 Existe solo una medida de control en el país	0

	24.3 Se conocen medidas de control para especies similares dentro del mismo grupo taxonómico	2
	24.4 Existen varias medidas de control aplicables	0
	24.5 No hay información sobre las medidas de control	0
25	Efectividad de las medidas de control	
	25.1 Las medidas de control tomadas en otras áreas no han sido efectivas	0
	25.2 Las medidas de control en otras áreas han sido efectivas	0
	25.3 No existe información	0
26	Impacto potencial del manejo sobre la biodiversidad nativa	
	26.1 ¿Existe probabilidad de que las medidas de control impacten negativamente sobre las especies nativas?	2
	26.2 ¿No es probable que las medidas de control impacten negativamente sobre las especies nativas?	0
	26.3 No existe información?	0
27	Impacto potencial del manejo sobre áreas protegidas	
	27.1 ¿Existe probabilidad de que las medidas de manejo afecten negativamente a las áreas protegidas donde se encuentran las especies?	2
	27.2 ¿Existe baja o ninguna probabilidad de que las medidas de manejo afecten negativamente a las áreas protegidas donde se encuentran las especies?	0
	27.3 No existe información	0
28	Legislación: capacidad de implementación	
	28.1 El país o región de análisis no tiene regulación específica para garantizar las medidas de control	0
	28.2 El país o región de análisis tiene la capacidad de garantizar las medidas de control	3
29	Costos de implementación de las medidas de control	
	29.1 Los costos e implementación de las medidas de control son muy elevados	3
	29.2 Los costos e implementación de las medidas de control son moderados	0
	29.3 Los costos e implementación de las medidas de control son muy bajos	0
	29.4 No existe información sobre los costos de las	0

medidas de control		
30	Impacto potencial socioeconómico de las medidas y técnicas de manejo	
	30.1 ¿Existe un gran impacto en el costo de las medidas y técnicas de manejo?	3
	30.2 ¿No existe impacto en el costo de las medidas y técnicas de manejo?	0
	30.3 No existe información	0

El análisis de riesgo realizado para *Myriophyllum demersum* dio como resultado un nivel alto de riesgo es decir se que se encuentra catalogada como una especie potencialmente invasora como se muestra en la tabla 5.

Tabla 5. Resultados del análisis de riesgo de *Myriophyllum aquaticum*.

Puntaje	RIESGO	INTRODUCCIÓN/PRESENCIA	RESPUESTA
60-100	Alto	Potencialmente invasora	82%
30-59	Medio	Requiere análisis detallado	
1-29	Bajo	Especie con bajo riesgo	

LITERATURA CITADA

- Aiken, S. G.** 1981. A conspectus of *Myriophyllum* (Haloragaceae) in North América. *Brittonia*. 33: 57- 69.
- Anderson, L. W. J.** 1993. Aquatic weed problems and management in the western United States and Canada. Chapter 19a 2nd Edition. *In: Pieterse, A. H. & Murphy, K. J.* (Eds.). Oxford Scientific Press, Oxford, U.K. *Aquatic Weeds*. 371-391.
- Armellina, A. A. D., Bezic, C. R. & Gajardo, O. A.** 1999. Submerged macrophyte control with herbivorous fish in irrigation channels of semiarid Argentina. *Hydrobiologia*. 415: 265-269.
- Arocena, R. & Mazzeo, N.** 1994. Aquatic macrophytes from an urban creek in Uruguay and their relationship with water quality. *Revista de Biología. Trop.* 42(3): 723-728.
- Banfield, S.** 2008. Aquatic Vegetation Management Plan 2008-2012: Meserve Lake, Steuben County. <http://www.aquaticenhancement.com/AES%20documents/Meserve%202008%20final3.pdf>. Acceso 13 de Septiembre 2011.
- Bank-Signon, I. & Patzke, E.** 1988. *Myriophyllum aquaticum* (Velloso) Verdcourt in the "Blue Lake" (TK 5204/4) at Langenbroich, Rhineland. *Decheniana*. 141: 108-109.
- Barko, J. W. & Smart, R. M.** 1981. Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquatic Botany*. 10(4): 339-352.
- Barreto, R., Charudattan, R., Pomella, A. & Hanada, R.** 2000. Biological control of neotropical aquatic weeds with fungi. *Crop Protection*. 19(8-10): 697-703.
- Base de Datos Global de Especies Invasoras (BDGEI).** 2016. Especie perfil: *Myriophyllum aquaticum*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=401>. Descargado 25-11-2016.
- Bernhardt, E. A. & Duniway J. M.** 1984. Endemic diseases of aquatic weeds in California. *Phytopathology*. 72: 986.
- Bini, L. M., Thomaz, S. M., Murphy, K. J. & Camargo A. F. M.** 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu

- Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*. 147-154.
- Blackburn, R. D. & Weldon, L. W.** 1963. Suggested control measures of common aquatic weeds of Florida. *Hyacinth Control Journal*. 2: 2-5.
- Bonilla-Barbosa, J. R.** 1992. Flora y vegetación acuática vascular de las lagunas de Zempoala, Morelos, México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 134 p.
- Bonilla-Barbosa, J. R.** 1994. Aquatic ornamental plants in the state of Morelos, México. Plantas acuáticas ornamentales del estado de Morelos, México. *Chapingo*. 1(1). 79-83.
- Bonilla-Barbosa, J. y Novelo, A.** 1995. Manual de identificación de plantas acuáticas del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México. Cuadernos 26, Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 168 p.
- Bonilla-Barbosa, J. R. & Santamaría, B.** 2013. Plantas acuáticas exóticas y trasladadas invasoras. *En: Mendoza, R. y Koleff, P. (Coords.). Especies acuáticas invasoras en México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, (CONABIO), México. pp. 223-247.
- Bossard, C. C., Randall, J. M. & Hoshovsky, M. C.** 2000. Invasive plants of California's wildlands. Berkeley, California, USA: University Of California Press.
- Braddock, W. B.** 1966. Weed control problems in the East Volusia Mosquito Control District. *Hyacinth Control*. 5: 31.
- Caffrey, J.** 2006. Non-native freshwater plants in Ireland. In: *ICAIS 14th International Conference on Aquatic Invasive Species*. May 14-19. Key Biscayne. FL, USA.
- Capers, R. S., Bugbee, G. J., Selsky, R. & White, J. C.** 2005. A guide to invasive aquatic plants in Connecticut. A guide to invasive aquatic plants in Connecticut. The Connecticut Agricultural Experiment. Station Bulletin 997. 28 p.
- Catarino, L., Moreira, I., Ferreira, T. & Duarte, M. C.** 2001. Plantas acuáticas: infestantes de valas e canais. Lisboa, Portugal: ISA Press, Instituto Superior de Agronomía. Portugal.
- Centre for Agricultural Biocience International (CABI).** 2016. *Myriophyllum*

- aquaticum*. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/34939>. Consultado 25 Noviembre 2016.
- Council of Heads of Australian Herbaria (CHAH).** 2005. Australian plant census. Council of Heads of Australasian Herbaria. <http://www.chah.gov.au/chah/apc/index.html>.
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J. & Thomaz, S. M.** 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*. 595: 9-26.
- Champion, P. D. & Clayton, J. S.** 2003. The evaluation and management of aquatic weeds in New Zealand. In: *Plant invasions: ecological threats and management solutions*. Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers. pp. 429-434.
- Chicken, E.** 1977. *Myriophyllum aquaticum* (Velloso) Verdc. (*M. brasiliense* Camb.) Britain. *Watsonia*. 11(4): 375-376.
- Chikwenhere, G. P.** 1994. Biological control of water lettuce in various impoundments of Zimbabwe. *Journal of Aquatic Plant Management*. 32: 27-29.
- Chikwenhere, G. P.** 2001. Current strategies for the management of water hyacinth on the Manyame River System in Zimbabwe. Biological and integrated control of water hyacinth: *Eichhornia crassipes*. In: *Proceedings of the Second Meeting of the Global Working Group for the Biological and Integrated Control of Water Hyacinth*, Beijing, China. 9-12 October 2000. pp. 105-108.
- Child, S.** 1992. Judiciary action for the control of aquatic weeds in Botswana. Southern African Regional Commission for the Conservation and Utilization of the Soil. In: *17th Regular Meeting of the Sub-Committee for Aquatic Weeds, Pretoria, Dept. of Water Affairs*, Botswana, South Africa.
- Cilliers, C. J.** 1999. *Lysathia* n. sp. (Coleoptera: Chrysomelidae), a host-specific beetle for the control of the aquatic weed *Myriophyllum aquaticum* (Haloragaceae) in South Africa. *Hydrobiologia*. 415: 271-276.
- Claps, M. C.** 1991. Phytomicrofauna of pampasic lotic environments (Argentina). *Hydrobiologia*. 220: 137-145.
- Clarke, S. & Newman, J. R.** 2002. Assessment of alien invasive aquatic weeds in the

- UK. In: *13th Australian Weeds Conference: weeds "threats now and forever"*, Sheraton Perth Hotel, Perth, Western Australia, 8-13 September 2002: papers and proceedings. Victoria Park, Australia: Plant Protection Society of Western Australia Inc. 142-145.
- Cook, C. D. K.** 1990. *Aquatic Plant Book*. The Hague, The Netherlands: SPB Academic. 228 p.
- Cook, C. D. K.** 2004. *Aquatic and wetland plants of Southern Africa*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
- Cook, C. D. K. & Urmi-König, K.** 1984. A revision of the genus *Egeria densa* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany*. 19: 73-96.
- Costa, J. C., Capelo, J., Santo, M. D. E., Lousã, M., Monteiro, A., Mesquita, S., Vasconcelos, M. T. & Moreira, I.** 1999. Plant communities of the lagoons of the Portuguese Coastal Superdistrict -a multivariate approach. *Hydrobiologia*. 228: 67-75.
- Dawson, F. H.** 1993. Comparison of the rates of naturalization of the invasive alien aquatics, *Crassula helmsii* and *Myriophyllum aquaticum*. *BSBI News*. 63: 47-48.
- Dutartre, A.** 2003. Recent evolutions of the aquatic plant communities of the lakes and ponds in the Landes (France). In: *Actes European Symposium Management and Conservation of Lake Littoral Vegetation*. 23-25 October 2002. Le Bourget-Du-Lac, Savoie, France. pp. 59-79.
- Electoral Commission of Zambia (ECZ).** 2004. Implementation of invasive plant prevention and control programmes in Lusaka, Zambia: Environmental Council of Zambia, (Report submitted to the CAB International Africa Regional Centre under the PDF-B phase of the UNEP/GEF Project: Removing Barriers to Invasive Plant Management in Africa).
- Elakovich, S. D. & Woofen, J. W.** 1989. Allelopathic potential of sixteen aquatic and wetland plants. *Journal of Aquatic Plant Management*. 27: 78-84.
- European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO).** 2004. *Myriophyllum aquaticum*. EPPO data sheet on Invasive Plants *Myriophyllum aquaticum*. http://www.eppo.int/QUARANTINE/Pest_Risk_Analysis/PRAdocs_plants/draft

ds/05-11833_20DS20Myriophyllum20aquaticum.doc. [Consultado 28 de Julio de 2016].

