

SERVICIOS DE CONSULTORÍA PARA LA ELABORACIÓN DE ANÁLISIS DE RIESGO DETALLADOS
PARA ESPECIES INVASORAS DE ALTO RIESGO PARA MÉXICO:

RIESGO DE INTRODUCCIÓN DE MOLUSCOS PARA ACUARISMO Y MASCOTAS A MÉXICO

IC-2016-037

Informe final

Elaboró: María Ana Tovar Hernández

Fecha: 07 de noviembre de 2016



*Al servicio
de las personas
y las naciones*

Contenido

Achatina fulica (Bowdich, 1822).....	6
1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO.....	6
2. INTRODUCCIÓN.....	7
3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN	12
4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN	13
5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN	13
6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS.....	15
i. Impactos/beneficios socioeconómicos	15
7. CONTROL Y MITIGACIÓN	18
8. NORMATIVIDAD.....	19
9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO	21
10. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	21
11. BIBLIOGRAFÍA	22
Cipangopaludina chinensis (Gray, 1834)	29
1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO.....	29
2. INTRODUCCIÓN.....	30
3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN	35
4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN	36
5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN	36
6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS.....	37
7. CONTROL Y MITIGACIÓN	38
8. NORMATIVIDAD.....	39
9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO	41
10. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	41
11. BIBLIOGRAFÍA	41
Clea helena (Meder en Philippi, 1847).....	47
1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO.....	47
2. INTRODUCCIÓN.....	48
3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN	52
4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN	54
5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COMERCIALIZACIÓN.....	54
6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS.....	55
7. CONTROL Y MITIGACIÓN	56

8. NORMATIVIDAD.....	56
9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO	57
10. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	57
11. BIBLIOGRAFÍA	57
Cornu aspersum (Müller, 1774).....	61
1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO.....	61
2. INTRODUCCIÓN.....	62
3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN	69
4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN	74
5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN	75
6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS.....	76
7. CONTROL Y MITIGACIÓN	79
8. NORMATIVIDAD.....	80
9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO	81
10. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	81
11. BIBLIOGRAFÍA	82
Euglandina rosea (Ferussac, 1821).....	91
1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO.....	91
2. INTRODUCCIÓN.....	92
3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN	95
4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN	96
5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN	96
6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS.....	97
7. CONTROL Y MITIGACIÓN	98
8. NORMATIVIDAD.....	98
9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO	99
10. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	99
11. BIBLIOGRAFÍA	100
Melanoides tuberculata (Müller, 1774)	105
1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO.....	105
2. INTRODUCCIÓN.....	106
3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN	110
4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN	112
5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COMERCIALIZACIÓN.....	113

6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS.....	114
7. CONTROL Y MITIGACIÓN	116
8. NORMATIVIDAD.....	116
9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO	117
10. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	117
11. BIBLIOGRAFÍA	118
Pomacea canaliculata (Lamarck, 1822).....	125
1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO.....	125
2. INTRODUCCIÓN.....	126
3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN	131
4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN	132
5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COMERCIALIZACIÓN.....	133
6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS.....	133
7. CONTROL Y MITIGACIÓN	135
8. NORMATIVIDAD.....	137
9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO	138
10. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	138
11. BIBLIOGRAFÍA	139
Pomacea maculata Perry, 1810.....	147
1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO.....	147
2. INTRODUCCIÓN.....	148
3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN	154
4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN	155
5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COMERCIALIZACIÓN.....	155
6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS.....	156
7. CONTROL Y MITIGACIÓN	158
8. NORMATIVIDAD.....	159
9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO	160
10. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	160
11. BIBLIOGRAFÍA	161
ANEXO A	167
LEYES MEXICANAS Y REGLAMENTOS QUE HACEN REFERENCIA A LAS ESPECIES EXÓTICAS	167
ANEXO B	173
PUNTOS GENERALES	173

Título

Riesgo de introducción de moluscos para acuario y mascotas a México.

Objetivo

Presentar fichas técnicas completas de ocho especies de moluscos dulceacuícolas y terrestres exóticos invasores y bases de datos con registros de ocurrencia de esas especies en México.

Autor

María Ana Tovar-Hernández

Modo de citar el informe

Tovar-Hernández, M. A. 2016. Riesgo de introducción de moluscos para acuarismo y mascotas a México. Fichas técnicas y registros de ocurrencia. Informe final de actividades presentado a la CONABIO y al PNUD en el arco del proyecto GEF “Aumentar las capacidades de México para manejar especies exóticas invasoras a través de la implementación de la Estrategia Nacional de Especies Invasoras”. Geomare, A, C. Mazatlán, Sinaloa, México, 168 pp. +4 anexos en formato Excel (registros de ocurrencia).

Área de objeto del informe: Invertebrados dulceacuícolas y terrestres.

Fecha de inicio y terminación del informe: 15 de abril al 07 de noviembre de 2016.

Resumen

Se presenta el informe final del proyecto “Riesgo de introducción de moluscos para acuario y mascotas a México”, que abarca el periodo del 15 de abril de 2016 al 07 de noviembre de 2016. En este informe se presentan ocho fichas técnicas de los siguientes moluscos dulceacuícolas y terrestres: *Achatina fulica*, *Cipangopaludina chinensis*, *Clea helena*, *Cornu aspersum*, *Euglandina rosea*, *Melanoides tuberculata*, *Pomacea canaliculata* y *Pomacea maculata*. Se incluyen los registros de ocurrencia (adjunto en formato Excel) para cuatro de las ocho especies antes citadas, ya que son las únicas que cuentan con registros en México (*C. aspersum*, *E. rosea*, *M. tuberculata* y *P. canaliculata*).

La información vertida en cada ficha técnica es tan completa, como así se encuentra disponible en la literatura. En consecuencia, algunas fichas son muy completas como en el caso de *C. aspersum* porque el estudio de la especie se remonta a más de un siglo atrás y son vastos, mientras que por ejemplo, en el caso de *C. helena* los estudios son recientes y escasos. Al término de cada ficha técnica se presenta la bibliografía correspondiente con el propósito de facilitar la revisión individual de cada especie.

Al final del documento se presentan dos apartados a manera de anexos. El primero de ellos resume las leyes y reglamentos de México que hacen alusión a las especies exóticas e invasoras y que pudiesen aplicar en el caso de las especies de moluscos dulceacuícolas y terrestres atendidas en este proyecto (Anexo A). En el segundo apartado se presenta información sucinta de cada especie y recomendaciones puntuales de acciones que se deben tomar para atender la problemática de cada especie en el contexto nacional (Anexo B).

Achatina fulica (Bowdich, 1822)



Figura 1. *Achatina fulica*. Fuente: <http://www.acuarios-marinos.com/threads/caracoles-gigantes-africanos-especie-invasora-en-potencia.14828/>

1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO

El caracol gigante africano es un molusco terrestre del orden Orden Pulmonata, Familia Achatinidae. Dentro del contexto de esta revisión, el análisis de riesgo aquí presentado a través del Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) es específico para *Achatina fulica* en México, una especie comercializada y de alta demanda en el mercado de mascotas a nivel mundial.

La ficha técnica ofrece la información disponible a la fecha sobre la especie (taxonomía, biología e historia natural, usos y comercialización, rutas de introducción, potencial de establecimiento y colonización, impactos, control, mitigación y marco legal existente).

Se procuraron en primera instancia, fuentes de información confiables como libros o artículos científicos o técnicos; publicaciones oficiales e información de especialistas. En segunda instancia, se consultaron bases de datos de información especializada en especies invasoras, documentos científicos o técnicos no publicados y blogs. Y también se consultaron sitios de ventas por internet, principalmente para estimar el costo del molusco en el mercado internacional.

Se hace énfasis en la normatividad existente en México, Estados Unidos y Canadá, principalmente. La solidez del análisis reside en la información recabada en los tópicos mencionados anteriormente, siendo indispensable para responder con un valor de incertidumbre a cada una de las preguntas implícitas en el MERI.

2. INTRODUCCIÓN

a) Información taxonómica

Reino Animalia

Phylum Mollusca

Clase Gastropoda

Subclase Prosobranchia

Orden Pulmonata

Familia Achatinidae

Nombre científico: *Achatina fulica* (Bowdich, 1822)

Sinónimos: *Lissachatina fulica*.

Nombres comunes

Español: caracol gigante africano.

Inglés: giant African snail, giant African land snail, kalutara snail.

b) Descripción de la especie

Achatina fulica es un caracol terrestre que tiene una concha cónica adelgazada, que es el doble de largo que de ancho, contiene de siete a nueve espirales cuando el organismo se ha desarrollado completamente. La concha de los adultos puede alcanzar los 30 cm de longitud, pero en general la media oscila entre 5 y 10 cm. La parte externa de la concha es de color marrón rojizo y presenta bandas alternas de color crema que se aclaran mientras se encuentran más cerca del ápice de la concha, aunque es importante notar que existe polimorfismo de color. La abertura de la concha es ovalada o en forma de luna, la piel es marrón oscura, gomosa, tiene dos pares de tentáculos: un par corto y un par largo. La boca tiene una mandíbula con aproximadamente 80,000 dientes (Allen, 1983).

c) Biología e historia natural de la especie

-Reproducción

Especie hermafrodita.

Cortejo: Aunque el caracol africano gigante es hermafrodita, la fecundación requiere de una cópula durante la cual dos animales se reconocen y se frotan, adoptando una postura horizontal en direcciones opuestas. Tomiyama (1994) clasificó la edad de caracoles en dos clases: adultos jóvenes y adultos viejos. El cortejo únicamente ocurre en la noche. Los adultos jóvenes copulan solo a media noche y la cópula varía entre 1.5 a 7.5 horas con un promedio de 4.6 horas. La duración de la cópula entre adultos jóvenes es menor que la cópula entre adultos viejos. El cortejo sigue un patrón determinado (Tomiyama, 1994). A diferencia de las otras especies de caracoles terrestres en donde la conducta es inmediatamente recíproca, el cortejo de *A. fulica* sigue un patrón determinado con una conducta diferenciada entre el iniciador y el receptor (Tomiyama, 1994; ISC, 2014). La

cópula es exitosa solo en el 10% de los casos y con frecuencia el individuo que es cortejado rechaza más la cópula que los caracoles iniciadores. De acuerdo con su conducta en el cortejo, Tomiyama (1994) se refiere a los caracoles iniciadores como machos y los receptores como hembras.

El cortejo consiste de cuatro fases: el caracol se monta sobre otro; luego se dobla o se curva hacia atrás; roza y frota el pene, y luego lo inserta en la pareja (Tomiyama, 1994). Durante el período de actividad pueden realizar hasta seis acoplamientos en dos meses. Cuando dos caracoles se aparean hay una posibilidad de que los gametos se transfieran entre sí al mismo tiempo, pero esto solo ocurre cuando los individuos son del mismo tamaño. Si existe una diferencia de tamaño, el más grande actúa como hembra y los gametos se transfieren del caracol de menor tamaño al caracol más grande (Tomiyama, 1993, 2002).

Fecundación: Para la fecundación se requiere que los óvulos producidos en la glándula hermafrodita lleguen a la cámara de fecundación. Los óvulos fecundados se acumulan en el canal festonado, se rodean con una capa de albúmina y luego por una cubierta calcárea blanquecina, que se endurece al contacto con el aire.

Oviposición: Especie ovípara. Deposita sus huevos en masa a intervalos de 5 a 20 minutos. Cuando se encuentra en tierra, excava un nido no muy profundo con la ayuda de la parte anterior del pie. Los huevos fertilizados se colocan entre ocho y 20 días después de haberse producido el apareamiento y se depositan entre rocas y en el suelo.

Incubación: El tiempo de incubación está comprendido entre 7 y 12 días. Los huevos de *A. fulica* están provistos de una concha débil, blanquecina y frágil que se endurece progresivamente.

Eclosión (período embrionario): La eclosión ocurre generalmente en un día húmedo, lluvioso o por la noche, después que el embrión se ha desarrollado y ocupa todo el espacio interior del huevo. Una vez liberado del huevo, el caracol juvenil permanece de cinco a 10 días en la cámara de incubación alimentándose de los restos de la cubierta calcárea y del detrito orgánico.

Esperanza de vida: Estos organismos tienen en promedio un ciclo de vida de cinco a seis años, pero un individuo puede vivir hasta nueve años.

Edad de primera reproducción: Estos caracoles pueden comenzar a poner huevos a los seis meses de edad y su fecundidad dura aproximadamente 400 días.

Éxito reproductivo: El número de huevos que un individuo desova depende de la madurez y la edad del caracol, y varía entre 100 y 500 huevos (Tomiyama, 1994). La especie produce huevos de 4.5 mm de largo y 5.5 mm de diámetro. Un caracol puede tener entre 5 y 6 puestas al año con una viabilidad del 90% (Raut y Baker, 2002).