European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO). 2011.

EPPO Reporting Service. EPPO Reporting Service. Paris, France: EPPO.
<http://archives.eppo.org>

[/EPPOReporting/Reporting_Archives.htm](http://archives.eppo.org/EPPOReporting/Reporting_Archives.htm).

European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO). 2014. PQR

database. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization.
<http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm>

Ferreira, M. T. & Moreira, I. S. 1995. The invasive component of a river flora under the influence of Mediterranean agricultural systems. Plant invasions: general aspects and special problems. Workshop held at Kostelec nad Cernymi lesy, Czech Republic, 16-19 September 1993. pp. 117- 127.

Ferreira, M. T. & Moreira, I. S. 1999. River plants from an Iberian basin and environmental factors influencing their distribution. *Hydrobiologia*. 228: 101-107.

Ferreira, T. & Moreira, I. 1990. Weed evolution and ecology in drainage canals of central Portugal. In: *Proceedings of the 8th international symposium on aquatic weeds*, Uppsala, Sweden, 13-17 August 1990. 97-102.

Fernández, O. A., Sutton, D. L., Lallana, V. H., Sabbatini, M. R. & Irigoyen, J. H. 1993. Aquatic weed problems and management in South and Central America. In: **Pieterse, A. H. & Murphy, K. J.** (Eds.). *The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Aquatic weeds*. Oxford University Press, Oxford, U.K. pp. 406-425.

Foloni, L. L. & Pitelli, R. A. 2005. Assessment of sensitivity of several aquatic weeds to carfentrazone-ethyl under controlled environment. *Planta Daninha*. 23(2): 329-334.

Foxcroft, L. C. & Richardson, D. M. 2003. Managing alien plant invasions in the Kruger National Park, South Africa. In: *Plant invasions: ecological threats and management solutions*. Leiden, Netherlands. Backhuys Publishers. 385-403.

Gassmann, A., Cock, M. J. W., Shaw, R. & Evans, H. C. 2006. The potential for biological control of invasive alien aquatic weeds in Europe: a review. In: *11th*

- International Symposium on Aquatic Weeds 'Macrophytes in Aquatic Ecosystems: From Biology to Management'*, Moliets et Maâ, France, 2002. *Hydrobiologia*. 570: 217-222.
- Generalitat Valenciana.** 2015. Actuaciones de Control de Especies Invasoras. Memoria Anual 2014. Informe técnico 02/2015. Valencia, España. 37 p.
- Glomski, L. A. M., Poovey, A. G. & Getsinger, K. D.** 2006. Effect of carfentrazone-ethyl on three aquatic macrophytes. *Journal of Aquatic Plant Management*. 44: 67-69.
- Gray, C. J., Madsen, J. D., Wersal, R. M. & Getsinger, K. D.** 2007. Eurasian watermilfoil and parrotfeather control using carfentrazone-ethyl. *Journal of Aquatic Plant Management*. 45: 43-46.
- Great Lakes Panel on Aquatic Nuisance Species (GLPANS).** 2008. Prohibited species in the Great Lakes Region. Disponible en: <http://glc.org/projects/invasive/panel/> [Consultado 22 de julio de 2016].
- Gregory, P.** 2003. Attack of the aliens (aquatic invasive plants that is). Watch out some plants are more than just another pretty face. *Aquatic Gardener*. 16(4): 29-34.
- Grime, J. P.** 1980. Plant strategies and vegetation processes. *Journal of Ecology*. 68(2): 704-706.
- Gujarathi, N. P., Haney, B. J. & Linden, J. C.** 2005. Phytoremediation potential of *Myriophyllum aquaticum* and *Pistia stratiotes* to modify antibiotic growth promoters, tetracycline, and oxytetracycline, in aqueous wastewater systems. *Int. J. Phytoremediation*. 7: 99-112.
- Gunasekera, L.** 2001. Parrot's feather: emerging aquatic weed in Northern Victoria. *Under Control*. 18: 13.
- Gunasekera, L., Krake, K. & Pigott, P.** 2002. New aquatic weed threats in northern Victoria. In: Jacob H. S., Dodd, J. & Moore, J. H. *13th Australian Weeds Conference: weeds "threats now and forever?"*, Sheraton Perth Hotel, Perth, Western Australia, 8-13 September 2002: papers and proceedings Victoria Park, Australia: Plant Protection Society of Western Australia Inc. pp. 124-125.
- Habeck, D. H.** 1974. Caterpillars of *Parapoynx* in relation to aquatic plants in Florida. *Hyacinth Control Journal*. 12: 15-18.

- Habeck, D. H. & Wilkerson, R.** 1980. The life cycle of *Lysathia ludoviciana* (Fall) (Coleoptera: Chrysomelidae) on parrotfeather, *Myriophyllum aquaticum* (Velloso) Verdc. *Coleopterists Bulletin*. 34(2): 167-170.
- Haller, W. T., Gettys, L. & Ketterer, E.** 2006. Feeding preference and consumption rates of aquatic vegetation by the channeled apple snail. *In: ICAIS 14th Internat. Conf. Aquat. Invasive Species*, May 14-19, Key Biscayne, FL.76.
- Haller, W. T., Sutton, D. L. & Barlow, W. C.** 1974. Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. *Ecology*. 55: 891-894.
- Harguinteguy, C. A., Scheriber, R. & Pignata, M. L.** 2013. *Myriophyllum aquaticum* as a biomonitor of water heavy metal input related to agricultural activities in the Xanaes River (Cordoba, Argentina). *Ecological Indicators*. 27: 8-16.
- Henderson, L. & Cilliers, C. J.** 2002. Invasive Aquatic Plants. Plant Protection Research Institute, Pretoria, South Africa, Handbook. 16: 88.
- Hofstra, D. E., Champion, P. D. & Dugdale, T. M.** 2006. Herbicide trials for the control of parrotsfeather. *Journal of Aquatic Plant Management*. 44: 13-18.
- Holm, L. G., Pancho, J. V., Herberger, J. P. & Plucknett, D. L.** 1991. A Geographical Atlas of World Weeds. New York, USA: John Wiley and Sons.
- Hussner, A. & Lösch, R.** 2005. Alien aquatic plants in a thermally abnormal river and their assembly to neophyte-dominated macrophyte stands. *Limnologia*. 35: 18-30.
- Hussner, A., Meyer, C. & Busch, J.** 2009. The influence of water level and nutrient availability on growth and root system development of *Myriophyllum aquaticum*. *Weed Research*. 49: 73-80.
- 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: 321-331. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-013-1757-5>.
- IFAS Center for Aquatic and Invasive Plants.** 2016 *Myriophyllum aquaticum*, University of Florida/
<http://www.maine.gov/dep/water/invasives/parrotfeather.html>.
- Illinois-Indiana Sea Grant (IISG).** 2011. Sea Grant Database of Aquatic Species

Regulations.

<http://www.iiseagrant.org/speciesregs/index1.asp?commonName=parrot%27s+feather>. [Consultado: 21 de Julio de 2016].

Jacot-Guillarmod, A. 1977. *Myriophyllum*, an increasing water weed menace for South Africa. *South African Journal Science*. 73: 89-90.

Jeanes, J. A. 1996. Page on *Myriophyllum aquaticum*. In: Flora of Victoria, 3. Melbourne, Australia: Inkata Press. 900 p.

Joyner, B. G. & Freeman, T. E. 1973. Pathogenicity of *Rhizoctonia solani* to aquatic plants. *Phytopathol.* 63: 681-685.

Kadono, Y. 2004. Alien Aquatic Plants Naturalized in Japan: History and Present Status. *Global Environmental Research*. 8(2): 163-169.

Kay, S. H. & Hoyle, S. T. 2001. Mail order, the Internet, and invasive aquatic weeds. *Journal of Aquatic Plant Management*. 39: 88-91.

Kelly, J. & Maguire, C. M. 2009. Parrots feather (*Myriophyllum aquaticum*). Invasive Species Action Plan. Prepared for NIEA and NPWS as part of Invasive Species Ireland. Disponible en: http://invasivespeciesireland.com/wp-content/uploads/2010/10/Myriophyllum_aquaticum_ISAP.pdf [Consultado: 30 de julio de 2016].

Kendig, A. & Defelice, M. 1993. Aquatic weed control in Missouri. Aquatic weed control in Missouri. Univ. Missouri Columbia, Cooperative Extension Serv.

Kissman, K. G. & Groth, D. 1995. Plantas Infestantes e Nocivas: Tomo III. Sao Paulo, Brazil: BASF S.A., Publ. 683 p.

Kley, J. E. & Hine, D. N. 1998. The wetland vegetation of Caddo Lake. *Texas Journal of Science*. 50(4): 267-290.

Les, D. H. & Mehrhoff, L. J. 1999. Introduction of nonindigenous aquatic vascular plants in Southern New England: a historical perspective. *Biological Invasions*. 1(2-3): 281-300.

Li, Z-Y. & Hsieh, C-F. 1996. New materials of the genus *Myriophyllum* L. (Haloragaceae) in Taiwan. *Taiwania*. 41(4): 322-328.

- Lorenzi, H.** 1982. Weeds of Brazil, terrestrial and aquatic, parasitic, poisonous and medicinal. Nova Odessa, Brazil: H. Lorenzi. 425 p.
- Lorenzi, H. J. & Jeffery, L. S.** 1987. Weeds of the United States and their control. New York, USA; Van Nostrand Reinhold Co. Ltd. 355 p.
- Lot, A. & Novelo, A.** 2004. Iconografía y estudio de plantas acuáticas de la Ciudad de México y sus alrededores. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 206 p.
- Mabulu, L. Y.** 2005. *Myriophyllum aquaticum* (aquatic plant). Global Invasive Species Database.
<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=401&fr=1&sts=sss&lang=EN>
- Maltchik, L., Oliveira, G. R., Rolon A. S. & Stenert C.** 2005. Diversity and stability of aquatic macrophyte community in three shallow lakes associated to a floodplain system in the South of Brazil. *Interciencia*. 30(3): 166-170.
- Maine, M. A., Panigatti, M. C. & Pizzaro, M. J.** 1998. Role of macrophytes in phosphorus removal in Parana Medio wetlands. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 45(1): 23-24.
- Mareš, L.** 1999. *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.
<http://www.biolib.cz/en/image/id70937/>.
- Martínez, J. M.** 2016. Monitoreo de las plantas acuáticas exóticas invasoras en cuerpos de aguas seleccionados en México. Primer Reporte trimestral 2016 de las actividades presentado a la CONABIO y a PNUD en el marco d del proyecto GEF "Aumentar las Capacidades de México para el Manejo de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) a través de la Implementación de la Estrategia Nacional de EEI", IMTA, Morelos, México.
- Maskell, L. C., Bullock, J. M., Smart, S. M., Thompson, K. & Hulme, P. E.** 2006. The distribution and habitat associations of non-native plant species in urban riparian habitats. *Vegetation Science*. 17(4): 499-508.
- McCann, J. A., Arkin, L. N. & Williams, J. D.** 1996. Nonindigenous aquatic and selected terrestrial species of Florida: status, pathway and time of introduction,

present distribution, and significant ecological and economic effects. Nonindigenous aquatic and selected terrestrial species of Florida: status, pathway and time of introduction, present distribution, and significant ecological and economic effects. University of Florida, Center for Aquatic Plants, unpaginated.

- McFarland, D. G., Nelson, L. S., Grodowitz, M. J., Smart, R. M. & Owens, C. S.** 2004. *Salvinia molesta* D. Mitchell (Giant Salvinia) in the United States: A review of species ecology and approaches to management. Final Report. Vicksburg, Mississippi: US Army Corps of Engineer. Engineer Research and Development Center. 35 p.
- Meacham, P.** 2001. Washington State aquatic nuisance species management plan. Washington Department of Fish and Wildlife for the Washington Aquatic Nuisance Species Coordinating Committee. WDFW 517.
- Medina, V. F., Larson, S. L., Bergstedt, A. E. & McCutcheon, S. C.** 2000. Phyto-removal of trinitrotoluene from water with batch kinetic studies. *Water Resources*. 34(10): 2713-2722.
- Mereles, F. & Degen, R.** 1993. *Haloragaceae*. In: **Spichiger, R. & Ramella, L.** (Eds.). Flora de Paraguay. Conservatoire Jardin Botaniques, Ville De Genève, Missouri Botanical Garden. 19: 1- 14.
- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio ambiente (MAPAMA).** 2013. Catálogo español de especies exóticas invasoras. http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/myriophyllum_aquaticum_2013_tcm7-307076.pdf. Consultado 25- 11-2016.
- Mitchell, D. S.** 1985. African aquatic weeds and their management. The Ecology and Management of African Wetland Vegetation. Dordrecht, Netherlands: W. Junk. pp. 177-202.
- Mitchell, D. S., Pieterse, A. H. & Murphy, K. J.** 1993. Aquatic weed problems and management in Africa. In: **Pieterse, A. H. & Murphy, K. J.** (Eds.). *Aquatic Weeds*. Oxford, UK: Oxford University Press. pp. 341-354.
- Mixon, W. W.** 1974. Hydout, an improved formulation for aquatic weed control. In:

- Proceedings 27th Annual Meeting Southern Weed Science Society*. 27: 307-309.
- Montanari, S.** 2016. *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. Forum Acta Plantarum. <http://www.actaplantarum.org/floraitaliae/viewtopic.php?t=87547>.
- Monteiro, A. & Moriera, I.** 1990. Chemical control of parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*). In: *Proceedings of the 8th international symposium on aquatic weeds*, Uppsala, Sweden, 13-17 August 1990. pp. 163-164.
- Moreira, I., Monteiro, A. & Ferreira, T.** 1999. Biology and control of parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*) in Portugal. *Ecol. Env. and Cons.* 5(3): 171-179.
- Muranaka, T., Ishii, J., Miyawaki, S. & Washitani, I.** 2005. Vascular plants to be designated as Invasive Alien Species according to the Invasive Alien Species Act of Japan. *Conservation Ecology*. 10(1): 19-33.
- Murphy, K. J.** 1995. Aquatic Weeds. In: **Nierenberg, W. A.** (Ed.). *Encyclopedia of Environmental Biology*: San Diego, USA: Academic Press. 1: 71-80.
- Murphy, K. J., Dickinson, G., Thomaz, S. M., Bini, L. M., Dick, K., Greaves, K., Kennedy, M. P., Livingstone, S., McFerran, H., Milne, J. M., Oldroyd, J. & Wingfield, R. A.** 2003. Aquatic plant communities and predictors of diversity in a sub-tropical river floodplain: the upper Rio Paraná, Brazil. *Aquatic Botany*. 77(4): 257-276.
- Muyt, A.** 2001. Bush invaders of South-East Australia: a guide to the identification and control of environmental weeds found in South-East Australia. Meredith, Australia. XVI. 304.
- Negrisoli, E., Tofoli, G. R., Velini, E. D., Martins, D. & Cavenaghi, A. L.** 2003. Chemical control of *Myriophyllum aquaticum*. *Planta Daninha*. 21: 89-92.
- B. W., Schonegevel, L., Henderson, L. & Naser, S.** 2004. A proposed classification of invasive alien plant species in South Africa: towards prioritizing species and areas for management action. *South African Science*. 100(1-2): 53-64.
- Nelson, E. N. & Couch, R. W.** 1983a. History of the introduction and distribution of *Myriophyllum aquaticum* in North America. In: Proc. First International Symp. Watermilfoil & Related Haloragaceae Species, 23-24 July 1985, Vancouver, BC,

- Canada. Vicksburg, Mississippi. *Aquatic Plant Management Society*. pp. 19-26.
- Nelson, E. N. & Couch, R. W.** 1983b. *Myriophyllum* in Oklahoma, USA. *Proc. Okla. Acad. Sci.* 63: 103-104.
- Neyland, R.** 2007. The effects of Hurricane Rita on the aquatic vascular flora in a large fresh-water marsh in Cameron Parish, Louisiana. *Castanea*. 72(1): 1-7.
- Núñez, C. O., Cantero, J. J. & Petryna, L.** 1998. Hydrophytes from the south of the Province of Cordoba. *Rev. Universidad Nacional de Rio Cuarto*. 18(1): 37-82.
- Nwoko, C. O.** 2010. Trends in phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *African Journal of Biotechnology*. 9(37): 6010-6016.
- Olckers, T.** 2004. Targeting emerging weeds for biological control in South Africa: the benefits of halting the spread of alien plants at an early stage of their invasion. *South African Journal of Science*. 100(1-2): 64-68.
- Orchard, A. E.** 1981. A revision of South American *Myriophyllum* (Haloragaceae) and its repercussions on some Australian and North American species. *Brunonia*. 4: 27-65.
- Orchard, A. E.** 1987. Page on *Myriophyllum aquaticum*. *In: Flora of the Perth Region*. pp. 363-364.
- Orr, B. K. & Resh, V. H.** 1992. Influence of *Myriophyllum aquaticum* cover on *Anopheles* mosquito abundance, oviposition, and larval microhabitat. *Oecologia*. 90: 474-482.
- Owens, C. S., Grodowitz, M. J. & Nibling, F.** 2004. What we did on our summer vacation: a survey of invasive aquatic plants on the Lower Rio Grande. *In: Aquatic Plant Manage. Soc., 44th Annual Meeting Program, Tampa, FL*. 30-31.
- Parker, J. D., Caudill, C. C. & Hay, M. E.** 2007. Beaver herbivory on aquatic plants. *Oecologia*. 151 (4): 616-625.
- Parsons, J.** 1996. Non-native aquatic plants in Washington state. *In: Symposium on Non-Indigenous Species in Western Aquatic Ecosystems, 15th Ann. Meeting Western Aquatic Plant Manage. Soc., North Am. Lake Manage. Soc. Regional Meeting, Portland State Univ. Lakes and Reservoirs Program*. 96(8): 55-59.
- Parsons, J., Fullerton, A. & Marx, G.** 2002. Washington State Dept. Ecology, Environmental Aquatic Plants, Technical Assistance Program, Report. No. 03-03-

033. <http://www.ecy.wa.gov/biblio/0303033.html>.