-Alimentación

Achatina fulica es una especie polífaga. Su principal fuente de alimento es la materia vegetal y animal en descomposición, líquenes, algas y hongos. Se ha registrado un gran número de plantas, incluyendo la mayoría de las ornamentales, vegetales y leguminosas

que pueden ser atacadas por esta especie (plátano, frijol, caléndula, berenjena, col, coliflor, calabaza, pepino y ejotes), así como la corteza de árboles relativamente grandes como el papayo, el caucho y el cacao (ISC, 2014; Meyer y Cowie, 2010; Raut y Barker, 2002; Raut y Ghara, 1989; Thakur, 1998). También come huesos y carroña, incluso rocas calizas y paredes en busca de fuentes de calcio (Prasad et al. 2004; Aquino, 2010; de la Ossa-Lacayo et al. 2012).

-Conducta

Es una especie normalmente nocturna y crepuscular, aunque los individuos pueden estar activos durante el día en periodos lluviosos o nublados, lo que indica que es la luz, la temperatura y la cantidad de alimento lo que determina su actividad (Sidelnikov y Stepanov, 2000). Es una especie solitaria y los adultos no tienen cuidado parental. El movimiento es necesario para alimentarse, escapar de sus depredadores y buscar pareja. Al desplazarse la especie libera una sustancia pegajosa que lo protege de superficies ásperas y cortantes. A menudo se entierra en el suelo con el fin de permanecer oculta a sus depredadores (ISC, 2014).

Tomiyama (1992) demostró que adultos jóvenes se desplazan más que los adultos viejos. Los adultos viejos raramente cambian sus sitios de descanso mientras que los adultos jóvenes lo hacen cada día, por lo que esta conducta está relacionada con la edad del caracol.

Los juveniles se mantienen cerca del sitio de nacimiento, a las semanas comienzan a desplazarse y en la medida que van creciendo, la dispersión es progresiva. A los dos meses los caracoles adultos se establecen en un sitio que se considera su hogar, pero después se vuelven a desplazar en búsqueda de alimento, pero una y otra vez regresan a su hogar (Raut y Barker, 2002).

Interacciones ecológicas

1. Asociaciones: *Achatina fulica* puede actuar como huésped de nemátodos del género *Angyostrongylus*. Dos especies de este género, *A. cantonensis* y *A. costaricensis* se destacan desde el punto de vista sanitario al representar un riesgo para la salud humana. El primero de ellos es causante de meningoencefalitis y el segundo es agente causal de angiostrongiliasis abdominal, síndrome similar a la apendicitis. El caracol es hospedero de helmintos, protozoarios y bacterias de riesgo epidemiológico en salud pública y veterinaria: en Venezuela su moco pedal y heces mostraron infección por los protozoarios *Chilomastix* spp., *Trichomonas* spp., *Giardia* spp., *Balantidium* spp., *Entamoeba* spp., *Iodamoeba* spp., *Blastocystis* spp., y también por los helmintos de los grupos Ascarioidea, Trichuroidea, Ancylostomatidae y Cestoda. El moco céfalopodal mostró larvas de Rhabditida. Las bacterias *Citrobacter freundii*, *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *K. azaenae*, *Aeromonas hydrophila*, *Acinetobacter baumannii*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Campylobacter* spp., se encontraron presentes en las excretas (Morocoima et al. 2014). *Achatina fulica* reptaba sobre una variedad de superficies altamente contaminadas siendo el pie el principal sitio de entrada de parásitos y bacterias. Pese a que carece de inmunidad adaptativa, ha desarrollado un

sistema de protección contra un amplio rango de patógenos. Estos mecanismos incluyen desde las barreras físicas hasta el sistema inmune innato. El cuerpo de los caracoles está cubierto por una película rica en sustancias mucosas, las cuales están involucradas en mantener la humedad y prevenir la evaporación, así como ayudar a disminuir la fricción del movimiento y proteger contra las injurias mecánicas (Pereira et al. 2016).

2. Depredación: Entre sus depredadores naturales más comunes se encuentran el caracol *Englandina rosea*, la jaiba *Gecarcoidea natalis*, el escarabajo *Lamprophorus*, el gusano plano *Platydemus manokwari*, la hormiga *Solenopsis geminata* y el caracol *Gonaxis quadrilateralis* (Sidelnikov y Stepanov, 2000).
3. Competencia: En los lugares donde ha sido introducido compete con caracoles nativos (Tillier, 1992).

-Hábitat

Se establece en países que tienen climas tropicales, con temperaturas cálidas y humedad alta todo el año. La especie se encuentra en zonas agrícolas, zonas costeras, humedales, bosques, zonas ribereñas, matorrales y áreas urbanas perturbadas. Además, el molusco puede crecer en bosques modificados y hábitats de plantación (Raut y Barker, 2002). Para que la especie persista, se necesitan temperaturas por encima de 0°C durante todo el año y humedad alta al menos durante una parte del año. Esta especie permanece activa en un intervalo de temperaturas de 9°C a 29°C, y puede sobrevivir en temperaturas de 2°C debido a la hibernación que realiza el organismo, y a 30°C por la estivación.

-Abundancia o tamaño poblacional

La densidad poblacional de *A. fulica* es muy alta en las áreas donde ha invadido. Por ejemplo, en una localidad de la República de Mauricio (Ile aux Aigrettes), la población de *A. fulica* fue estimada entre 37,000 y 45,100 individuos en el año 2000 (Craze y Mauremootoo, 2002). En Colombia, la densidad de la población de *A. fulica* fue estimada en 0.0031 ind/m² (de la Ossa-Lacayo y de la Ossa, 2014), mientras que en Brasil fue de 0.07 ind/m² (Miranda et al. 2015). En la India, Raut y Ghose (1984) reportaron 46 ind/m²; en la isla filipina de Bugsuk, Munniapan et al. (1986) estimaron que 45 millones de *A. fulica* fueron recolectados y destruidos en un área de 1600 hectáreas, con una densidad de 2.8 ind/m²; en la isla de Male (Maldivas), Muniappan (1987) reportó 73 ind/m² y en la isla de Navidad, Lake y O'Dowd (1991) registraron una densidad de 10 ind/m².

d) Distribución

Nativa

El caracol gigante africano se distribuye de forma natural en toda la zona costera y las islas del este de África que van desde Mozambique en el sur, a Kenia y el norte de Somalia (Figura 2) (Prasad et al. 2004).

Exótica

En Florida tiene una distribución restringida (EPPO, 2013; NAPPO, 2013).

Exótica invasora

Asia: Bangladesh, Brunei, Camboya, China, Hong Kong, India, Indonesia, Java, Malasia (ISC, 2014).

América: En Hawái fue introducida en 1936 y actualmente está diseminada en todas las islas (Cowie, 1998; EPPO, 2013). Se ha reportado en ocho países de Sudamérica: Argentina, Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Paraguay, Perú y Venezuela (Vogler et al. 2013).

Oceanía: Fiji, Polinesia francesa, Guam, islas Marshall, Nueva Caledonia, islas Marianas, Palau, Samoa (EPPO, 2013).

Caribe: Anguila, Barbados, Dominica, Guadalupe, Antillas holandesas, Santa Lucía, Trinidad y Tobago, Islas Vírgenes (EPPO, 2013), Cuba (Vázquez y Sánchez, 2015).

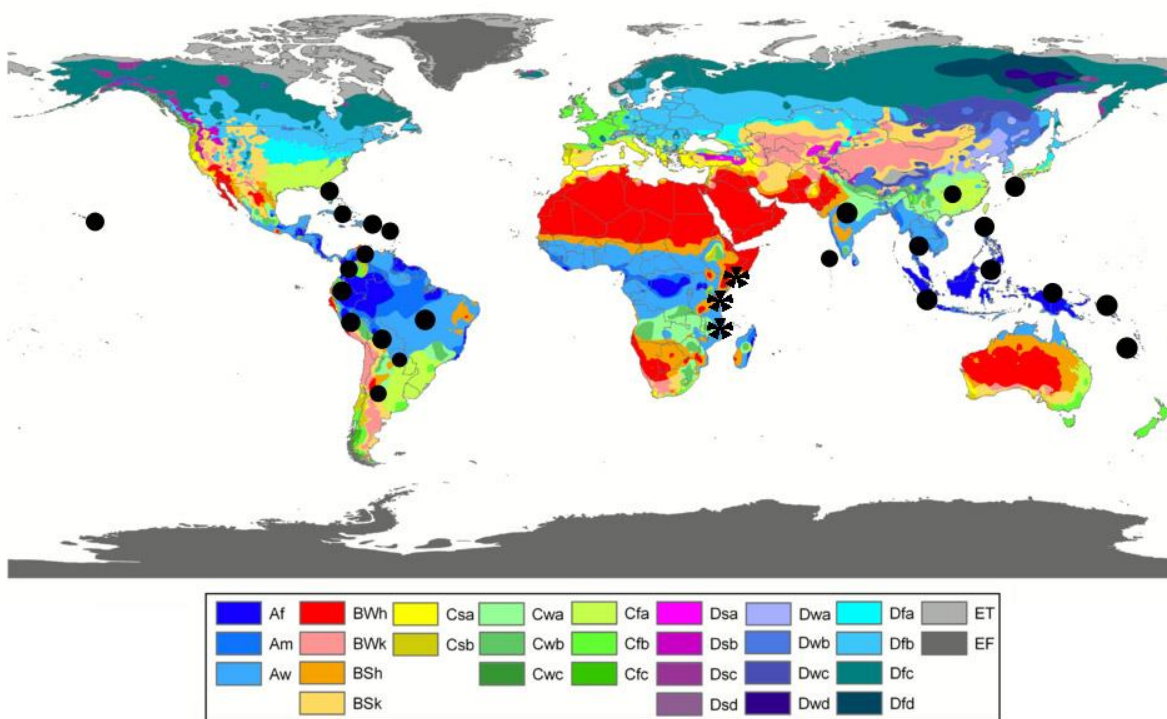


Figura 2. Distribución de *Achatina fulica* en el mundo y sistema de clasificación climática de Köppen. Área nativa indicada con asteriscos y áreas donde ha sido introducida en puntos negros.

México

No existen reportes de la especie en México (CONABIO, 2016); sin embargo, al ser una especie que en otros países se usa como mascota, alimento humano y de peces, medicina y farmacéutica (Schneider et al. 1998; E-kobon et al. 2016), es susceptible a ser importada de cualquier país hacia México debido a que su comercio no está regulado, su introducción no está prohibida y no figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996). De acuerdo con los modelos climáticos de Vogler et al. (2013) la especie se dispersaría también en la parte norte de

Sudamérica (Venezuela, Guyana Francesa y Suriname), y eso quizá pondría en riesgo la frontera sur de México.

3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN

i. Usos

-Alimento: para el humano y peces. Es una especie comestible que se cría en cautiverio y grandes cantidades de carne de este caracol se exportan a Europa y América provenientes de Taiwán, China y otros países asiáticos para consumo del hombre y como carnada para peces (Muniappan et al. 1986; Raut y Barker, 2002).

-Investigación, medicina y farmacéutica. Es una especie que se ha demostrado tener propiedades antimicrobianas y anticancerígenas, particularmente de moléculas contra el cáncer de pecho (Olusi et al. 1976; E-kobon et al. 2016; Pereira et al. 2016).

-Ornato: por su gran tamaño se usa como mascota (Schneider et al. 1998; E-kobon et al. 2016).

-Religión: en Nepal la especie *A. fulica* se usa con fines religiosos. Se piensa que es un regalo de dios por su belleza, e incluso las conchas del caracol son comunes en los altares de las casas y también lo usan en las ceremonias religiosas (Budha y Naggs, 2008).

ii. Historia de la comercialización e introducción

La historia del caracol africano en Florida se remonta a 1966, cuando un niño transportó tres ejemplares de caracol africano de Hawái hacia el sur de Florida. Su abuela liberó los caracoles en su jardín y siete años más tarde se encontraron cerca de 18,000 caracoles (USDA-APHIS, 2011). En Sudamérica se plantea que la introducción de *A. fulica* se inició por Brasil hace unos 24 años para competir con el caracol de jardín *Cornu aspersum* (Thiengo et al. 2007; de la Ossa-Lacayo y de la Ossa, 2014) y actualmente se encuentra en 25 de los 26 estados que forman el país (Vogler et al. 2013). Después de su introducción en Brasil, la especie se dispersó en varios países latinoamericanos, incluyendo Argentina, Colombia, Ecuador, Paraguay, Perú, Venezuela (Vogler et al. 2013; de la Ossa-Lacayo et al. 2012; Martínez-Escarbassiere y Martínez, 1997) y recientemente en Cuba (Vázquez y Sánchez, 2015).

Esta rápida y amplia dispersión en Sudamérica ha sido en parte gracias a la dispersión natural de las poblaciones establecidas (Correoso y Coello, 2009), pero también ha sido introducida intencionalmente en varias regiones como mascota, o para cultivarla y utilizarla como una fuente de proteína alternativa y fines educativos y de investigación, como carnada para la pesca. Aunque también fue introducida accidentalmente escondida en el transporte de frutas y vegetales (Thiengo et al. 2007; Vogler et al. 2013).

iii. Origen de los individuos comercializados y precios

En México no existen registros sobre la importación de *Achatina fulica*. En sitios de ventas por internet internacionales, por ejemplo: eBay (eBay, 2016) o Alibaba (Alibaba, 2016), no se indica el origen de los individuos comercializados; por lo que se desconoce si esos individuos provienen de poblaciones silvestres o de criaderos.