- Patterson, G. G. & Davis, B. A.** 1991. Distribution of aquatic macrophytes in 15 lakes and streams in South Carolina, 1985. Columbia, USA: South Carolina Aquatic Plant Manage. Council, South Carolina Water Resources. Commission. US Geological Survey, Water-Resources Investigations Report. 5: 89-4132.
- Peltre, M. C., Dutartre, A., Barbe, J., Haury, J., Muller, S. & Ollivier, M.** 2002. Aquatic plant proliferations in France: biological and ecological features of the main species and favourable environments. Impact on ecosystems and interest for plant management. *Bull. Fr. Peche. Piscic.* 366: 259-280.
- Peltre, M. C. & Muller, S.** 2002. Distribution of spreading aquatic plants on the French hydrographic system in 2000. *In: Proc. 11th EWRS (Euro. Weed Res. Soc.) Intl. Symp. Aquatic Weeds*, Sept. 2-6, Moliets et Maa, France. 427-430.
- Perkins, K., Sytsma, M. D. & Wagner, D.** 1995. Aquatic plant management in Oregon. *In: Abstracts, 35th Annual Meeting, Aquatic Plant Manage. Soc.*, 9-12 July 1995, Bellevue, WA. 8-9.
- Pine, R. T. & Anderson, L. W. J.** 1991. Plant preferences of triploid grass carp. *Journal of Aquatic Plant Management.* 29: 80-82.
- Pitelli, R. A., Nachtigal, G. F., Pereira, A. M., Borsari, R. & Vierira, E.** 2000. Macrophytes population changes in Santana Reservoir, Rio de Janeiro, Brazil: five years of history. *Aquatic Plant Management Society. Fortieth Annual Meeting.* July 16-20. San Diego, California, USA.
- Richardson, R. J., Roten, A. M., West, S., True, L. & Gardner, A. P.** 2008. Response of selected aquatic invasive weeds to flumioxazin and carfentrazone-ethyl. *Journal of Aquatic Plant Management* 46: 154-158.
- Ritter, N. P. & Crow, G. E.** 1999. First record of *Myriophyllum aquaticum* (Haloragaceae) in Bolivia. (Primera documentación de *Myriophyllum aquaticum* (Haloragaceae) en Bolivia.) *Ecología en Bolivia.* 32: 37-39.
- Ramoeli, P. S.** 1995. Lesotho - country's progress report. *In: 20th Meeting SARCCUS*

- Subcommittee for Aquatic Weeds*. Sept. 24-27. Lesotho. Namibia: Ministry Of Agric. Water And Rural Development, Dept. Water Affairs.
- Randall, R. P.** 2002. A global compendium of weeds. A global compendium of weeds, XXX. 905.
- Rebillard, J. P., Dutartre, A., Fare, A. & Ferroni, J. M.** 2002. Management of the development of aquatic plants in the Adour-Garonne River Basin (South-West of France). *In: Proc. 11th EWRS (Euro. Weed Res. Soc.) Intl. Symp. Aquatic Weeds*, Sept. 2-6, Moliets et Maa, France. 307-310.
- Rejmanek, M. & Randall, J. M.** 1994. Invasive alien plants in California: 1993 summary and comparison with other areas in North America. *Madroño*. 41(3): 161-177.
- Revilla, E. P., Sastroutomo, S. S. & Rahim, M. A. A.** 1991. Survey on aquarium plants of quarantine importance and their associated nematodes. *Biotropica*. 40: 205-215.
- Ritter, N. P. & Crow, G. E.** 1999. Primera documentación de *Myriophyllum aquaticum* (Haloragaceae) en Bolivia. *Ecología en Bolivia*. 32: 37-39.
- Robinson, M.** 2002. Two firsts. *Volunteer Monitor*. 14(2): 26.
- Romero-Ortiz, L., Ramírez-Vives, F., Álvarez-Silva, C. & Miranda-Arce, M. G.** 2011. Uso de hidrófitas en un sistema anaerobio para el tratamiento de agua residual de rastro. D. F. México. *Polibotánica*. 31: 157-161.
- Roy, B., Popay, I., Champion, P., James, T. & Rahman, A.** 2004. An illustrated guide to common weeds of New Zealand. Ed. 2. Rotorua. New Zealand. New Zealand Plant Protection Society. 314.
- Sabbatini, M. R., Murphy, K. J. & Irigoyen, J. H.** 1998. Vegetation-environment relationships in irrigation channel systems of southern Argentina. *Aquatic Botany*. 60: 119-133.
- Saito, K., Matsumoto, M., Sekine, T., Murakoshi, I., Morisaki, N. & Iwasaki, S.** 1989. Inhibitory substances from *Myriophyllum brasiliense* on the growth of blue-green algae. *Natural Products*. 52(6): 1221-1226.

- Schardt, J. D. & Schmitz, D. C.** 1990. Florida aquatic plant survey. Technical report #91 GGA (Tallahassee, Florida Department of Natural Resources, Bureau of aquatic Plant.
- Schessl, M.** 1999. Floristic composition and structure of floodplain vegetation in the northern Pantanal of Mato Grosso. *Brazil. Python.* 39(2): 303-336.
- Schmidt-Mumm, U. & Posada, J. A.** 2000. Adiciones a las Haloragaceae de Colombia: *Proserpinaca palustris*. *Caldasia.* 22(1): 146-149.
- Shibayama, H.** 1988. Ecology of aquatic weeds in creeks of the paddy growing area in the lower reaches of the Chikugo river. *Bulletin of the Kyushu National Agricultural Experiment Station.* 25(1): 1- 75.
- Sidorzewicz, N. S., Sabbatini, M. R. & Irigoyen, J. H.** 2000. The spread of *Myriophyllum elatinoides* Gaudich. and *M. aquaticum* (Vell.) Verd. from stem fragments. *In: Abstracts, Third Intern. Weed Sci. Congress*, Foz Do Iguassu, Brazil, June 6-11. 224-225.
- Sikka, H. C., Lynch, R. S. & Lindenberger, M.** 1974. Uptake and metabolism of dichlobenil by emerged aquatic plants. *Agricultural and Food Chemistry.* 22(2): 230-234.
- Solarz, S. L. & Newman, R. M.** 2001. Variation in hostplant preference and performance by the milfoil weevil, *Eubrychiopsis lecontei* Dietz, exposed to native and exotic watermilfoils. *Oecologia.* 126: 66-75.
- Stanley, T. D.** 1986. Page on *Myriophyllum aquaticum*. *In: Flora of South-Eastern Queensland.* pp. 230-231.
- Stephens, K. M. & Dowling, R. M.** 2002. Wetland plants of Queensland. Collingwood, Victoria, Australia: CSIRO Publishing. 160 p.
- Steubing, L., Ramirez, C & Alberdi, M.** 1980. Energy content of water and bog plant associations in the region of Valdivia (Chile). *Vegetatio.* 43: 153-161.
- Stiers, I., Crohain, N., Josens, G. & Triest, L.** 2011. Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. *Biol. Invasions.* 13: 2715-2726.
- Sutton, D. L.** 1985. Biology and ecology of *Myriophyllum aquaticum*. *In: Anderson, L.*

- W. J.** (Ed.). Proc. 1st Int. Symp. on water milfoil (*Myriophyllum spicatum*) and related Haloragaceae species. Aquatic Plant Management Society. Vicksburg. pp. 59-71.
- Sutton, D. L & Bingham, S. W.** 1970. Uptake and translocation of 2-4-D-1-14C in parrot feather.
Weed Science. 18: 193-196.
- Sutton, D. L. & Blackburn, R. D.** 1971. Uptake of copper by parrot feather. *Weed Science*. 19: 282- 285.
- Sutton, D. L., Durham, D. A., Bingham, S. W. & Foy, C. L.** 1969. Influence of simazine on apparent photosynthesis of aquatic plants and herbicide residue removal from water. *Weed Science*. 17: 56-59.
- Sykes, W. R.** 1982. Checklist of dicotyledons naturalized in New Zealand. 12. Haloragales, Myrtales, Proteales, Theales, Violales (excluding Violaceae). New Zealand. *J. Bot.* 20: 73-80.
- Sytsma, M. D.** 1998. Overview of nonindigenous aquatic plant impacts and management in the Pacific Northwest. In: *Proc. Eighth Intern. Zebra Mussel and Aquat. Nuisance Species Conf.*, March 16- 19, 1998. CA, USA: California Sea Grant Coll. System.
- Sytsma, M. D. & Anderson, L. W. J.** 1993. Biomass, nitrogen, and phosphorus allocation in parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*). *Journal of Aquatic Plant Management*. 31: 244-248.
- Tabacchi, E. & Planty-Tabacchi, A. M.** 2002. Changes in alien and native weedy vegetation along rivers: what's new? In: *Proc. 11th EWRS (Euro. Weed Res. Soc.)*. Sept. 2-6. Moliets et Maa, France. *Intl. Symp. Aquatic Weeds*. pp. 439-442.
- Tanner, C. C.** 2000. Plant establishment and management in constructed wastewater treatment wetlands. *Water and Wastes in New Zealand*. 115: 28-33.
- Teles, A. N. & Pinto da Silva, A. R.** 1975. A "pinheirinha" (*Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., uma agressiva infestante aquática. *Agronomia Lusitania*. 36: 307-323.
- Tellman, B.** 2002. Invasive exotic species in the Sonoran Region. Tucson, AZ, USA: Univ. Arizona Press, Arizona-Sonora Desert Museum.