En una página de ventas por internet de Reino Unido, tres especímenes de *A. fulica* se venden a 5,5 libras (eBay, 2016), mientras que en el mercado asiático, su costo varía entre 5 y 10 dólares americanos (Alibaba, 2016). En Estados Unidos, la importación y el movimiento interestatal del caracol africano gigante están prohibidos, pero el caracol aparece en salones de clases y en las tiendas de mascotas de todo el país de manera ilegal, pero su precio en los portales de internet no está disponible.

4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN

La dispersión de *A. fulica* en todos sus estados de desarrollo ha ocurrido de manera accidental asociado a la actividad agrícola (los huevos y juveniles se adhieren a la maquinaria agrícola, vehículos y cajas de cosecha de productos vegetales), escapes (de terrarios y jardines), o intencionalmente como alimento, mercado de mascotas (ornato y carnada), investigación y el mercado de plantas (Thiengo et al. 2007).

5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN

a) Potencial de colonización

Fuera de su área de distribución natural, *A. fulica* coloniza principalmente zonas con climas Cfa (templado y húmedo), Am (tropical monzónico), Aw (tropical de sabana) y Af (tropical ecuatorial) (Figura 2). Esos cuatro tipos de clima están presentes en México, por lo que la especie bien podría colonizar ambientes en el centro y sur del país, particularmente en los estados de la vertiente del Pacífico (desde el Sur de Sinaloa hasta Chiapas), de la vertiente del Atlántico (desde Veracruz hasta Quintana Roo) y algunos estados del centro (Hidalgo y Puebla).

Se reproduce exponencialmente en los primeros 5 a 6 meses de vida y ofrece poco tiempo para responder a dicha infestación. El caracol se designa como de “alta prioridad” para ser controlado o erradicado inmediatamente después del primer avistamiento en un área determinada en Estados Unidos (Stokes, 2006). Es una especie hermafrodita pero la fecundación requiere de una cópula recíproca; alcanza la madurez sexual en menos de un año; la esperanza de vida es de 3 a 5 años, pero algunos individuos llegan a vivir nueve años; posee capacidad para almacenar esperma hasta por dos años, lo que le brinda una gran ventaja para fundar una nueva población viable fuera de su rango de distribución natural (Raut y Baker, 2002).

Sarma et al. (2015) muestran escenarios en los que *A. fulica* amplía su distribución en India en respuesta al cambio climático, así como Vogler et al. (2013) en Brasil, donde identifican además las áreas susceptibles a invasión. De acuerdo con los modelos climáticos de Vogler et al. (2013) basados en los algoritmos GARP (Figura 3A) y de máxima entropía (Figura 3B), se predice que la especie se dispersaría también en la parte norte de Sudamérica: Venezuela, Guyana Francesa y Suriname, y eso quizá pondría en riesgo la frontera sur de México.

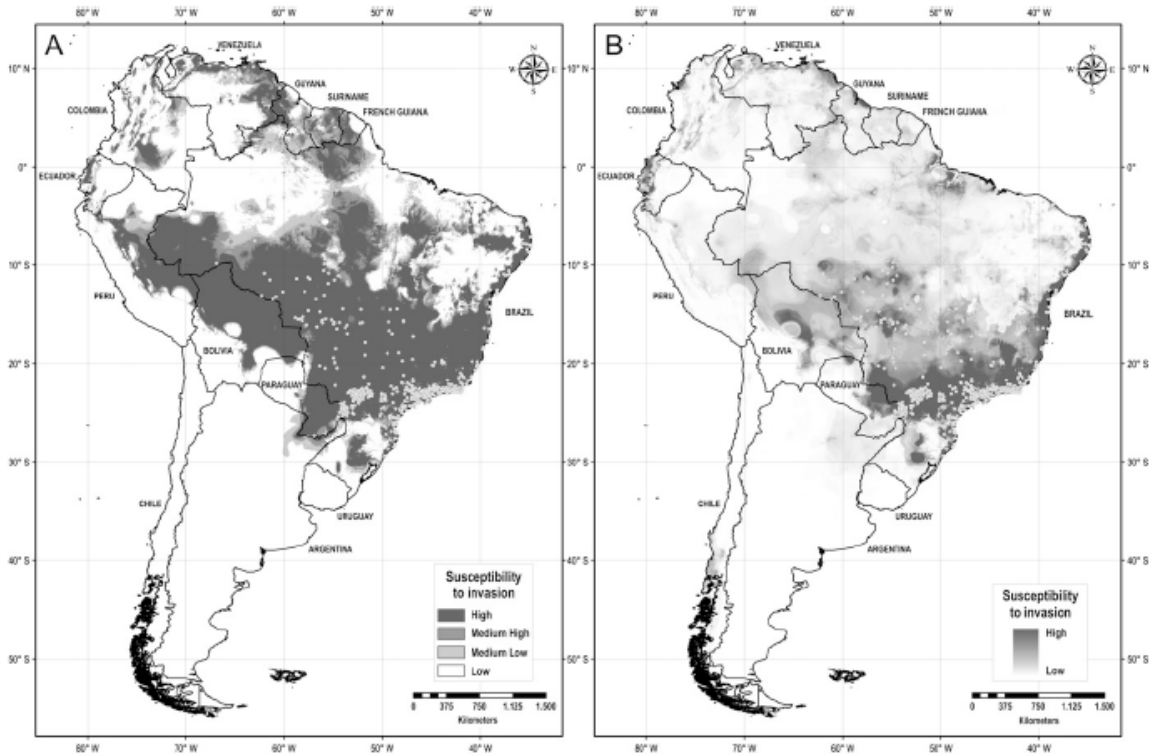


Figura 3. Modelos bioclimáticos de áreas susceptibles de invasión por *A. fulica* (Vogler *et al* 2013).

b) Potencial de dispersión

Los juveniles emergentes de *A. fulica* no se dispersan en grandes distancias. Estos inicialmente se mantienen cerca del sitio de nacimiento y alimentación de sus plantas preferidas. Dos semanas después, los juveniles comienzan a desplazarse y en la medida que el caracol va creciendo, la dispersión es progresiva. A los dos meses los caracoles adultos se establecen en un sitio que se considera su hogar, pero después se vuelven a desplazar en búsqueda de alimento, pero una y otra vez regresan a su hogar. Así, los juveniles en estadios más tempranos de desarrollo son sedentarios, la dispersión de la especie ocurre gracias a los juveniles, y los adultos son hogareños, con eventos de desplazamiento que les permite regresar a sus hogares (Raut y Barker, 2002).

En una sola noche, *A. fulica* se desplaza en promedio 1,429 cm durante junio y 912 cm en octubre, pero esto varía con el tamaño del caracol (Panja, 1995). Hay individuos que pueden viajar hasta 50 metros durante una noche. Sin embargo se sabe que en Nueva Caledonia estos caracoles se mueven en promedio 250 m al año (Tillier, 1981 en Raut & Barker, 2002).

Con frecuencia el caracol se traslada a través de productos agrícolas, plantas, maquinaria y cajas de cosecha de diversos cultivos vegetales, por lo que es fácil su traslado en un estado de estivación en condiciones de refrigeración, y así ser transportado a largas distancias sin ser detectado (USFWS, 2015).

En Brasil, por ejemplo, la especie fue introducida en 1988 en Paraná. Actualmente se encuentra en 23 de los 26 estados que forman el país, además del distrito de Brasilia, incluyendo la región de la Amazonia y muchas reservas naturales, lo cual habla de su elevado potencial de dispersión (Thiengo et al. 2007). Sá-Olivera et al. (2016) indican que *Achatina fulica* se concentra en zonas muy pobres de Santana, un asentamiento ubicado al norte de Brasil en el Río Amazonas. En esa localidad se tiene conocimiento de los impactos del caracol gigante africano, pero al parecer, el bajo nivel de educación de la población repercute en la dinámica poblacional de *Achatina fulica*, ya que la localidad presenta un evidente problema de concentración de basura y carencia de higiene por parte de los residentes, lo que impide que mantener sus predios limpios y promueven inconscientemente la dispersión de la especie.

Las medidas de mitigación para evitar su dispersión en otros países han sido poco efectivas porque muchos de los estudios han sido de manera experimental; porque las medidas de control biológico ha sido una grave amenaza potencial para las especies nativas; porque el uso de agentes químicos a base de metaldehído no han sido eficientes en el control de la especie, y porque el control mecánico es muy costoso (Cowie, 1992; Hadfield et al. 1993; Salmijah et al. 2000; Prasad et al. 2004; Saxena y Mahendru, 2000; USDA-APHIS, 2012).

6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS

i. Impactos/beneficios socioeconómicos

La comercialización de *Achatina fulica* representa un beneficio socio-económico para la industria farmacológica y de biotecnología, ya que es una especie que se ha demostrado tener propiedades antimicrobianas y anticancerígenas, particularmente de moléculas contra el cáncer de pecho (Olusi et al. 1976; E-kobon et al. 2016). Asimismo, también es una especie comestible que se cría en cautiverio y grandes cantidades de carne de este caracol se exportan a Europa y América provenientes de Taiwán, China y otros países asiáticos (Muniappan et al. 1986; Raut y Barker, 2002) y en algunas regiones de Brasil como São Paulo, Río de Janeiro, Minas Gerais, Paraná y Santa Catarina (Raut y Barker, 2002).

Por el contrario, el caracol gigante africano representa un impacto económico negativo en la agricultura debido a que el molusco consume grandes cantidades de cultivos y/o plantas de alto interés comercial. Por ejemplo, en Florida, previo a su erradicación, se estimó que *A. fulica* pudo ocasionar una pérdida anual de 11 millones de dólares si la población no hubiese sido controlada en 1969 (USDA, 1982).

La dieta del caracol se compone de más de 500 especies de plantas diferentes, algas y líquenes (Prasad et al. 2004) y daña plantas ornamentales en cualquier etapa de desarrollo. Las plantas con mayor probabilidad de daño son las cucurbitáceas y las leguminosas (Mead, 1961). Además, distribuye en sus heces esporas del hongo oomiceto *Phytophthora palmivora* en Ghana; este hongo es la causa de la enfermedad de la vaina negra de cacao (*Theobroma cacao*). El oomiceto también infecta a la pimienta negra, coco, plátano (Figura 4), papaya (Figura 5) y vainilla (Raut y Barker, 2002). Además, *A. fulica*

extiende a los oomicetos *P. colocasiae* en el taro y *P. parasitica* en la berenjena (*Solanum melongena*) y mandarina (*Citrus reticulata*) (Mead, 1961, 1979; Muniappan et al. 1986).

El caracol gigante africano también come huesos y carroña, incluso rocas calizas y paredes en busca de fuentes de calcio, por lo que se considera que impacta negativamente la infraestructura (Prasad et al. 2004; Aquino, 2010; de la Ossa-Lacayo et al. 2012).

La erradicación de estos organismos es costosa (Mead, 1961, 1979; Raut y Barker, 2002); por ejemplo, en Florida su erradicación tomó cerca de 10 años y tuvo un costo de un millón de dólares (Poucher, 1975; USDA-APHIS, 2011).



Figura 4. *Achatina fulica* en un platanar.

Fuente: [http://www.plantwise.org/KnowledgeBank/Uploads/PestNet/Giant_African_snail_\(050\).htm](http://www.plantwise.org/KnowledgeBank/Uploads/PestNet/Giant_African_snail_(050).htm)

ii. Impactos a la salud

En muchos lugares de Asia, el Pacífico y América, *A. fulica* puede jugar un papel importante en la transmisión de enfermedades para los humanos. El molusco trasmite la meningitis eosinofílica causado por los parásitos *Angiostrongylus cantonensis* y *A. costaricensis*, que son nemátodos que usan de hospedero al molusco. Esos parásitos se alojan en los tejidos fibromusculares del caracol y están presentes en sus secreciones, éstos pueden causar diversas afecciones como meningoencefalitis eosinofílica que puede ser fatal o también angiostrongiliasis abdominal, la cual causa graves afecciones gastrointestinales (vómitos, diarreas y hasta peritonitis). Así, la baba del caracol africano puede afectar al hombre de manera directa cuando este lo ha manipulado sin usar guantes, o de manera indirecta cuando ingiere frutas y hortalizas que han estado en contacto con el caracol y no fueron lavadas de manera adecuada (Weininger-Cohén et al. 2012).

Además, el caracol puede llevar la bacteria gram-negativa, *Aeromonas hydrophila*, causando una amplia variedad de síntomas negativos, especialmente en personas que posean un sistema inmunológico débil. Los parásitos que tienen los caracoles pasan a los humanos generalmente a través del consumo de organismos crudos o mal cocinados (Raut y Barker, 2002).

iii. Impactos ambientales

El caracol gigante, *A. fulica*, causa daños al medio ambiente al desplazar poblaciones de moluscos nativos por competencia (Correoso, 2006). Inclusive, el caracol gigante ha causado la extinción o declinación de especies de caracoles terrestres endémicos en islas (Cowie, 1992, 1998; Civeyrel y Simberloff, 1996; Sugiura et al. 2011; Holland et al. 2012). Se piensa que el caracol genera una alteración en el ciclo de nutrientes asociado a grandes volúmenes de material vegetal que pasa por su tracto digestivo, aunque no ha sido cuantificado (Raut y Barker, 2002).

A su vez, el caracol causa pérdida en los cultivos por herbivoría y propagación de enfermedades a través de la transmisión de patógenos a las plantas y/o cultivos. Aunado a lo anterior, el costo o daño asociado al control de la plaga es muy alto y limita a su vez, el cultivo de ciertas plantas que no son resistentes a la infestación del caracol (Raut y Barker, 2002).

También existen efectos indirectos ocasionados al ambiente por el uso del caracol lobo (*Euglandina rosea*) como control biológico contra *A. fulica*. Por ejemplo, en Moorea y en varias islas de la Polinesia francesa (Cowie, 1992) y Hawái (Hadfield et al. 1993), la introducción del caracol lobo para controlar *A. fulica* ocasionó la extinción de especies de *Partula* (Murray et al. 1988) y otros caracoles endémicos. Por otro lado, el uso de pesticidas químicos a base de cobre aplicados contra el caracol gigante, inhiben el desarrollo de hongos, bacterias, algas y otros animales que habitan normalmente en ambientes acuáticos (Raut y Barker, 2002; Capinera y Dickens, 2016).



Figura 5. Caracol gigante africano en papaya.

Fuente: <http://www.Hawáiplantdisease.net/glossary/Snails.htm>

7. CONTROL Y MITIGACIÓN

-Control biológico: Mead (1961) revisó las especies de uso potencial como control biológico de *A. fulica*. La introducción de moluscos depredadores exóticos como agentes de control biológico contra *A. fulica* en las islas de los océanos Índico y Pacífico ocurrió en contra del asesoramiento de expertos y sin pruebas de campo satisfactorias. Esto ha dado lugar a extinciones masivas de especies endémicas de caracoles, sin evidencia de que el método haya sido eficaz contra *A. fulica* (Murray et al. 1988). El agente principal de este desastre ecológico es *Euglandina rosea*, una especie de caracol carnívoro de Florida. Se ha introducido en muchas islas del Indo-Pacífico para erradicar *A. fulica*, pero ha tenido un efecto catastrófico en los gasterópodos endémicos, más notablemente en la Polinesia Francesa (Cowie, 1992) y Hawai (Hadfield et al. 1993). En Guam, las Islas Marianas y en las Maldivas en la década de 1980 se usó el gusano plano *Platydemus* con éxito para controlar el caracol africano (Muniappan et al. 1986).

-Control químico: El método de control químico más usado contra *A. fulica* es el uso de metaldehído (Jayanhankar et al. 2013). No obstante, el método no ha sido completamente exitoso en la erradicación del caracol gigante. En Florida se logró su erradicación en los años 70's usando pellets de metaldehído como veneno (Poucher, 1975) en un lapso de 4.5 años en el que se invirtieron \$700,000 dólares americanos y 67,183 horas de trabajo.

En algunos otros casos, ha sido útil a pequeña escala e incluso se ha demostrado resistencia del caracol al metaldehído (Salmijah et al. 2000). El principal efecto tóxico del metaldehído es a través de las glándulas mucosas que causa un excesivo adelgazamiento en el organismo, lo que causa la muerte por deshidratación. Es tóxico para las babosas y caracoles, tanto por ingestión como por medio de la absorción mediante el pie del molusco. El cloruro de sodio funciona como agente deshidratante eficaz. Sin embargo, varios molusquicidas no son selectivos y ponen en peligro no solo a los caracoles, sino también a la fauna endémica (Prasad et al. 2004). También se han probado insecticidas y fungicidas a base de sulfato de cobre y carnadas a base de trigo, cebada y harina de maíz combinadas con insecticidas (malation, triclorfon y mexacarbato) a diferentes concentraciones, obteniendo resultados positivos contra el caracol (Saxena y Mahendru, 2000). El uso de organofosfatos, carbamatos y piretroides también ha sido explorado para el control de *A. fulica*, así como molusquicidas de origen botánico (Jayanhankar et al. 2013).



Figura 6. Trabajo comunitario para erradicar *A. fulica* en Colombia. Fuente: <http://www.corpoamazonia.gov.co/index.php/noticias/495-acciones-de-prevencion-y-control-de-caracol-gigante-africano-y-caracol-de-jardin>

-Control mecánico: El control físico de *A. fulica* ha sido exitoso en zonas habitadas por el hombre. En algunos cultivos se han recolectado los caracoles a mano para después matarlos ya sea usando sal, exponiéndolos al sol, rompiendo la concha, pisando su cuerpo hasta matarlo, enterrarlos o quemarlos. Si se les entierra, se debe asegurar que sea a una profundidad mayor a dos metros, ya que se ha observado que los caracoles recién eclosionados pueden sobrevivir y salir a superficie. Para juntar los caracoles se utilizan guantes impermeables para evitar el contacto directo con ellos, también se puede utilizar palas u otros objetos con el objetivo de no tocar los caracoles con la piel, estos objetos deben ser limpiados y desinfectados luego del operativo (Mead, 1961, 1979; Raut y Barker, 2002; Jayashankar et al. 2013). En Colombia existe trabajo comunitario para erradicar la especie en una iniciativa coordinada entre diferentes órdenes de gobiernos y asociaciones no gubernamentales (Figura 6). En la primera jornada de recolección de caracol gigante africano en noviembre de 2014 se recolectaron 320 kg de estos moluscos invasores (Corpoamazonia, 2016).

8. NORMATIVIDAD

a) México

No existen reportes de la especie en México y *A. fulica* no figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996), pero recientemente fue incluida en el anexo I del Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México (DOF, 07 de diciembre 2016). Es importante mencionar, que el artículo 27 Bis 1 de la Ley General de Vida Silvestre, establece que No se autorizará la importación de especies exóticas invasoras que representen una amenaza para la biodiversidad, la economía o Salud Pública. En este sentido, la importación de *A. fulica* está prohibida en México a partir del 8 de diciembre de 2016 (el acuerdo entra en vigor al día siguiente de su publicación en el Diario Oficial de la Federación).

SENASICA cuenta con una guía de síntomas y daños del caracol gigante africano disponible en internet (Programa de Vigilancia Epidemiológica Fitosanitaria, 2015). En ella se pide un acercamiento con el comité de sanidad de cualquier estado de la república o bien, directamente a emergencia fitosanitaria del Programa de Vigilancia Epidemiológica (PVEF).

En el país existe un marco bien establecido para el manejo de plagas de plantas y animales a través de normas fitosanitarias y zoonosanitarias que emplean la cuarentena, todas ellas fundadas y motivadas en las leyes de sanidad vegetal y animal, respectivamente. La Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), a través del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), se encarga de aplicar estas normas y, a través de la Secretaría de Salud (SS), establece las que son necesarias para combatir plagas relacionadas con la salud humana. Dichas normas pueden servir como base para la implementación de otras aplicables a especies invasoras que no necesariamente amenazan directamente a la agricultura o a la salud humana, sino al ambiente. Por su parte, la SEMARNAT, por medio de la Procuraduría Federal de Protección al ambiente (PROFEPA) y de la Dirección General de Inspección de la Vida Silvestre (DGIVS), es la responsable de vigilar el cumplimiento de la normatividad aplicable al manejo y aprovechamiento de la vida silvestre. Sin embargo, a pesar de que México dispone de bases generales, no cuenta con instrumentos específicos que regulen los problemas que ocasionan las especies invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Las leyes mexicanas que hacen referencia a las especies exóticas y que pudieran aplicar en el caso del caracol africano *gigante Achatina fulica* son las siguientes: Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento; Ley General de Vida Silvestre (LGVS); Ley Federal de Sanidad Animal (LFSA) y su reglamento; Ley Federal de Sanidad Vegetal (LFSV) y su reglamento; Ley General de Salud (LGS) y el Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Los extractos de dichas leyes con referencia a las especies exóticas se encuentran en el Anexo A.

b) Internacional

-Estados Unidos: es una especie catalogada como de alto riesgo (USFWS, 2015) y considerada de alto impacto en Florida (Vennete y Larson, 2004). Cuenta con un protocolo regulatorio específico (USDA-APHIS, 2012) en el que establece que ninguna persona puede mover entre los estados al caracol africano, excepto con una orden federal. Cuando son descubiertos estos animales son confiscados (Figura 6). Asimismo, Florida cuenta con un mapa de las áreas sujetas a cuarentena (https://www.aphis.usda.gov/plant_health/plant_pest_info/gas/downloads/gals-quarantinezone.pdf). Se encuentra en la lista de especies silvestres perjudiciales de Hawái (Hawaii Administrative Rules, Chapter 124).

-Canadá: es una especie regulada por la Agencia de Inspección Alimentaria de Canadá bajo la norma D-12-02, que establece los requisitos de importación de organismos potencialmente peligrosos que no sean plantas para prevenir la importación de plagas a Canadá (Canadian Food Inspection Agency, D-12-02).

-Otros: El caracol gigante africano se encuentra en documentos que son meramente informativos y que carecen de implicaciones legales, como la lista de 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe et al. 2004) y la lista de caracoles de importancia cuarentenaria, agrícola y médica para América Latina y el Caribe (Berg, 2009). Por su parte, en Colombia, según la Resolución número 0848 del 2008 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, se considera una especie exótica invasora de alto riesgo (de la Ossa-Lacayo y de la Ossa, 2014).



Figura 6. Ejemplares de *A. fulica* confiscados en el aeropuerto internacional de Los Angeles, California en julio de 2014. Fuente: <http://news.nationalgeographic.com/news/2014/07/140715-giant-african-land-snails-invasive-species-animals-science-nation-los-angeles/>.

9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO

MÉTODO DE EVALUACIÓN RÁPIDA DE INVASIVIDAD (MERI): El puntaje obtenido para *A. fulica* fue 0.8179, que lo sitúa en una especie con un **valor de invasividad muy alto**.

10. RESUMEN Y CONCLUSIONES

El caracol africano gigante es un molusco terrestre nativo de África oriental. Es considerado una de las plagas más peligrosas del mundo. Ha sido transportado de su área de distribución nativa hacia varias partes del mundo para usarlo como mascota, alimento humano y de peces, investigación, medicina, farmacéutica y fines religiosos. La especie ha sido dispersada desapercibidamente por actividades ligadas al hombre, ya que el caracol fácilmente se adhiere a la maquinaria y cajas de cosecha de diversos cultivos vegetales, por lo que es fácil su traslado en un estado de estivación en condiciones de refrigeración y así ser transportado a largas distancias sin ser detectado. Es una especie hermafrodita con un alto potencial reproductivo, mismo que favorece su dispersión. Tiene una dieta polífaga que incluye más de 500 especies de hongos, líquenes y plantas, muchas de ellas de interés comercial como las cucurbitáceas y leguminosas, y productos altamente cotizados como el cacao, la vainilla, el taro y la pimienta. Además, el caracol también consume huesos e incluso rocas calizas y paredes de estuco de las construcciones en busca de fuentes de calcio. *Achatina fulica* es vector de parásitos de importancia médica

(meningoencefalitis y angiostrongiliasis abdominal) y veterinaria. El caracol ocasiona impactos en el ecosistema al alterar el ciclo de nutrientes asociado a los grandes volúmenes de material vegetal que pasa por su tracto digestivo, e impactos en la biodiversidad al desplazar poblaciones de moluscos nativos por competencia y hasta ocasionar su extinción. La especie ha establecido poblaciones en Florida y varios países del Caribe y América del Sur. En Estados Unidos, México y Canadá es una especie regulada. En México no existen reportes de su presencia y su importación está prohibida. La especie tiene un riesgo de invasividad en México muy alto (0.8179) de acuerdo con el método de evaluación rápida de invasividad (MERI).

11. BIBLIOGRAFÍA

Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. (D. O. F. 07 diciembre 2016).

Alibaba, 2016. Giant African snail. Disponible en: http://www.alibaba.com/trade/search?fsb=y&IndexArea=product_en&CatId=&SearchText=Giant+African+snail

Allen, J. A. 1983. The inheritance of a shell colour polymorphism in *Achatina fulica* (Bowdich) from East Africa. *Journal of Conchology*. 31: 185-189.

Aquino, M. 2010. *Achatina fulica* no Brasil. REDVET, *Revista Electrónica de Veterinaria*. 11 (9): 1-7.

Berg, G. H. 2009. *Caracoles de importancia cuarentenaria, agrícola y médica para América Latina y el Caribe*. Organismo Internacional Regional De Sanidad Agropecuaria (OIRSA). San Salvador, 133 p.

Budha, P. B. & Naggs, F. 2008. The Giant African Land Snail *Lissachatina fulica* (Bowdich) in Nepal. *The Malacologist*. 50: 19-25.

Canadian Food Inspection Agency, D-12-02. Import Requirements for Potentially Injurious Organisms (Other than Plants) to Prevent the Importation of Plant Pests in Canada. Disponible en: <http://www.inspection.gc.ca/plants/plant-pests-invasive-species/directives/imports/d-12-02/eng/1432586422006/1432586423037>

Capinera, J. L. & Dickens, K. 2016. Some effects of copper-based fungicides on plant-feeding terrestrial molluscs: A role for repellents in mollusc management. *Crop Protection*. 83: 76-82.