- Tur, N.** 2005. Haloragaceae. *En: Burkart, A. & Bacigalupo, N. M.* (Eds.). Fl. II Entre Ríos. *Colecc. Ci. Inst. Nac. Tecnol. Agropecu.* IV(13): 541-543. <http://exa.unne.edu.ar/biologia/diversidadv/documentos/ANGIOSPERMAS/Corre%20Eudicotiled%F3neas%20Basales/Haloragaceae.pdf>
- Turgut, C., Grezichen, A. & Fomin, A.** 2003. Toxicity of sulfonylurea herbicides to dicotyledonous macrophyte *Myriophyllum aquaticum* in a 14 day bioassay. *Fresenius Environmental Bulletin.* 12 (6): 619-622.
- Turner, B. L., Nichols, H., Denny, G. & Doron, O.** 2003. Atlas of the vascular plants of Texas. Vol. 1. Sida. *Botanical Miscellany.* No. 24. Brit Press, Botanical Res. Institute of Texas. 1-648.
- United States Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service (USDA- NRCS).** 2007. The Plants Database. Baton Rouge. USA: National Plant Data Center. <http://plants.usda.gov/>.
- Velde-van der, G., Nagelkerken, I., Rajagopal, S. & Bij de Vaate, A.** 2002. Invasions by alien species in inland freshwater bodies in Western Europe: the Rhine delta. *In: Invasive aquatic species of Europe-distribution. Impacts and management.* Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers. pp. 360-372.
- Verma, U. & Charudattan, R.** 1993. Host range of *Mycoleptodiscus terrestris*, a microbial herbicide candidate for Eurasian watermilfoil, *Myriophyllum spicatum*. *Biological Control.* 3(4): 271-280.
- Vogt, C. & Mereles, M. F.** 2005. Una contribución al estudio de los humedales de la cuenca del Arroyo Neembucu. Depto. Neembucu, Paraguay. *Rojasiana.* 7(1): 5-20.
- Wagner, K. J., Mitchel, D. F., Berg, J. J. & Gendron, W. C.** 2008. Milfoil ecology control and implications for drinking water supplies. Awwa Research Fondation. U.S.A. 219 p.
- Wells, R. D. S., Bannon, H. J. & Hicks, B. J.** 2003. Control of macrophytes by grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) in a Waikato drain, New Zealand. New Zealand. *Marine and Freshwater Research.* 37(1): 85-93.
- Wersal, R. M., Baker, E., Larson, J., Dettloff, K., Fusaro, A. J., Thayer, D. D. &**

Pfingsten, I.

- A. 2016. *Myriophyllum aquaticum* USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, and NOAA Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, Ann Arbor, MI.
<http://nas.er.usgs.gov/queries/GreatLakes/FactSheet.aspx?NoCache=4%2F4%2F2015+2%3A19%3A43+AM&SpeciesID=235&State=&HUCNumber=DGreatLakes>
[Consultado: 27 de Julio de 2016].
- Wersal, R. M. & Madsen, J. D.** 2007. Comparison of Imazapyr and Imazamox for Control of Parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.). *Journal of Aquatic Plant Management*. 45: 132- 136.
- Wersal, R. M. & Madsen, J. D.** 2010. Comparison of subsurface and foliar herbicide applications for control of parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*). *Invasive Plant Science and Management*. 3: 262- 267.
- Westerdahl, H. E. & Getsinger, K. D.** 1988. Aquatic Plant Identification and Herbicide Use Guide; Vol II: Aquatic Plants and Susceptibility to Herbicides. Technical Report A-88-9, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Wheeler, J. R., Marchant, N. G. & Lewington, M.** 2002. Page on *Myriophyllum aquaticum*. *Flora of the South West*. 2- 640.
- Wilson, P. G.** 1991. Page on *Myriophyllum aquaticum*. *Flora of New South Wales*. 216.
- Wisconsin Department of Natural Resources (WIDNR).** 2011. Aquatic Invasive Species Literature Review.
http://dnr.wi.gov/invasives/classification/pdfs/Myriophyllum_aquaticum.pdf.
[Consultado: 21 de julio de 2016].
- Yu, D., Wangerin, W. L., Li, Z. Y. & Funston, A. M.** 2002. Taxonomic revision of the genus *Myriophyllum* (Haloragaceae) in China. *Rhodora*. 104(920): 396-421.
- Zimmermann, H. G., Moran, V. C. & Hoffmann, J. H.** 2004. Biological control in the management of invasive alien plants in South Africa, and the role of the Working

for Water programme. South African. *Science*. 100(1-2): 34-40.

Zolczynski, J. & Jernigan, J. 2002. Giant Salvinia: a new aquatic menace in Alabama.

Outdoor Alabama. 74(3): 13-15.

11. DISCUSIÓN

El presente trabajo contribuye al conocimiento sobre las hidrófitas invasoras y al desarrollo de la matriz para la evaluación de análisis de riesgo para el caso particular del Parque Nacional Lagunas de Zempoala. Generando herramientas para la toma de decisiones sobre la priorización de especies invasoras de plantas acuáticas, debido a que no existe una estrategia simplificada para este grupo, especialmente en el territorio mexicano, incluso a nivel regional en Norteamérica, a pesar del reconocimiento de la importancia de incluir a las hidrofitas en la elaboración de lineamientos para prevenir riesgos, el desarrollo de los mismos se encuentra trabajándose (NAPPO, 2011).

En el estado de Morelos importantes ecosistemas acuáticos se encuentran infestados por hidrófitas invasoras, que no solo pone en riesgo a la diversidad especies de hidrofitas nativas, sino a los propios ecosistemas, y también a las diferentes actividades que se desarrollan alrededor de dichos sistemas acuáticos. Motivo por el que se ha realizado el estudio de caso en el lago Zempoala perteneciente al Parque Nacional Lagunas de Zempoala, el cual es un importante sistema acuático en el que se ha registrado 54 especies de hidrófitas (Bonilla-Barbosa, 1995, 40 especies de algas (Godínez-Ortega *et al.*, 2017), 23 especies de fitoplancton (García-Rodríguez y Tavera, 1998); seis clases taxonómicas, 15 órdenes, 27 familias y 34 géneros de macroinvertebrados bentónicos (Granados-Ramírez *et al.*, 2017).

Las especies de *Egeria densa*, *Cetaophyllum demersum* y *Miryophyllum acuaticum* son tres de las 12 hidrofitas registradas como invasoras en el Parque, las cuales se caracterizan por su alto grado de invasividad, debido a características intrínsecas como su reproducción vegetativa, rápido crecimiento, tolerancia a cambios en los gradientes de ph, salinidad, temperatura, luz, oxígeno disuelto, cantidad de nutrientes, turbidez y nivel de agua (Barko y Smart, 1981; Hussner *et al.*, 1985; Sutton, 1985; Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995; Johnson *et al.*, 1995; Murphy, 1995; Anderson y Hoshovsky, 2000; Su *et al.*, 2004; Mabulu, 2005; Darrin, 2009; Yarrow *et al.*, 2009; Hyldgaard y Brix, 2012). Investigaciones sobre estas tres especies han evidenciado su capacidad de invasión en cuerpos de agua en diferentes partes del mundo, incluso su comportamiento invasor se

ha registrado en su área de distribución original (Fernández *et al.*, 1993; Kissman y Groth, 1995; Perkins *et al.*, 1995; Bini *et al.*, 1999; Roberts *et al.*, 1999; Pitelli *et al.*, 2000; NIWA, 2001; Clarke y Newman, 2002; Randall, 2002; Tabacchi y Tabacchi, 2002; Champion y Clayton, 2003; Wells *et al.*, 2003; Johnson *et al.*, 2006; GISD, 2016).

Las condiciones de perturbación de la mayor parte de los cuerpos de agua del país, donde un porcentaje mayor al 70% se encuentran en algún grado de contaminación (CNDH, 2018), que en conjunto con otros factores como la sobreexplotación, crean las condiciones necesaria para el establecimiento de estos organismos. En el caso del lago Zempoala, estudios sobre parámetros físico-químicos del agua y sedimento, han demostrado las características de un sistema acuático con tendencia a la eutrofización en el que se ha observado un aumento en la poblaciones de productores primarios como el fitoplancton e hidrófitas causado por el incremento en el sedimento del lago (Díaz-Vargas *et al.*, 2005), debido al aporte de manera continua de material exógeno y de material endógeno, originado por la proliferación de vegetación acuática (Quiroz-Castelán, 2011). Además de las condiciones ambientales presentes en el lago, perturbaciones antropogénicas como el pastoreo de distintos tipos de ganado en el área pantanosa del lago, extracción de agua, presión de la actividad turística, contaminación del suelo y agua por desechos sólidos han permitido el establecimiento de especies exóticas las cuales han disminuido las poblaciones de especies acuáticas nativas (INECC, 2007; Quiroz-Castelán, 2011).

En cuanto a los análisis de riesgo para hidrófitas invasoras en Morelos éste había sido nulo, al igual que en el resto del país. Por lo que en este trabajo se ha diseñado un modelo que permitirá la evaluación de riesgo para plantas acuáticas. Para la elaboración de la matriz diseñada para el análisis de riesgo de hidrófitas invasoras se analizaron cinco metodologías que abarcan desde un enfoque general, hasta análisis de grupos taxonómicos específicos, de las cuales solo se tomaron tres de estas metodologías (Pheloung *et al.*, 1999, y Zalba y Ziller 2007), para poder elaborar las preguntas específicas del grupo de plantas acuáticas.

La etapa de diseño de preguntas y sus posibles respuestas, consistió en la selección

de criterios relacionados con el potencial de la invasión (Baptiste *et al.*, 2010 y Pheloung *et al.*, 1999). Durante este proceso fue preciso separar ideas en diferentes cuestiones e integrar preguntas relacionadas al riesgo de establecimiento, impacto y manejo de las plantas acuáticas. Es posiblemente la fase más complicada, ya que cada pregunta, especialmente conforme comienzan a evaluar, necesita tener una información comprensible e inequívoca, que permita discernir las especies invasoras de las que no lo son. Durante esta etapa, se ha tratado de superar algunas limitaciones que a nuestro criterio tenían otras herramientas publicadas en los diferentes países y que las preguntas cumplieran con los siguientes objetivos: relacionarse claramente con el potencial invasor, ser comprensibles para el evaluador, deben permitir una respuesta concreta y que fuera una pregunta aplicable para cualquier hidrófita.

Cabe resaltar que en lo referente al porcentaje que establece el nivel de riesgo en procesos de invasión de la especie, cada metodología y cada grupo define independientemente un porcentaje mínimo para aceptar la evaluación, de acuerdo con los criterios de la metodología adoptada, de la información disponible o de criterios particulares de los autores que desarrollaron la metodología. En este trabajo se proponen tres niveles que permiten catalogar las especies de acuerdo con el riesgo de invasión que representen basado en el trabajo elaborado por Zalba y Ziller 2007, como “alto” que significa que es una especie potencialmente invasora, un nivel “medio” que nos menciona que requiere mayor análisis y para un nivel “bajo” se considera a la especie que no representa ningún riesgo.