Civeyrel, L. & Simberloff, D. 1996. A tale of two snails: is the cure worse than the disease?. *Biodiversity and Conservation*. 5 (10): 1231-1252.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. CONABIO, SEMARNAT, CONANP. México. 114 p.

CONABIO. 2016. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Fecha de actualización: 22 de

junio de 2016.
http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/pdf/presentes_confinados.pdf

Corpoamazonia. 2016. Acciones de Prevención y Control de Caracol Gigante Africano. Disponible en: <http://www.corpoamazonia.gov.co/index.php/noticias/495-acciones-de-prevencion-y-control-de-caracol-gigante-africano-y-caracol-de-jardin>

Correoso, M. R. 2006. Estrategia preliminar para evaluar y erradicar *Achatina fulica* (Gastropoda: Achatinaceae) en Ecuador. Boletín Técnico 6, *Serie Zoológica* 2: 45-52.

Correoso, M. & Coello, M. 2009. Modelación y distribución de *Lissachatina fulica* (Gastropoda: Achatinidae) en Ecuador. Potenciales impactos ambientales y sanitarios. *Revista Geoespacial*. 6: 79–90.

Cowie, R. H. 1992. Evolution and extinction of Partulidae, endemic Pacific island land snails. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*. 335: 167-191.

Cowie, R. H. 1998. Patterns of introduction of non-indigenous non-marine snails and slugs in the Hawáian Islands. *Biodiversity and Conservation*. 7 (3): 349-368.

Craze, P. G. & Mauremootoo, J. R. 2002. A test of methods for estimating population size of the invasive land snail *Achatina fulica* in dense vegetation. *Journal of Applied Ecology*. 39: 653-660.

de la Ossa-Lacayo, A. & de la Ossa, V. J. 2014. Caracol africano gigante *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Mollusca: Gastropoda-Achatinidae) en zona urbana de Sincelejo y Sumpués, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*. 6 (2): 299-304.

de la Ossa-Lacayo, A., de la Ossa, V. J. & Lasso, C. A. 2012. Registro del caracol africano gigante *Achatina fulica* (Bowdich 1822) (Mollusca: Gastropoda-Achatinidae) en Sincelejo, costa Caribe de Colombia. *Biota Colombiana*. 13 (2): 247-252.

eBay, 2016. Giant African land snails. Disponible en: <http://www.ebay.co.uk/bhp/giant-african-land-snails>

E-kobon, T., Thongarm, P., Roytrakyl, S., Meesuk, L. & Chumnannpuen. P. 2016. Prediction of anticancer peptides against MCF-7 breast cancer cells from the peptidomes of *Achatina fulica* mucus fractions. *Computational and Structural Biotechnology Journal*. 14: 49-57.

EPPO, 2013. PQR database. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm>

Hadfield, M. G., Miller, S. E. & Carwile, A. H. 1993. The decimation of endemic Hawai'ian tree snails by alien predators. *American Zoologist*. 33: 610-622.

Hawaii Administrative Rules, Chapter 124. State of Hawai, Division of Forestry and Wildlife, Wildlife programs, List of Injurious Wildlife Species. <http://dlnr.hawaii.gov/wildlife/invasives/injurious-wildlife/>

Holland, B. S., Chock, T., Lee, A. & Sugiura, S. 2012. Tracking Behavior in the Snail *Euglandina rosea*: First Evidence of Preference for Endemic vs. Biocontrol Target Pest Species in Hawái. *American Malacological Bulletin*. 30 (1): 153-157.

ISC. 2014. *Lissachatina fulica* (giant African land snail) data sheet. Invasive Species Compendium, Centre for Agriculture and Biosciences International (CABI). Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/2640>.

Jayashankar, M., Sridhar, V. & Verghese, A. 2013. Management of the giant African snail, *Achatina fulica* (Bowdich) (Stylommatophora: Achatinidae) in India. *Pest Management in Horticultural Ecosystems*. 19(1): 1-9.

Lake, P. S. & O'Dowd, D. J. 1991. Red crabs in rainforest, Christmas Island: biotic resistance to invasion by an exotic snail. *Oikos*. 62, 25–29.

Ley Federal de Sanidad Animal (D. O. F. 7 junio 2012).

Ley Federal de Sanidad Vegetal (D. O. F. 16 noviembre 2011).

Ley General de Salud (D. O. F. 12 noviembre 2015).

Ley General de Vida Silvestre (D. O. F. 26 enero 2015).

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (D. O. F. 9 enero 2015).

Lowe, S. J., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2004. *100 of the world's worst invasive alien species*. A selection from the global invasive species database. The invasive species specialist group. World Conservation Union. Hollands Printing Ltd, New Zealand. 12 p.

Martinez-Escarbassiere, R. & Martinez, E. 1997. Nota acerca de la *Achatina* (*Lissachatina*) *fulica* (Bowdich, 1822), peligroso caracol africano (Pulmonata-Achatinidae) introducido en Venezuela. *Acta Biológica Venezolánica*. 17 (1): 37-40.

Mead, A. R. 1961. *The Giant African Snail: A Problem in Economic Malacology*. University of Chicago Press, Chicago, 257 p.

Mead, A. R. 1979. Economic Malacology with Particular Reference to *Achatina fulica*, p. 150. In: Fretter, V. & Peake, J. (eds.). *Pulmonates Vol. 2B*. Academic Press, London, 150 p.

Meyer, W. M. & Cowie, R. H. 2010. Feeding preferences of two predatory snails introduced to Hawái and their conservation implications. *Malacologia*. 53: 135–144.

Miranda, M. S., Heitzmann Fontenelle, J. & Lea Pecora, I. 2015. Population structure of a native and an alien species of snail in a urban area of the Atlantic Rainforest. *Journal of Natural History*. 49(1-2): 19-35.

Morocoima, A., Rodríguez, V., Rivas, R., Coriano, H., Rivero, S., Errante, R., Mitchell, M., Herrera, L. & Urdaneta-Morales, S. 2014. *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Mollusca, Gastropoda, Achatinidae) carrier of Helminthes, Protozoa and Bacteria in northeast Venezuela. *Boletín de Malariología y salud ambiental*. 54 (2): 174-185.

- Muniappan, R. 1987. Biological control of the giant African snail, *Achatina fulica* Bowdich, in the Maldives. *FAO Plant Protection Bulletin*. 35, 127–133.
- Muniappan, R., Duhamel, G., Santiago, R. M. & Acay, D. R. 1986. Giant African snail control in Bugsuk island, Philippines, by *Platydemus manokwari*. *Oleagineux*. 41: 183-188.
- Murray, J., Murray, E., Johnson, M. S. & Clarke, B. 1988. The extinction of *Partula* on Moorea. *Pacific Science*. 42 (3-4): 150-153.
- NAPPO, 2013. Phytosanitary Alert System: APHIS establishes additional regulated area in Florida for Giant African snail (*Lissachatina fulica*, formerly *Achatina fulica*). NAPPO. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.pestalert.org/oprDetail.cfm?oprID=573>
- Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996. Establecimiento de cuarentenas para animales y sus productos (D. O. F. 08 de junio 1998).
- Olusi, S. O., Wallwork, J. C., Elegbe, R. A. & McFarlane, H. 1976. Immunological and immunochemical properties of the giant African snail (*Achatina fulica*) hemocyanin. *Immunochemistry*. 13: 425-427.
- Panja, U. K. 1995. Activity pattern in respect to homing of the giant African land snail, *Achatina fulica* Bowdich. PhD thesis, University of Calcutta, Calcutta.
- Pereira, A. E., Rey, A., López, J. P., Castro, J. P., Uribe, N. 2016. Caracterización físico-química y actividad antimicrobiana de la secreción mucosa de *Achatina fulica*. *Revista de la Universidad Industrial de Santander en Salud*. 48(2): 188-195.
- Poucher, C. 1975. Eradication of the giant African Snail in Florida. *Annual Meeting Florida State Horticulture Society*. 88: 523–524.
- Prasad, G. S., Singh, D. R., Senani, S. & Medhi, R. P. 2004. Eco-friendly way to keep away pestiferous Giant African snail, *Achatina fulica* Bowdich from nursery beds. *Current Science*. 98 (12): 1657-1659.
- Programa de Vigilancia Epidemiológica Fitosanitaria, 2015. Guía de síntomas y daños del caracol gigante africano, *Achatina fulica* (Bowdich, 1822). SAGARPA-SENASICA. [http://www.cesaveson.com/files/docs/campanas/vigilancia/fichas%20y%20guias/caracol GIGANTE.pdf](http://www.cesaveson.com/files/docs/campanas/vigilancia/fichas%20y%20guias/caracol%20GIGANTE.pdf)
- Raut, S. K. & Barker, G. M. 2002. *Achatina fulica* Bowdich and Other Achatinidae as Pests in Tropical Agriculture. In: Barker, G. M. (ed). *Molluscs as Crop Pests*. CABI Publishing, Hamilton, New Zealand. 55-114 p.
- Raut, S. K. & Ghara, T. K. 1989. Impact of individual's size on the density of the giant land snail pest *Achatina fulica* Bowdich (Gastropoda: Achatinidae). *Bollettino Malacologico*. 25: 301-306.
- Raut, S. K. & Ghose, K. C. 1984. Pestiferous Land Snails of India. Zoological Survey of India No. 11, Bani Press, Calcutta, 151 pp.

- Sá-Oliveira, J. C., Araújo, F. L., Filho, R. G. T., dos Santos, W. S. & Ferrari, S. F. 2016. Education as Controlling Factor of Invasive Species (*Achatina fulica*) in an Amazonian City, Brazil. *Creative Education*. 7: 159-170.
- Salmijah, S., Chan, M. K., Kong, B. H., Maimon, A. & Ismail, B. S. 2000. Development of resistance in *Achatina fulica* Fer. and *Bradybaena similaris* Fer. towards metaldehyde. *Plant Protection Quarterly*. 15 (1): 2-5.
- Sarma, R. R., Munsu, M. & Anantharam, A. N. 2015. Effect of Climate Change on Invasion Risk of Giant African Snail (*Achatina fulica* Férussac, 1821: Achatinidae) in India. *PLoS ONE* 10(11): e0143724. doi:10.1371/journal.pone.0143724.
- Saxena, R. M. & Mahendru, V. K. 2000. An introduction to giant African snail *Achatina fulica*, its destructive ability and an attempt to control by using bait technique. *Flora and Fauna (Jhansi)*. 6 (1): 27-28.
- Schneider, K., Meulen, U., Marwoto, R. M. & Djojoseobagio, S. 1998. Current situation of edible snails in Indonesia. *Tropicultura*. 16/17 (2): 59-63.
- Sidelnikov, A. P. & Stepanov. I. I. 2000. Influence of population density on growth and regenerative capacity of the snail *Achatina fulica*. *Biology Bulletin of the Russian Academy of Sciences*. 27 (5): 438-444.
- Stokes, H. 2006. *Achatina fulica*. en: http://www.columbia.edu/itc/cerc/danoff-burg/invasion_bio/inv_spp_summ/Achatina_fulica.htm
- Sugiura, S., Holland, B. S. & Cowie, R. H. 2011. Predatory behavior of newly hatched *Euglandina rosea*. *Journal of Molluscan Studies*. 77: 1-2.
- Thakur, S. 1998. Studies on food preference and biology of giant African snail, *Achatina fulica* in Bihar. *Journal of Ecobiology*. 10: 103-109.
- Thiengo, S. C., Faraco, F. A., Salgado, N. C., Cowie, R. H. & Fernández, M. A. 2007. Rapid spread of an invasive snail in South America: the giant African snail *Achatina fulica* in Brasil. *Biological Invasions*. 9: 693-702.
- Tillier, S. 1992. Introduced land snails in New Caledonia: a limited impact in the past, a potential disaster in the future. *Pacific Science*. 46 (3): 396-397.
- Tomiyama, K. 1992. Homing behaviour of the giant African snail, *Achatina fulica* (Ferussac) (Gastropoda; Pulmonata). *Journal of Ethology*. 10(2): 139-146.
- Tomiyama, K. 1993. Growth and maturation pattern in the African giant snail, *Achatina fulica* (Ferussac) (Stylommatophora: Achatinidae). *Venus*. 52 (1): 87-100.
- Tomiyama, K. 1994. Courtship behavior of the giant African snail, *Achatina fulica* (Férussac) (Stylommatophora: Achatinidae) in the field. *Journal of Molluscan Studies*. 60 (1): 47.
- Tomiyama, K. 2002. Age dependency of sexual role and reproductive ecology in a simultaneously hermaphroditic land snail, *Achatina fulica* (Stylommatophora: Achatinidae). *Venus*. 60 (4): 273-283.

USDA. 1982. Pests not known to occur in the United States or of limited distribution, No. 22: Giant African Snail, pp. 1-8. APHIS, PPQ, Beltsville, MD.