Se considera que el modelo establecido para las evaluaciones de riesgo de hidrófitas invasoras contiene una base científica, son transparentes, comparables y repetibles, está basado en datos confiables, y se llevan a cabo empleando la mejor información disponible y se consideran explícitamente la incertidumbre dentro del proceso.

Los análisis realizados para *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum* y *Myriophyllum aquaticum* presentan una estimación razonable del riesgo general, además de comunicar con eficacia el grado relativo de certidumbre que conllevan y, si procede, por lo cual es importante ofrecer recomendaciones sobre medidas de mitigación para reducir el

riesgo. La solidez de este análisis reside en la información recabada de cada una de las especies, ya que ofrece los datos necesarios para evaluar el riesgo correspondiente para cada elemento.

De acuerdo con el puntaje obtenido de las evaluaciones de riesgo de las tres especies más dañinas del lago Zempoala, refleja que *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum* y *Myriophyllum aquaticum* se encuentran dentro de rango del 60 al 100%, es decir que son potencialmente invasoras, aunque *E. densa* es la especie que presentó un nivel más alto, la cual presenta una alta capacidad de reproducción y dispersión, además de amplia capacidad de tolerancia y adaptación a diversas condiciones ambientales (Darrin, 2009). En la literatura científica se ha documentado sus diferentes impactos ecológicos, socioambientales y socioeconómicos, particularmente por el desplazamiento de vegetación nativa, interferencia con actividades productivas en los sistemas acuáticos, o incluso en la salud humana al ser reservorio de vectores de enfermedades (Bonilla-Barbosa y Novelo, 1995; Anderson, y Hoshovsky, 2000; Pennington y Sysma, 2009; Yarrow *et al.*, 2009; Alarcon-Elbal, 2013). El alto porcentaje en el nivel de potencial de invasión de *E. densa* podría depender probablemente por la cantidad de información que existe de que cada especie, en este caso para *E. densa* existen diversos estudios que nos proporcionaron la información, mientras que para *C. demersum* existen menos trabajos relacionados con esta especie. Incluso en el Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas en México, de las tres especies evaluadas en el presente análisis de riesgo, solo dispone de información para el caso de *E. densa* y *M. aquaticum* (CONABIO, 2014; CONABIO, 2015), las cuales obtuvieron el mayor porcentaje como potencialmente invasoras.

Ante estos resultados de especies con alto potencial de invasión del sistema acuático del área de estudio, es necesario la implementación de una estrategia integral, que no solo aborde medidas de manejo y prevención intrínsecamente relacionadas con dichas especies de hidrofitas exóticas, sino también medidas de manejo y administración del Lago de Zempoala, y en general todos los sistemas acuáticos en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala. Para ello es indispensable la generación actualizada de

conocimiento sobre los diferentes procesos ecológicos en el lago que permita explicar su desarrollo biológico (Díaz-Vargas *et al.*, 2005).

De manera regional, es importante la realización de inventarios florísticos en los cuerpos de agua del estado de Morelos, principalmente aquellos distribuidos en Áreas protegidas, para la identificación de especies exóticas con potencial invasor. Para lo cual es necesario la formación de recursos humanos en el área de la taxonomía de este grupo de plantas, ante un contexto de crisis de la taxonomía propiciada por la percepción entre algunos sectores científicos en que se cree que el trabajo taxonómico es solo un trabajo técnico complementario en los laboratorios, la disminución del financiamiento para la ciencia y su infravaloración de su papel en el conocimiento de la biodiversidad (Noriega *et al.*, 2015; Salazar-Vallejo *et al.*, 2017). La correcta identificación de las especies exóticas con potencial invasor es una de las herramientas básicas para la implementación de medidas de manejo y prevención. La catalogación precisa y rigurosa mediante la correcta identificación taxonómica de los organismos invasores o con potencial invasor es importante para el desarrollo de estrategias específicas que puedan ser eficaces, maximicen los recursos económicos y humanos empleados en su diseño e incluso en la creación de protocolos de monitoreo (Lyal *et al.*, 2008; Noriega *et al.*, 2015). La correcta identificación de un taxón invasor permitirá tomar decisiones la posible invasividad de otras especies relacionadas taxonómicamente o si pertenecen grupos taxonómicos (familias, géneros) con especies invasoras de alto o bajo impacto (CONABIO, 2015).

En el contexto de la política ambiental mexicana, este aspecto se vuelve un tema relevante, debido a que se han evidenciado informes sobre las especies exóticas invasoras en el territorio nacional con información inexacta y ambigua en diferentes aspectos, entre ellos el taxonómico (Ochoa-Ochoa *et al.*, 2017).

12. CONCLUSIONES

1. La metodología presentada es un primer esfuerzo de presentar una herramienta que ayude en la identificación objetiva de las especies de mayor riesgo de invasión de hidrófitas en el país (tanto introducidas como por introducir).
2. En términos generales el procedimiento de análisis de riesgo para hidrófitas invasoras es bastante simple y consiste básicamente en disponer de la matriz, poseer toda la información sobre la especie a ser analizada (información bibliográfica), contestar todas las preguntas y sumar el valor de la pregunta para obtener el resultado.
3. La metodología deberá ser actualizada con información útil y adaptada en respuesta a los cambios ambientales que indiquen una nueva dinámica en el fenómeno de las invasiones biológicas y que requieran refinar el proceso de evaluación en el futuro.
4. La información es aun relativamente escasa y se requiere redoblar los esfuerzos para tener mayor certeza en cuanto al número de especies exóticas invasoras que están establecidas en México, cuál es su distribución y cuáles son sus tamaños poblacionales, entre otras preguntas de gran relevancia.
5. Se requiere realizar estudios específicos sobre la biología y ecología de las especies, para poder obtener un óptimo resultado en la evaluación de riesgos.
6. Es importante crear una red para la evaluación de análisis de riesgo para hidrófitas invasoras con la colaboración de científicos, autoridades de diversas instituciones gubernamentales y organizaciones de la sociedad civil, que permita perfeccionar el esfuerzo invertido en la investigación, así como asumir un compromiso por parte de todas las autoridades competentes, y promover la participación de la sociedad.
7. También es necesario desarrollar herramientas informáticas que faciliten una participación amplia en la detección temprana. Se deberá contar con guías

regionales de especies y con los mecanismos de control y verificación de la información, que pueda ser accesible por medios electrónicos, aplicaciones en teléfonos y redes sociales, como ya sucede en otros países.

8. Es necesario tener en cuenta que es necesario evaluar más a fondo los impactos de las plantas invasoras sobre los ecosistemas, la estructura de las especies nativas, la economía y aspectos culturales. Esto implica inicialmente generar planes de manejo o control para cada una de las especies con Riesgo de Invasión Alto, con el fin de controlar su dispersión e invasión en ecosistemas naturales y seminaturales.
9. Es indispensable aplicar este tipo de herramientas para apoyar y sustentar la toma de decisiones relacionadas con los impactos de estas especies a la biodiversidad.
10. Ante los efectos de factores antropogénicos sobre la biodiversidad, como el cambio de uso de suelo, sobreexplotación, contaminación y el caso particular del cambio climático, que se presenta como un factor importante a considerar para tomar decisiones a escala mundial en cuanto a la conservación de la biodiversidad, debido a que genera cambios en su composición, estructura y función a distintas escalas temporales y espaciales. Mención especial requieren las especies invasoras, las cuales se erigen como la segunda causa de pérdida de diversidad biológica, y en conjunto con el contexto de cambio climático y los demás factores, sus características intrínsecas, potencialmente podrían tener la capacidad de amplitud en su nicho, al ser beneficiadas por las modificaciones de su entorno, facilitando el aumento de sus poblaciones e incluso aumentando el área de su distribución. Ante este cada vez más probable escenario, en los análisis de riesgo es necesario el uso de herramientas como la modelación de nicho ecológico para estimar la distribución potencial de dichas especies, identificar las áreas más susceptibles de invasión, condiciones que favorecen la presencia de las especies, monitorear el riesgo de invasión, así como diseñar mejores

estrategias para el manejo de especies invasoras (Martínez-Meyer, 2016). Especial atención en este aspecto requieren los ecosistemas acuáticos, como el del presente estudio, en los cuales han sido más exitosas las especies invasoras, y en los que la aplicabilidad de esta herramienta ha sido poco investigada (Ibarra-Montoya *et al.*, 2012). Para el empleo de esta herramienta en investigaciones futuras sobre especies de hidrófitas introducidas en cuerpos de agua en Morelos y particularmente en el Parque Nacional de Zempoala es necesario la caracterización de los mismos, es decir generar información geográfica, sobre las características física, químicas y biológicas de los ecosistemas acuáticos, aspecto que ha limitado el estudio de modelación de nicho al no contar con este tipo de información que permita definir parámetros ambientales e hidrológicos en este tipo de ecosistemas en México (Ibarra-Montoya *et al.*, 2012). Otros aspectos que deben considerarse en la herramienta de modelación de nicho ecológico deben ser los disturbios antropogénicos (López-Sandoval *et al.*, 2015). En el caso del Parque Nacional Lagunas de Zempoala dichos disturbios que deben considerarse con aquellos como el cambio de uso de suelo, uso doméstico de las aguas de los lagos, contaminación.

13. LITERATURA CITADA

- Acosta-Arce, L. y R. Agüero-Alvarado.** 2006. Malezas acuáticas como componentes del ecosistema. *Agronomía Mesoamericana* 17: 213-219.
- Aguirre, M. A., A. Samaniego H., C. García G., L. M. Luna, M. Rodríguez M. y F. Casillas F.** 2005. El control y la erradicación de fauna introducida como instrumento de restauración ambiental: historia, retos y avances en México. *En:* Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés y D. Azuara (eds.). *Temas sobre restauración ecológica.* SEMARNAT, INE, USFWS, Unidos para la Conservación, AC. México, D. F. pp. 215-229.
- Aguirre, M. A., R. Mendoza A. et al.** 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. *En:* *Capital natural de México. Vol. II. Estados de conservación y tendencias de cambio.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F. pp. 277-318.
- Alarcón-Elbal, P.** 2013. Plantas invasoras acuáticas y culícidos: un binomio peligroso. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Sección Biológica* 107: 5-15.
- Baptiste, M. P., N. Castaño, D. Cárdenas, F. Gutiérrez-Bonilla, D. Gil y C. Lasso-Alcalá. (eds.).** 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 200 p.
- Barrios, Y., G. Born-Schmidt, A. I. González, P. Koleff y R. Mendoza.** 2014. Análisis de riesgo, herramienta para prevenir invasiones biológicas. *En:* Mendoza, R. y P. Koleff (coords.). *Especies acuáticas invasoras en México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. pp. 77-84.
- Bonilla-Barbosa, J. R. y A. Novelo.** 1995. Manual de identificación de plantas acuáticas del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 168 p.
- Bonilla-Barbosa, J.R, J. A. Viana-Lases y F. Salazar-Villegas.** 2000. Flora acuática

de Morelos. Listados Florísticos de México. XX. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 29 p.

Bonilla-Barbosa, J. R. y B. Santamaría. 2014. Plantas acuáticas exóticas y trasladadas invasoras. *En:* Mendoza, R. y P. Koleff (coords.). Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. pp. 223-247.

Camarena, O. y J. Aguilar. 2012. El IMTA y el control biológico de malezas acuáticas en distritos de riego del país (experiencias desde 1990). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos. México. pp. 1-68.

Campalans, M. 2004. Desarrollo de una metodología de análisis de riesgos para evaluar la importancia de especies exóticas. Informe Final, Proyecto FIP 2004-25.

Capdevila, L., A. Iglesias, J. F. Orueta y B. Zilletti. 2006. Especies exóticas invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y el manejo. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo de Parque Nacionales. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica. Madrid, España. Pp. 125-138.

Clifford, P. y K. Kobayashi. 2012. Naturalizing orchids and the Hawaii Pacific weed risk assessment system. *Ornamentals and Flowers* OF-51.

Comisión Nacional para el Conocimiento del Uso de la Biodiversidad (CONABIO)-Aridamérica-GECI-TNC. 2006. Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: Prioridades en México. Ciudad de México. México. 41 p.

CONABIO. 2014. Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas en México. *Egeria densa*. Disponible en http://sivicoff.cnf.gob.mx/ContenidoPublico/MenuPrincipal/07Fichas%20tecnicas_OK/02Fichas%20tecnicas/Fichas%20t%C3%A9cnicas%20CONABIO_especies%20ex%C3%B3ticas/Fichas%20plantas%20invasoras/D_E/Egeria%20densa.pdf

CONABIO. 2015. Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas en México. *Myriophyllum aquaticum*. Disponible en http://sivicoff.cnf.gob.mx/ContenidoPublico/MenuPrincipal/07Fichas%20tecnicas_OK/02Fichas%20tecnicas/Fichas%20t%C3%A9cnicas%20CONABIO_especies%20ex%C3%B3ticas/Fichas%20plantas%20invasoras/D_E/Myriophyllum%20aquaticum.pdf

20ex%C3%B3ticas/Fichas%20plantas%20invasoras/M_P/Myriophyllum%20aquaticum.pdf

COMABIO. 2015. Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI). Disponible en http://procurement-notices.undp.org/view_file.cfm?doc_id=56983

Comisión Nacional de Derechos Humanos (CNDH). 2018. Estudio sobre protección de ríos, lagos y acuíferos desde la perspectiva de los derechos humanos. Disponible en: http://www.cndh.org.mx/sites/all/doc/Informes/Especiales/ESTUDIO_RIOS_LAGOS_ACUIFEROS.pdf.

Copp, G. H., K. Wesley y L. Vilizzi. 2005. Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *Journal Applied Ichthyology* 21: 263-274.

Dutartre, A. & Capdevielle, P. 1982. Répartition actuelle de quelques végétaux vasculaires aquatiques introduits dans le sud-ouest de la France. In: Symoens, J. J., Hooper, S. S. & Compère, P. (Eds.). *Studies on aquatic vascular plants. Proceedings of the International Colloquium on Aquatic Vascular Plants*. Royal Botanical Society of Belgium, Bruselas. pp. 390-393.

Figuerola, J. & Green, A. 2002. Dispersal of aquatic organisms by water-birds: A review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*. 47: 483-494.

García-Rodríguez, J. y Tavera, R. 1998. Fitoplancton del Lago Zempoala. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 63: 85-100.

Godínez-Ortega, J., Oliva-Martínez, M., Escobar-Oliva, M. y Mendoza-Garfias, B. 2017. Diversidad algal del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México, excepto diatomeas. *Hidrobiológica*, 27 (1): 45-58.

Golubov, J., M. C. Mandujano, S. Guerrero-Eloisa, R. Mendoza, P. Koleff, A. I. González, Y. Barrios y G. Born-Schmidt. 2014. Análisis multicriterio para ponderar el riesgo de las especies invasoras. *En*: Mendoza, R. y P. Koleff (coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y

- Uso de la Biodiversidad. México. pp. 123-133.
- Gordon, D., D. Onderdonk, A. Fox, R. Stocker y C. Gantz.** 2008. Predicting invasive plants in Florida using the Australian Weed Risk Assessment. *Invasive Plant. Science and Management* 1: 178-195.
- Granados-Ramírez, J., Barragán-Zaragoza, P., Trejo-Albarrán, R. y Martínez-Alanís, M.** 2017. Macroinvertebrados bentónicos de dos lagos de alta montaña en el estado de Morelos, México. *Revista Intropica*, 12 (1): 41-53.
- Hernández, H. F. y B. M. E. Pérez.** 1995. El vuelo del mosquito: un debate sobre mosquitos. *Avance y Perspectiva. Órgano de difusión del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional* 14: 5-15.
- Hopkins, C. C. E.** 2001. Actual and potential effects of introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard. Directorate for nature management. Norwegian. Research report No. 1: 54 p.
- Ibarra M., J. L., G. Rangel P., F. A. González F., J. de Anda, E. Martínez M. y H. Macías C.** 2012. Uso del modelado de nicho ecológico como una herramienta para predecir la distribución potencial de *Microcystis* sp. (cianobacteria) en la presa hidroeléctrica de Aguamilpa, Nayarit, México. *Revista Ambiente y Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 7(1): 218-234.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC).** (2007). Parque Nacional Lagunas de Zempoala. Disponible en <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/108/mor.html>
- Kolar, C. y D. Lodge.** 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien species. *Science* 298: 1233-1236.
- Lawson, L.L., J.E. Hill, S. Hardin, L. Vilizzi y G.H. Copp.** 2013. Revisions of the Fish Invasiveness Screening Kit (FISK) for its application in warmer climatic zones, with particular reference to peninsular Florida. *Risk Analysis* 33(8): 1414–1431.
- Lonsdale, W. M.** 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 1522-1536.
- López-Sandoval, J. A., L. López-Mata, G. Cruz-Cardenas, H. Vibrans, O. Vargas**

- y **M. Martínez**. 2015. Modelado de los factores ambientales que determinan la distribución de especies sinantrópicas de *Physalis*. *Botanical Sciences* 93(4): 755-764.
- Lyal, C., Kirk, P., Smith, D. y Smith, R.** 2008. El valor de la taxonomía para la biodiversidad y la agricultura. *Tropical Conservancy*, 9 (12): 9-13.
- McDougall, K, J. Alexander, S. Haider, A. Pauchard, N. Walsh y C. Kueffer,** 2010. Alien flora of mountains: Global comparisons for the development of local preventive measures against plant invasions. *Diversity and Distributions* 17:103-111.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, y F. A. Bazzaz.** 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3). 689-710.
- Martínez, J. M., F. P. Saldaña y L. E. Gutiérrez.** 2003. Control de malezas acuáticas en México. *Revista Universidad de México* 14: 123-127.
- Martínez-Meyer, E.** 2016. Modelación de la distribución potencial actual y futura de las especies invasoras de mayor riesgo para México. Disponible en:<https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/gef/pdf/1.1-3-modelacion-eei-mayor-riesgo-plan-trabajo.pdf>
- Mendoza, R. y P. Koleff.** 2014. Capítulo 1. Introducción de especies exóticas acuáticas de México y en el mundo. En: Mendoza, R. y P. Koleff (coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. pp. 17-41.
- Mendoza-Alfaro, R. E., P. Koleff-Osorio, C. Ramírez-Martínez, P. Álvarez-Torres, M. Arroyo-Damián, C. Escalera-Gallardo y A. Orbe-Mendoza.** 2011. La evaluación de riesgos por especies acuáticas exóticas invasoras: una visión compartida para Norteamérica. *Ciencia Pesquera* 19: 65-75.
- Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MMARN).** 2012. Estrategia Nacional de Especies Exóticas Invasoras realizado en el marco del proyecto “Mitigando las amenazas de las especies exóticas invasoras en el Caribe Insular”. Santo Domingo, República Dominicana. 35 p.
- Mora-Olivo, A. e I. Sánchez-Del Pino.** 2014. Primer registro de la maleza acuática

Alternanthera philoxeroides (Amaranthaceae) para México. Botanical Sciences 92: 189-192.

NAPPO. 2011. La función de la Organización Norteamericana de Protección a las Plantas para abordar las especies exóticas invasoras. Disponible en: <www.nappono.org/es/data/files/download/Discussion%20Docs/NAPPO%20IAS%20Discussion%20Doc%2003%2012-07-2012-s.pdf>.

Noriega, J., Santos, A., Aranda, S., Calatayud, J., de Castro, I., Espinoza, V., Hórreo, J., Medina, N., Peláez, M. y Hortal, J. 2015. ¿Cuál es el Alcance de la Crisis de la Taxonomía? Conflictos, Retos y Estrategias para la Construcción de una Taxonomía Renovada. Revista IDE@-SEA, 9: 1-16.

Ochoa-Ochoa, M., Flores-Villela, O., Ríos-Muñoz, C. y Arroyo-Cabrales, J. 2017. Mexico's ambiguous invasive species plan. Science, 355 (6329): 1033.