USDA-APHIS. 2011. Giant African Snail Cooperative Eradication Program Miami-Dade County, Florida Environmental Assessment. 28 p.

USDA-APHIS. 2012. Regulatory Protocols for the Giant African Snail (*Lissachatina fulica*). 4 p. Disponible en: https://www.aphis.usda.gov/plant_health/plant_pest_info/gas/downloads/gas-regulatoryprotocols.pdf

USFWS, 2015. Giant African snail (*Achatina fulica*) Ecological Screening Summary. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <https://www.fws.gov/fisheries/ans/erss/highrisk/Achatina-fulica-ERSS-June2015.pdf>

Vázquez, A. & Sánchez, J. 2015. First record of the invasive land snail *Achatina (Lissachatina) fulica* (Bowdich, 1822) (Gastropoda: Achatinidae), vector of *Angiostrongylus cantonensis* (Nematoda: Angiostrongylidae), in Havana, Cuba. *Molluscan Research*. 35 (2): 139-142.

Venette, R. C. & Larson, M. 2004. Mini Risk Assessment Giant African Snail, *Achatina fulica* Bowdich [Gastropoda: Achatinidae]. <http://www.inhs.illinois.edu/files/4713/4013/9195/afulicapra.pdf>. Fecha de actualización: 04 de junio de 2016.

Vogler, R. E., Beltramino, A. A., Sede, M. M., Gutiérrez Gregoric, D. E., Núñez, V. & Rumi, A. 2013. The giant African snail, *Achatina fulica* (Gastropoda: Achatinidae): Using bioclimatic models to identify South American areas susceptible to invasion. *American Malacological Bulletin*. 31 (1): 39-50.

Weininger-Cohén, D., Suárez-Cedraro, d.c., Yáñez-González, R., Suárez-Acevedo, J. A., Abad-Millán, H., Suárez-Sancho, J. A. & Viera-Ramírez, E. R. 2012. *Achatina fulica* (Bowdich, 1822): un posible problema de salud pública en Venezuela. *Vitae*. 52: 1-9.

Cipangopaludina chinensis (Gray, 1834)



Figura 1. *Cipangopaludina chinensis*. Fuente: NEMESIS (http://invasions.si.edu/nemesis/CH-ECO.jsp?Species_name=Bellamya+chinensis)

1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO

El caracol misterio chino es un molusco dulceacuícola del orden Orden Architaenioglossa, Familia Viviparidae. Dentro del contexto de esta revisión, los análisis de riesgo aquí presentados a través del Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) y del Freshwater invertebrate scoring kit (FI-ISK) son específicos para *Cipangopaludina chinensis* en México, una especie comercializada y de alta demanda para consumo humano, en el mercado de mascotas y en acuariofilia.

La ficha técnica ofrece la información disponible a la fecha sobre la especie (taxonomía, biología e historia natural, usos y comercialización, rutas de introducción, potencial de establecimiento y colonización, impactos, control, mitigación y marco legal existente). Se procuraron en primera instancia, fuentes de información confiables como libros o artículos científicos o técnicos; publicaciones oficiales e información de especialistas. En segunda instancia, se consultaron bases de datos de información especializada en especies invasoras, documentos científicos o técnicos no publicados y blogs. Y también se consultaron sitios de ventas por internet, principalmente para estimar el costo del molusco en el mercado internacional.

Se hace énfasis en la normatividad existente en México, Estados Unidos y Canadá, principalmente. La solidez de los análisis reside en la información recabada en los tópicos antes mencionados, siendo indispensable para responder con un valor de incertidumbre a cada una de las preguntas implícitas en el MERI y el FI-ISK.

2. INTRODUCCIÓN

a) Información taxonómica

Reino Animalia

Phylum Mollusca

Clase Gastropoda

Orden Architaenioglossa

Familia Viviparidae

Nombre científico *Cipangopaludina chinensis* (Gray, 1834)

Sinónimos: *Bellamya chinensis*, *Viviparus malleatus*, *Viviparus japonicus*, *Viviparus stelmaphora*, *Paludina malleata*, *Paludina japonicus*, *Cipangopaludina malleata*, *Cipangopaludina chinensis malleata*, *Viviparus chinensis malleatus*.

Nota: En la literatura se nombra indistintamente a la especie como *Bellamya chinensis* o *Cipangopaludina chinensis*. Los especialistas no se ponen de acuerdo y esto ha originado la controversia en el nombre correcto de la especie como se resume a continuación. Smith (2000) sugirió que algunos caracteres anatómicos usados comúnmente para justificar el género *Cipangopaludina*, tienen valor subgenérico porque son variables, o son caracteres relacionados con ejemplares de tallas grandes. Por tanto, propuso el nombre *Bellamya* (*Cipangopaludina*) *chinensis*.

Sengupta et al. (2009) con base en un análisis molecular de genes nucleares y mitocondriales indicaron que las especies de *Bellamya* de Asia no podían pertenecer a este género por no estar emparentadas con las especies africanas en sus cladogramas, siendo *Bellamya unicolor* la especie tipo de *Bellamya*, descrita para Senegal.

Por su parte, Lu et al. (2014) prefirieron mantener a “chinensis” dentro de *Cipangopaludina* porque existen numerosas dificultades para determinar la validez de las especies de *Bellamya*, entre ellas las discrepancias halladas en la literatura y la presencia de datos morfológicos ambiguos, siendo un género problemático. Este informe usa el nombre *Cipangopaludina* de acuerdo con Lu et al. (2014).

Nombres comunes

Español: caracol chino, caracol misterio.

Inglés: Chinese mystery snail, trapdoor snail, Oriental mystery snail.

b) Descripción de la especie

Concha: grande, hasta 70 mm, color café o verdusca (Figura 1) con 6-7 espirales. Ápice aguzado (Figura 2). Sutura delgada. Ombligo delgado o cerrado. Carece de escultura, excepto por las líneas de crecimiento y undulaciones axiales. Apertura sub-circular, labio interno azul blancuzco y labio externo negro o café. Juveniles de la cámara de incubación con hasta cuatro espirales; protoconcha suave, tres hileras primarias de setas en la última espiral mientras que las otras espirales presentan solo dos hileras de setas (Lu et al. 2014).

Opérculo: Ocupa toda la apertura de la concha. El centro es café y las partes más externas son verduscas. El núcleo sub-central está localizado cerca del margen interno. Esculpido con líneas de crecimiento concéntricas. La superficie interna es lustrosa; cicatriz sub-circular cercana al margen interno y ocupando 2/3 del área opercular (Lu et al. 2014).

Morfología externa: cabeza y pie negros. Hocico cilíndrico con el margen anterior aplanado. Longitud de los tentáculos 1.3 veces más largos que la longitud del hocico, sitios al lado de la base del hocico. Omatóforos cortos, localizados entre la parte basal y media de la superficie externa de cada tentáculo. Pie largo, simple. Cojinete opercular más grande que su base en la superficie dorsal del pie. Músculo columelar grueso (Lu et al. 2014).



Figura 2. Concha de *Cipangopaludina chinensis*. Fuente: Wikipedia.

Rádula: Diente central con dentículos mayores anchos redondeados y cuatro dentículos pequeños y triangulares a cada lado. Diente lateral con dentículos mayores en forma de lengua y tres dentículos menores en cada lado. Diente marginal interno con dentículos mayores en forma de lengua y tres dentículos menores y diente marginal con 10 dentículos de igual tamaño (Lu et al. 2014).

Órganos del manto: Borde del manto simple y grueso. Osfradio en forma de cresta, muy cercano al tenidio, de la misma longitud que la punta anterior del osfradio hacia el borde del manto. Tenidio largo y delgado, del mismo largo que la cavidad paleal, anterior al borde del manto. Filamentos branquiales muy altos y delgados, arqueados hacia la derecha y ápice ligeramente aguzado, cercano al canal alimentario. Glándula hipobranquial ubicada a la izquierda del margen de la branquia. Margen derecho de la cavidad del manto lleno por el oviducto en las hembras. En los machos la uretra corre a lo largo de la cavidad del manto, en el margen derecho, mientras que en las hembras al final del oviducto. El recto se ubica en los lados dorsal e izquierdo de la uretra. En las hembras

hay tres aperturas, la más posterior y más pequeña es el poro de la uretra, el ano el poro más anterior, y el poro ubicado entre el ano y el poro de la uretra, es el poro femenino (Lu et al. 2014).

Es importante notar que la concha presenta variación en su crecimiento dependiendo de las diferentes condiciones ambientales en las que se encuentre la especie (Prezant et al. 2006; Soes et al. 2011).

c) Biología e historia natural de la especie

-Reproducción

Es una especie vivípara, libera a los juveniles completamente formados con un tamaño aproximado de 5 mm de largo (Dillon, 2000). En todas las etapas de desarrollo de los juveniles, éstos carecen de concha (Prezant et al. 2006). La hembra libera de forma continua los juveniles durante los periodos reproductivos, que son en verano y otoño (Jokinen et al. 1982; Havel, 2011). Los machos pueden identificarse por la presencia de un tentáculo derecho modificado, que actúa como pene.

La hembra alcanza la edad reproductiva después del primer año. La esperanza de vida es de 4 a 5 años y alcanza un máximo de largo de concha de 65 mm (Stanczykowska et al. 1971). El crecimiento de las crías es alométrico: la altura de concha aumenta más rápidamente que la anchura. Los individuos tienen el potencial para pasar el invierno en condiciones de frío (Rixon et al. 2005).

Fecundidad: En un reservorio de Nebraska cada hembra produce 25 crías, con una fecundidad anual estimadas entre 27.2 y 33.3 crías/hembra/año. Con base en la estimación de la población adulta y el cálculo de fecundidad, se dedujo que en ese reservorio de Nebraska se producen de 2.2 a 3.7 millones de crías anualmente (Stephen et al. 2013). En el estudio de Keller et al. (2007) una hembra puede producir 65 crías al año.

Estados de desarrollo: todos los estados de desarrollo, de huevos recién fertilizados hasta juveniles de 5 mm de largo, son encontrados simultáneamente dentro del saco uterino de las hembras (Prezant et al. 2006).

-Alimentación

Es una especie detritívora, filtradora facultativa, que puede tanto ramonear diatomeas epífitas usando su rádula como filtrar el agua que respiran (Dillon, 2000; Jokinen, 1982; Olden et al. 2013). Sin embargo, el estudio de Olden et al. (2013) sugiere que la relación entre el tamaño de los caracoles y las tasas de filtración de *C. chinensis* muestra un cambio ontogénico en la manera de alimentarse, de ramoneo a una mayor alimentación por filtración, a partir de un umbral de tamaño de la concha de aproximadamente 44 mm de altura.

-Conducta

Es un caracol ramoneador que suele enterrarse parcial o completamente, o emerger de nuevo días después (Unstad et al. 2013). Los caracoles que se entierran parcialmente suelen dejar alguna porción de su pie, tentáculos o sifones fuera del lodo. Así pueden

resistir periodos de desecación sellando sus opérculos, como lo demostraron Unstad et al. (2013): *C. chinensis* sobrevivió nueve semanas en condiciones de laboratorio sin agua.

-Interacciones ecológicas

1. Asociaciones: *C. chinensis* es hospedero intermediario de tremátodos parásitos, uno de ellos *Echinostoma cinetorchis*, causando enfermedades intestinales en el hombre (Chung y Yung, 1999; Chai et al. 2009).
2. Depredación: sus depredadores potenciales son jaibas, cangrejos, cíclidos y tortugas.
3. Competencia: La presencia de *C. chinensis* causa una declinación en el crecimiento y abundancia de los caracoles nativos *Physella gyrina* y *Lymnaea stagnalis* en experimentos de mesocosmos, probablemente en respuesta a competencia por alimento (Johnson et al. 2009). Sin embargo, esos impactos en caracoles nativos no han sido confirmados en estudios de campo. Por otro lado, Solomon et al. (2010) no encontraron diferencias en la estructura de caracoles nativos asociados a la presencia de *C. chinensis* en un lago de Wisconsin, aunque se observó que algunas especies de caracoles nativos no estaban presentes en sitios donde *C. chinensis* fue abundante.

-Hábitat

Esta especie se encuentra en grandes sistemas lénticos con poco movimiento y sustrato de fango o limo, como pueden ser ríos, arroyos, lagos, estanques, y canales de riego. Los organismos adultos se encuentran en la superficie o enterrados bajo el lodo, mientras que los juveniles permanecen en las grietas o bajo las rocas (Prezant et al. 2006). Es una especie de clima templado entre 0°C de 30°C (Karataev et al. 2009), por lo que no tolera temperaturas altas que ocurren en verano en los Estados Unidos (Karataev et al. 2009). Se han encontrado en profundidades de 0.2 a 3 m y en aguas con pH de 6.5 a 8.4, concentraciones de calcio (5 a 97 ppm), magnesio (13-31 ppm), oxígeno (7-11ppm) y sodio (2-49 ppm). Puede tolerar condiciones de aguas estancadas, además es resistente a condiciones de desecación, por lo que puede ser transportada por tierra, escondida entre las macrófitas que se adhieren al casco de los barcos, y cuando estos son movidos por tierra hacia otros lagos, también se llevan las macrófitas y sus polizontes (Havel, 2011).

-Abundancia o tamaño poblacional

Es una especie que alcanza altas densidades: 38 caracoles/m² (Branson, 1977; Johnson et al. 2009; Solomon et al. 2010). En un reservorio de Nebraska la población de *C. chinensis* fue estimada en 253,570 individuos, con una densidad de 5.2 caracoles/m² y una biomasa total de 3119 kg (643 kg/Ha) (Chaine et al. 2012).

d) Distribución

Nativa

Especie nativa del sureste de Asia: Rusia oriental, Japón, Java, Corea, Burma, Filipinas, Taiwán y Vietnam (Kipp et al. 2016).

Exótica

Holanda (Soes et al. 2011).

Exótica invasora

-Estados Unidos

- Costa Este: Massachusetts, Maine, Vermont, New Hampshire, Rhode Island, Nueva York, Nueva Jersey, Pensilvania, Delaware, Maryland, Carolina del Norte, Florida, Connecticut y Texas (Jokinen, 1982; Kipp et al. 2016; Perez et al. 2016).
- Costa Oeste: California, Washington (Jokinen, 1982; Kipp et al. 2016).
- Región central: Ohio, Michigan, Wisconsin, Indiana, Minnesota, Arizona, Colorado, Texas, Iowa, Oklahoma y Utah (Jokinen, 1982; Kipp et al. 2016; Havel, 2011) (Figura 3).

-Canadá

En la provincia de Ontario, *C. chinensis* se ha reportado en el Río Rideau en Ottawa, los lagos Kawartha y en los drenajes de los ríos Crowe, Moira y Trent, así como en los márgenes del Lago Erie y embalses del lago Ontario. También se ha reportado en Nueva Escocia, Quebec y la Columbia Británica (Invasives Tracking System, 2013) (Figura 3).

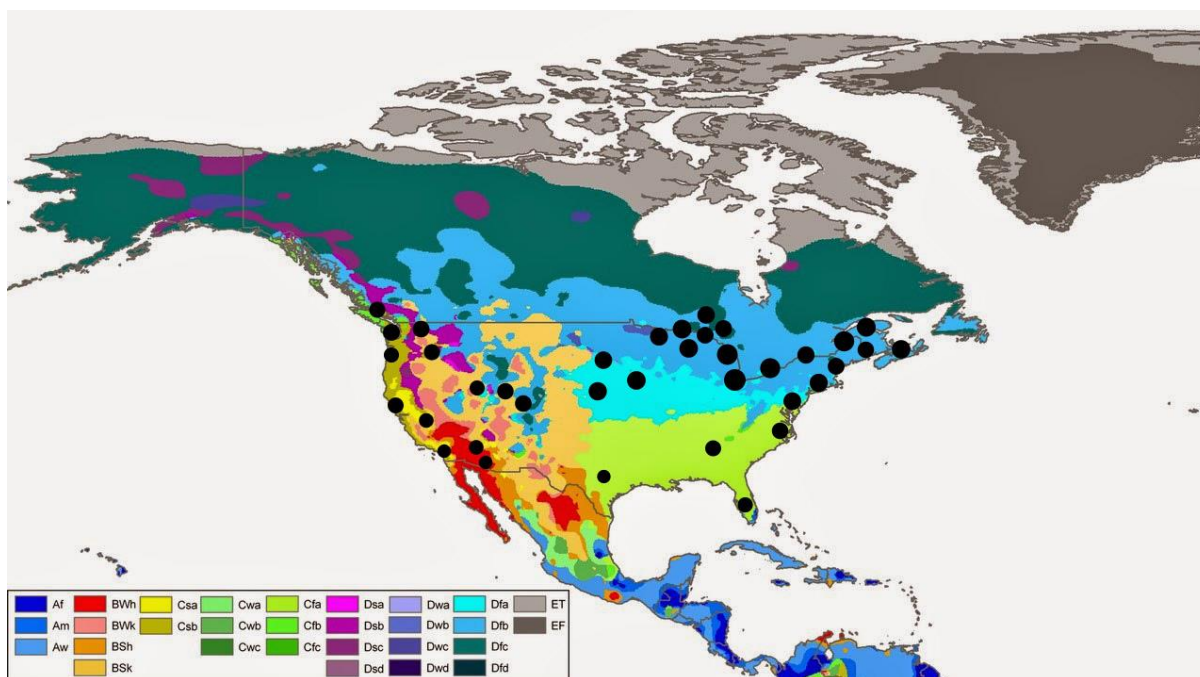


Figura 3. Distribución de *C. chinensis* como especie exótica invasora en puntos negros en Estados Unidos y Canadá y similitud climática (sistema de clasificación climática de Köppen).

-México

No existen reportes de la especie en México (CONABIO, 2016), pero es una especie altamente susceptible a ser importada de cualquier país hacia México debido a que su comercio no está regulado, su introducción no está prohibida, no figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996) y la especie ha establecido poblaciones en Estados Unidos y Canadá.

3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN

i. Usos

-Alimento: en su área de origen (Asia) es consumido por el hombre. En mercados de California, en Estados Unidos, se comercializó vivo para su consumo humano a finales del siglo XIX y principios del siglo XX (Wood, 1892). También se ofreció como alimento para el pez gato *Ictalurus punctatus* en el lago Erie en la década de los 1940's (Wolfert y Hiltunen, 1968; Mills et al. 1993).

-Ornato y acuariofilia: se comercializa como mascota en Norte América y también como un ramoneado exitoso de algas en la acuariofilia (Karatayev et al. 2009).

-Bioremediación: *C. chinensis* se ha utilizado para eliminar lodos de plantas depuradoras y metales pesados en suelos dedicados al cultivo de arroz (Kurihara y Suzuki, 1987).

ii. Historia de la comercialización e introducción

Es una especie comestible (Figura 4) y se encontró a la venta como producto vivo en los mercados de San Francisco, California a finales del siglo XIX (Wood, 1862). Actualmente es una especie invasora en los ecosistemas de agua dulce de Norte América y ha establecido poblaciones en la región de los Grandes Lagos (Johnson et al. 2009; Jokinen, 1982; Solomon et al. 2010). Recientemente se reportó como invasora en Holanda (Soes et al.



2011).

Figura 4. Plato de caracol misterio chino en un restaurante de Nueva York. Fuente: <http://www.theartfulgourmet.com/2012/07/29/food-gone-wild-eating-aliens-preserving-wild-foods-press-event-havens-kitchen-nyc/>

iii. Origen de los individuos comercializados y precios

En México no existen registros de sobre la importación de *C. chinensis*. En sitios de ventas por internet internacionales no se indica el origen de los individuos comercializados; es decir, se desconoce si estos individuos provienen de poblaciones silvestres o de criaderos, aunque lo más probable es que provengan de poblaciones de su área de origen (Asia). En portales de internet el precio de los caracoles vivos oscila entre 19.99 (5 ejemplares) y 29.99 dólares (10 ejemplares) (eBay, 2016).

4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN

Es una especie nativa del sureste de Asia que ha invadido lagos de Estados Unidos (Kipp et al. 2016; Havel, 2011) y se encuentra en cuatro provincias de Canadá (Invasives Tracking System, 2013). Recientemente fue reportada en Holanda probablemente como resultado del comercio de mascotas (Soes et al. 2011). Este caracol fue introducido de Japón a Norte América por comerciantes de comida asiáticos a finales del siglo XIX, particularmente en San Francisco, California. Este caracol rápidamente se introdujo en el comercio de acuarios, además se ha generalizado en estanques, lagos y embalses. En Holanda en el 2009 se encontraron ejemplares de este caracol en tres estanques de agua dulce, siendo estos son los primeros registros de la especie en Europa (Soes et al. 2011). En la región de los Grandes Lagos, en Estados Unidos, Havel et al. (2011) demostraron que la especie puede viajar escondida entre las macrófitas que se adhieren a las embarcaciones de recreación. Estas embarcaciones al dirigirse hacia otros lagos y cuerpos de agua, transporta desapercibidamente los caracoles junto con las macrófitas y se piensa que éste esta ha sido el principal vector para la dispersión de la especie en Norteamérica.

5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN

a) Potencial de colonización

Fuera de su área de distribución original, *C. chinensis* coloniza zonas con climas BWh (árido cálido); BSh (semiárido cálido); BSK (semiárido frío); Cfa (subtropical sin estación seca); Csa (mediterráneo); Dfa (continental sin estación seca); Dfb (hemiboreal sin estación seca); y Dsb (hemiboreal mediterráneo) (Figura 3). En México se presentan zonas con climas Cfa, BSh, BSK, Bwh y Csa, por lo que la especie podría colonizar ambientes en los estados norteños de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas, e incluso Veracruz (Figura 3).

En condiciones de laboratorio es una especie que demostró tolerancia al aire, sol, lluvia y desecación: logró sobrevivir 63 días e inclusive, al día 56 algunos juveniles fueron liberados después de rehidratar los sistemas. Por lo anterior, se piensa que esta tolerancia le permite sobrevivir pegada a las macrófitas de las embarcaciones cuando éstas salen de un cuerpo de agua y son transportadas vía terrestre hacia otro lago, donde llegan vivos y pueden colonizar un nuevo sistema acuático (Havel et al. 2011). Además, sus características reproductivas le permiten ser una colonizadora exitosa al ser una especie vivípara en la que todos los estados de desarrollo, de huevos recién fertilizados hasta juveniles de 5 mm, son encontrados simultáneamente dentro del saco uterino de las hembras (Prezant, 2006).

b) Potencial de dispersión

A parte de sus características reproductivas que le confieren un alto potencial de dispersión, la especie también tiene varias vías antropogénicas no intencionales que favorecen su dispersión. La especie fue introducida en Estados Unidos como fuente de alimento y también es vendida como mascota en el mercado de especies de ornato y acuariofilia (Rixon et al. 2005). Está disponible a través de numerosos sitios web, que venden la especie como un ramoneador de las algas que se encuentran en acuarios. También viaja adherido a plantas de flor de loto en Estados Unidos (Martin, 1999) o como incrustante en embarcaciones (hull fouling), ya que se pegan a las macrófitas que se adhieren a los cascos de los botes (Havel, 2011).

6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS

i. Impactos/beneficios socioeconómicos

Cipangopaludina chinensis puede ser útil en la eliminación de los lodos como depuradora de metales pesados en el suelo de arroz con cáscara (Kurihara y Suzuki, 1987). Por otro lado, las conchas de *C. chinensis* pueden obstruir las tuberías y con ello impedir el flujo de agua en algunas regiones (Aquatic Invasive Species, 2015). Las conchas de animales muertos forman promontorios que no son estéticos en las orillas de los cuerpos de agua, por lo que causa molestias en algunos residentes de la zona de los Grandes Lagos en Estados Unidos (Bury et al. 2007). Los costos económicos por los impactos causados por *C. chinensis* no han sido estimados en Estados Unidos (NEMESIS, 2016).

ii. Impactos a la salud

Estos caracoles son vectores de diversos parásitos que son exóticos en algunos países (Chai et al. 2009). La mayoría de ellos corresponden a *Angiostrongylus cantonensis* y varios miembros de la familia *Echinostomatidae*, como *Echinostoma cinetorchis*. Esos parásitos ocasionan enfermedades intestinales en el humano (Chung y Yung, 1999; Havel, 2011; Global Invasive Species Database, 2016). En Estados Unidos no existen reportes de casos de enfermedades intestinales transmitidas por *C. chinensis* (Bury et al. 2007; Soes et al. 2011).

iii. Impactos ambientales

En los lagos de Wisconsin, Solomon et al. (2010) reportaron algunos efectos ocasionados por la presencia de *C. chinensis* sobre la comunidad de caracoles nativos. En sitios donde se presentaron altas densidades de *C. chinensis* se reportó una baja densidad de especies nativas, particularmente *Lyogyrus granum*, *Physa acuta* y *Helisoma trivolvis* no ocurren en sitios donde *C. chinensis* está presente en altas densidades.

Por otro lado, Olden et al. (2013) usaron una serie de experimentos de laboratorio para evaluar las tasas de filtración de *C. chinensis* y cuantificar su efecto en las comunidades microbianas. Su estudio revela que *C. chinensis* afectaría las comunidades microbianas de forma directa usando las bacterias como fuente de alimentación, o indirectamente al producir una cantidad de materia fecal o pseudo-fecal, suficiente para afectar la actividad y crecimiento bacteriano. El impacto ecológico global y el comportamiento como filtrador

de *C. chinensis* aún no son claros, pero los resultados experimentales según Olden et al. (2013) sugieren que estos impactos pueden ser importantes y se deben investigar mejor para entender más su papel potencial en el acoplamiento de las redes tróficas bentónicas y pelágicas en los sistemas lacustres.