Quiroz-Castelán, H. 2011. Situación actual de los lagos del Parque Nacional Lagunas de Zempoala. Hypatia, 37: sin páginas.

Pheloung, P., P. A. Williams y S. R. Halloy. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. Journal of Environmental Management 57: 239-251.

Rendón-García, B. 2016. Hidrófitas invasoras en las Áreas Naturales Protegidas del Estado de Morelos, México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México.

Salazar-Vallejo, S. I., Escobar-Briones, E., González, N. E., Suárez-Morales, E., Álvarez, F., León-González, J. A. y Hendrickx, M. E. 2007. Iniciativa mexicana en taxonomía: Biota marina y costera. Ciencia y Mar, 11: 69-77.

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). 2000. A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species. IUCN Specialist Group on Alien Species. IUCN Commission on Ecology, Gland. Pp. 71-75.

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). 2014. Especies invasoras. Disponible en:

https://iucn.org/es/sobre/union/secretaria/oficinas/med/programa_uicn_med/especies/especies_invasoras/.

- Verbrugge, L. N. H., R. S. Leuven y G. van der Velde.** 2010. Evaluation of international risk assessment protocols for exotic species. Institute for Water and Wetland Research, Department of Environmental Sciences y Department of Animal Ecology and Ecophysiology, Nijmegen, Países Bajos. 54 p.
- Walton, C., N. Ellis y P. Pheloung.** 1998. A manual for using the Weed Risk Assessment System (WRA) to assess new plants. Australian Quarantine and Inspection Service, Canberra. Australia. 140 p.
- Ziller, S. R., S. Zalba y D. Jenny R.** 2007. Modelo para el desarrollo de una estrategia nacional para el manejo de especies exóticas invasoras. The Nature Conservancy (TNC). The Global Invasive Species Programme (GISP). USA. 61 p.

14. GLOSARIO

Adaptación: proceso de evolución natural de un organismo a través de la selección natural que permita adaptarse a las condiciones de su hábitat con el fin de desarrollar con éxito sus funciones.

Ajuste climático: similitud entre el lugar de origen y de introducción de especies, que permite evaluar las probabilidades de éxito de la introducción y estimar las áreas que la especie pueda colonizar.

Análisis de riesgo: es el estudio de las causas de las posibles amenazas y los daños de probables eventos no deseados como consecuencias que estas pueden producir.

Directriz: instrucción o guía de normas e instrucciones que se establecen o se tienen en cuenta al proyectar una acción o un plan.

Dispersión: se refiere a la capacidad de movilidad de las especies.

Ecosistemas acuáticos: todos aquellos sitios que tienen por biotipo algún cuerpo de agua, como pueden ser: mares, océanos, ríos, lagos, pantanos, entre otros.

Elementos: principios básicos o fundamentales para la composición de un cuerpo.

Erradicación: busca eliminar completamente las poblaciones de especies invasoras

Especies exóticas: especies no presentes en país y que han sido introducidas fuera de su distribución natural por razones principalmente antrópicas o naturales por dispersión a gran distancia.

Especies exóticas invasoras: aquella especie o población que no es nativa, que se encuentra fuera de su ámbito de distribución natural, que es capaz de sobrevivir, reproducirse y establecerse en hábitat y ecosistemas naturales y que amenazan la diversidad biológica nativa, la economía y la salud pública.

Especies invasoras: son aquellas especies exóticas o trasladadas, de manera intencional o accidental fuera de su área de distribución natural, donde se establecen y se dispersan dejando un impacto negativo en el ecosistema y especies locales.

Especie nativa: especie que está dentro de su área de distribución natural u original (histórica o actual) de acuerdo con su potencial de dispersión natural.

Especie traslocadas: aquellas que son desplazadas dentro de su área de distribución natural.

Establecimiento: el proceso por el que una especie empieza a reproducirse en un hábitat nuevo, lo suficientemente para asegurar su supervivencia sin necesidad de nuevo material genético procedente del exterior del sistema.

Evaluación del riesgo: es una herramienta que puede servir para justificar la exclusión de especies invasoras, así como para evaluar el posible impacto que esas especies tendrían si se estableciesen.

Gestión de riesgo: aplicación sistemática de políticas, procedimientos y prácticas de gestión para analizar, valorar y evaluar los riesgos.

Hidrófitas: son aquellas que realizan su ciclo de vida dentro del agua, también denominadas plantas acuáticas.

Hidrófitas invasoras: son las que poseen la capacidad no sólo de moverse por medio de un gran número de vías, sino también de establecerse, prosperar y dominar nuevos ecosistemas acuáticos.

Impacto potencial: son los efectos adversos que pueden tener las especies invasoras sobre la flora y fauna nativa, los ecosistemas, la economía, la sociedad o la salud, de acuerdo con sus características biológicas intrínsecas.

Incertidumbres en el proceso de análisis: la metodología no debe permanecer estática. Debe ir desarrollándose y cambiando a medida que se mejoran las tecnologías y los conocimientos sobre biología y ecología, y se dispone de nuevos datos.

Introducción accidental: la introducción involuntaria de una especie en un lugar fuera de su ámbito natural por parte del ser humano o de sistemas creados por el ser humano.

Introducción intencional: el movimiento deliberado por parte de seres humanos de una especie para llevarla fuera del ámbito natural por el que es capaz de dispersarse por sí misma.

Invasividad: capacidad de invasión de un individuo.

Matriz: permite registrar, cuantificar y compartir conjuntos de riesgos.

Modelo: es un prototipo que sirve de referencia y ejemplo para todos los que diseñan y confeccionan productos de la misma naturaleza.

Normatividad: conjunto de leyes o reglamentos que rigen conductas y procedimientos según los criterios y lineamientos de una institución u organización privada o estatal.

Prevención: se refiere a la preparación con la que se busca evitar, de manera anticipada, un riesgo, un evento desfavorable o un acontecimiento dañoso.

Principio de precaución: justifica la toma de medidas y acciones para prevenir daños en ciertas situaciones.

Reproducción asexual de plantas: Se caracteriza por la ausencia de fusión de células, existe una multiplicación de los individuos por otros mecanismos; puede ser a partir de células vegetativas (multiplicación vegetativa) por fragmentación o a partir de células o cuerpos especiales.

Reproducción sexual de plantas: se caracteriza porque la mayoría de los vegetales producen tanto gametos como esporas, en ciclos de vida complejos, formando a veces dos organismos claramente diferentes que viven por separado.

Riesgo: combinación de la probabilidad y consecuencias de que ocurra un suceso peligroso específico.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

COORDINACIÓN DE POSGRADO

Maestría en Manejo de Recursos Naturales



CENTRO DE
INVESTIGACIONES
BIOLÓGICAS
UAEM

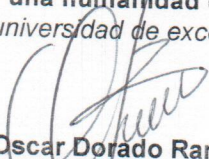
Cuernavaca, Mor., 13 de mayo 2019.

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE POSGRADO
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
PRESENTE

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: "**Modelo de evaluación de riesgos para hidrofítas invasoras en México: estudio de caso, parque nacional lagunas de Zempoala**" que presenta la **Biol. Brenda Rendón García**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES, lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi VOTO DE APROBACIÓN para que el alumno continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia


Dr. Oscar Dorado Ramírez
Catedrático de posgrado del
Centro de Investigaciones Biológicas



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

COORDINACIÓN DE POSGRADO

Maestría en Manejo de Recursos Naturales



CENTRO DE
INVESTIGACIONES
BIOLÓGICAS
UAEM

Cuernavaca, Mor., 13 de mayo 2019.

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE POSGRADO
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
PRESENTE

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **Modelo de evaluación de riesgos para hidrofítas invasoras en México: estudio de caso, parque nacional lagunas de Zempoala** que presenta la **Biol. Brenda Rendón García**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES, lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi VOTO DE APROBACIÓN para que el alumno continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

Dr. Jaime Raúl Bonilla Barbosa
Catedrático de posgrado del
Centro de Investigaciones Biológicas



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

COORDINACIÓN DE POSGRADO

Maestría en Manejo de Recursos Naturales



CENTRO DE
INVESTIGACIONES
BIOLÓGICAS
UAEM

Cuernavaca, Mor., 13 de mayo 2019.

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE POSGRADO
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
PRESENTE

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“Modelo de evaluación de riesgos para hidrofítas invasoras en México: estudio de caso, parque nacional lagunas de Zempoala”** que presenta la **Biol. Brenda Rendón García**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES, lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi VOTO DE APROBACIÓN para que el alumno continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

Dr. Einar Topiltzin Contreras MacBeath
Catedrático de posgrado del
Centro de Investigaciones Biológicas



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

COORDINACIÓN DE POSGRADO

Maestría en Manejo de Recursos Naturales



CENTRO DE
INVESTIGACIONES
BIOLÓGICAS
UAEM


Cuernavaca, Mor., 13 de mayo 2019.

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE POSGRADO
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
PRESENTE

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“Modelo de evaluación de riesgos para hidrofítas invasoras en México: estudio de caso, parque nacional lagunas de Zempoala”** que presenta la **Biol. Brenda Rendón García**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES, lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi VOTO DE APROBACIÓN para que el alumno continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia



M. en C. Judith García Rodríguez
Catedrático de posgrado del
Centro de Investigaciones Biológicas



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
COORDINACIÓN DE POSGRADO

Maestría en Manejo de Recursos Naturales



**CENTRO DE
INVESTIGACIONES
BIOLÓGICAS
UAEM**


Cuernavaca, Mor., 13 de mayo 2019.

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE POSGRADO
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
PRESENTE

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“Modelo de evaluación de riesgos para hidrofitas invasoras en México: estudio de caso, parque nacional lagunas de Zempoala”** que presenta la **Biol. Brenda Rendón García**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES, lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi VOTO DE APROBACIÓN para que el alumno continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia



M. en C. Migdalia Díaz Vargas
Catedrático de posgrado del
Centro de Investigaciones Biológicas