En un experimento de mesocosmos en Wisconsin, se observó por un lado la depredación del cangrejo invasor *Orconectes rusticus* y por otro, la competencia con *C. chinensis*, ambos fenómenos ocasionaron impactos más severos en las especies nativas que en el propio caracol invasor. Esto se debe a que el tamaño y el grosor de la concha de *C. chinensis* es menos vulnerable a la depredación por el cangrejo. El impacto combinado de las dos especies invasoras ocasionó la extirpación de un caracol nativo y la reducción de la abundancia de una segunda especie en el 95%. Así, *O. rusticus* reduce la abundancia del caracol nativo vía depredación, teniendo poco efecto en *C. chinensis*, y facilitando fuentes adicionales de alimento para *C. chinensis* (Johnson et al. 2009). En el mismo experimento, el ramoneo de *C. chinensis* ocasionó una reducción de la biomasa de algas, así como de la composición de especies de algas e incremento la relación nitrógeno-fósforo en la columna de agua, por lo que tales impactos podrían tener importantes consecuencias ecológicas (Johnson et al. 2009).

7. CONTROL Y MITIGACIÓN

-Control físico: Unstad et al. (2013) utilizaron diferentes niveles de exposición al aire y eventos de desecación en *C. chinensis*, cuyos ejemplares lograron sobrevivir más de nueve semanas en condiciones de laboratorio, siendo la supervivencia mayor en adultos que en juveniles. Varios especímenes de *C. chinensis* respondieron a la desecación sellando sus opérculos y / o madriguera en los sustratos lodosos. No existe información publicada sobre el costo de este método. Además, en el lago Clearwater existen programas que involucran a la población para extraer los caracoles invasores del lago en un evento anual. En el 2012, 24 voluntarios de todas las edades lograron extraer 228 kilogramos en una campaña que duro tan solo un par de horas (Figura 5) (Hainsten, 2012).



Figura 5. Caracoles recolectados por voluntarios en el lago Clearwater. Fuente: <http://www.dailybulldog.com/db/features/thats-a-lot-of-snails-504-pounds-pulled-from-clearwater-lake/>

-Control químico: Se ha utilizado rotenona y sulfato de cobre en condiciones de laboratorio para erradicar la especie (Haak et al. 2014). Sin embargo, ninguna de las dos sustancias empleadas mató efectivamente a los caracoles adultos debido a su tamaño, al grosor de la concha y opérculo. Haak et al. (2014) comentan que una vez establecidas, las poblaciones son muy difíciles de controlar por lo que el manejo debe enfocarse en prevenir nuevas dispersiones o introducciones de la especie. El sulfato de cobre es aprobado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, como un molusquicida, que es comúnmente utilizado para el control de otras especies de caracoles invasores. Recientemente se usó contra *C. chinensis* en Jackson, Oregon, pero no se logró su erradicación total, pero es un método exitoso para el control de las poblaciones. No existe información publicada sobre el costo de este método.

Control mecánico: para las embarcaciones de la zona de los Grandes Lagos de Estados Unidos se ha recomendado que una vez que éstas salen a tierra, se limpien sus cascos con el propósito de retirar todas las macrófitas que se le adhieren y con ello evitar que caracoles polizontes viajen en las embarcaciones remolcadas por tierra hacia otros lagos, donde podrían colonizar y establecerse (Havel et al. 2014). No existe información publicada sobre el costo de este método.

8. NORMATIVIDAD

a) México

No existen reportes de la especie en México y *C. chinensis* no figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996). Sin embargo, la especie fue incluida recientemente en el anexo II del Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. (D. O. F. 07 diciembre 2016), que considera aquellas especies exóticas invasoras en Áreas Naturales Protegidas, en los hábitats críticos para la conservación de la vida silvestre y en las áreas de refugio

para proteger especies acuáticas. Además, el artículo 27 Bis 1 de la Ley General de Vida Silvestre, establece que No se autorizará la importación de especies exóticas invasoras que representen una amenaza para la biodiversidad, la economía o Salud Pública. En ese sentido, la importación de *C. chinensis* está prohibida en México a partir del 8 de diciembre de 2016 (el acuerdo entra en vigor al día siguiente de su publicación en el Diario Oficial de la Federación).

Además, en el país existe un marco bien establecido para el manejo de plagas de plantas y animales a través de normas fitosanitarias y zoonosanitarias que emplean la cuarentena, todas ellas fundadas y motivadas en las leyes de sanidad vegetal y animal, respectivamente. La Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), a través del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), se encarga de aplicar estas normas y, a través de la Secretaría de Salud (SS), establece las que son necesarias para combatir plagas relacionadas con la salud humana. Dichas normas pueden servir como base para la implementación de otras aplicables a especies invasoras que no necesariamente amenazan directamente a la agricultura o a la salud humana, sino al ambiente. Por su parte, la SEMARNAT, por medio de la Procuraduría Federal de Protección al ambiente (PROFEPA) y de la Dirección General de Inspección de la Vida Silvestre (DGIVS), es la responsable de vigilar el cumplimiento de la normatividad aplicable al manejo y aprovechamiento de la vida silvestre. Sin embargo, a pesar de que México dispone de bases generales, no cuenta con instrumentos específicos que regulen los problemas que ocasionan las especies invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Las leyes mexicanas que hacen referencia a las especies exóticas y que pudieran aplicar en el caso del caracol misterio chino *Cipangopaludina chinensis* son las siguientes: Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento; Ley General de Vida Silvestre (LGVS); Ley Federal de Sanidad Animal (LFSA) y su reglamento; Ley Federal de Sanidad Vegetal (LFSV) y su reglamento; Ley general de Pesca y Acuicultura Sustentable (LGPAS), Ley General de Salud (LGS) y el Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Los extractos de dichas leyes con referencia a las especies exóticas se encuentran en el Anexo A.

b) Internacional

-Estados Unidos: En algunos estados de Estados Unidos como Nueva York y Oregon, *C. chinensis* es una especie prohibida por lo que no se puede vender, importar, comprar, transportar o introducir en esos estados (New York State Environmental Conservation Law, 2015; Oregon Department of Fish and Wildlife).

-Canadá: La importación, posesión, transporte y liberación del caracol misterio chino está prohibida en Manitoba (Aquatic Invasive Species Regulations, 2016).

-Otros: Se encuentra en la Lista Roja como especie bajo preocupación menor (Köhler y Jinghua, 2012).

9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO

MÉTODO DE EVALUACIÓN RÁPIDA DE INVASIVIDAD (MERI): el puntaje obtenido para *Cipangopaludina chinensis* fue 0.6625, que lo sitúa en una especie con un **valor de invasividad muy alto**.

FRESHWATER INVERTEBRATE SCORING KIT (FI-ISK): el puntaje obtenido para *Cipangopaludina chinensis* fue 36, que lo sitúa en una **especie de alto riesgo** cuya introducción en México debe ser rechazada o prohibida.

10. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Cipangopaludina chinensis es un caracol gasterópodo dulceacuícola nativo del sureste asiático. Fue introducido de Asia hacia San Francisco (California, Estados Unidos) a finales de la década de 1800's para venderlo como producto vivo para su consumo humano en los mercados chinos. Actualmente el caracol misterio chino se encuentra en la zona de los Grandes Lagos (Estados Unidos y Canadá) y Holanda, y se comercializa como especie de ornato. Esta especie es vector de diversos parásitos que ocasionan enfermedades intestinales en el hombre y puede competir con caracoles nativos, ya que sus tasas de filtración son mayores a las especies nativas. También ocasiona una reducción de la biomasa algal y un incremento de la relación nitrógeno-fósforo en la columna de agua. Es una especie regulada en Estados Unidos, México y Canadá. No existen reportes de la especie en México y su importación está prohibida. No figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada y la especie ha establecido poblaciones en Estados Unidos y Canadá desde hace varias décadas. No se ha encontrado a la venta en portales de internet en México, pero es necesario visitar los locales, tiendas y mercados de mascotas y peces de las ciudades más importantes para detectar su oportunamente su comercialización y alertar sobre sus riesgos. La especie puede viajar escondida entre las macrófitas que se adhieren a las embarcaciones de recreación. Estas embarcaciones al dirigirse hacia otros lagos y cuerpos de agua, transporta desapercibidamente los caracoles junto con las macrófitas y éste esta ha sido el principal vector para la dispersión de la especie en Norteamérica. En el análisis de riesgo por el método FI-ISK la especie obtuvo una puntuación de 36: especie de alto riesgo cuya introducción en México debe prohibirse. Con el método de evaluación rápida de invasividad (MERI) la especie obtuvo un puntaje de 0.6625, que corresponde a un valor de invasividad muy alto en México.

11. BIBLIOGRAFÍA

Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. (D. O. F. 07 diciembre 2016).

Aquatic Invasive Species (AIS). 2015. Chinese mystery snail. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016.
<http://issg.org/database/species/references.asp?si=1812&fr=1&sts=&lang=EN>

Aquatic Invasive Species Regulations. 2016. SOR/2015-121. Minister of Justice, Canadá. Disponible en: <http://canadagazette.gc.ca/rp-pr/p2/2015/2015-06-17/html/sor-dors121-eng.php>

Branson B. A. 1977. The Chinese apple snail *Cipangopaludina chinensis* on Orcas Island Washington USA. *Nautilus*. 91 (2): 76-77.

Bury, J. A., Sietman, B. E. & Karns, B. N. 2007. Distribution of the non-native viviparid snails, *Bellamya chinensis* and *Viviparus georgianus*, in Minnesota and the first record of *Bellamya japonica* from Wisconsin. *Journal of Freshwater Ecology*. 22 (4): 697-703.

Chai, J. Y., Shin, E-H., Lee, S-H. & Rim, H-J. 2009. Foodborne intestinal flukes in Southeast Asia. *Corean Journal of Parasitology* 47 (supplement): S69-S102. DOI: 10.3347/kjp.2009.47.S.S69

Chaine, N., Allen, C. R., Fricke, K. A., Haak, D. M., Hellman, M. L., Kill, R. A., Nemec, K. T., Pope, K. L., Smeenk, N. A., Stephen, B. J., Uden, D. R., Unstad, K. M. & VanderHam, A. E. 2012. Population estimate of Chinese mystery snail (*Bellamya chinensis*) in a Nebraska reservoir. *BiolInvasions Records*. 1 (4): 283-287.

Chung, P. R. & Jung, Y. 1999. *Cipangopaludina chinensis malleata* (Gastropoda: Viviparidae): A New Second Molluscan Intermediate Host of a Human Intestinal Fluke *Echinostoma cinetorchis* (Trematoda: Echinostomatidae) in Korea. *The Journal of Parasitology*. 85 (5): 963-964.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. CONABIO, SEMARNAT, CONANP. México. 114 pp.

CONABIO. 2016. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/pdf/presentes_confinados.pdf

Dillon, R.T. Jr. 2000. *The ecology of freshwater molluscs*. Cambridge University Press, Cambridge. 524 p.

eBay, 2016. Mystery snails. <http://www.ebay.com/bhp/mystery-snails>.

Global Invasive Species Database. 2016. *Bellamya chinensis*. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://issg.org/database/species/ecology.asp?si=1812&fr=1&sts=&lang=EN>

Haak, D. M., Stephen, B. J., Kill, R. A., Smeenk, N. A., Allen, C. R. & Pope, K. L. 2014. Toxicity of copper sulfate and rotenone to Chinese mystery snail (*Bellamya chinensis*). *Management of Biological Invasions*. 5: 371-375.

Hainsten, B. 2012. That's a lot of snails: 504 pounds pulled from Clearwater Lake. Daily Bulldog. Disponible en: <http://www.dailybulldog.com/db/features/thats-a-lot-of-snails-504-pounds-pulled-from-clearwater-lake/>

Havel, J. E. 2011. Survival of the exotic Chinese mystery snail (*Cipangopaludina chinensis malleata*) during air exposure and implications for overland dispersal by boats. *Hydrobiologia*. 668 (1): 195-202.

Havel, J. E., Bruckerhoff, L. A., Funkhouser, M. A. & Gemberling, A. R. 2014. Resistance to desiccation in aquatic invasive snails and implications for their overland dispersal. *Hydrobiologia*. 741: 89-100.

Invasives Tracking System, 2013. Invasive species field guide: Chinese mystery snail. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.invasivetrackingsystem.ca>.

Johnson, P. T., Olden, J. D., Solomon, C. T. & Vander Zanden, M. J. 2009. Interactions among invaders: community and ecosystem effects of multiple invasive species in an experimental aquatic system. *Oecologia*. 159: 161-170.

Jokinen, E. H. 1982. *Cipangopaludina chinensis* (Gastropoda: Viviparidae) in North America, review and update. *Nautilus*. 96: 89-95.

Jokinen, E. H., Guerette, J. & Kortman, R. W. 1982. The natural history of an ovoviviparous snail, *Viviparus georgianus* (Lea), in a soft-water eutrophic lake. *Freshwater Invertebrate Biology*. 1: 2-17.

Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Karatayev, V.A. & Padilla, D. K. 2009. Introduction, distribution, spread, and impacts of exotic freshwater gastropods in Texas. *Hydrobiologia*. 619: 181-194.

Keller, P., Reuben, J., Drake, M. & Lodge, D. M. 2007. Fecundity as a Basis for Risk Assessment of Nonindigenous Freshwater Molluscs. *Conservation Biology*. 21 (1): 191-200.

Kipp, R. M., Benson, A.J., Larson, J. & Fusaro, A. 2016. *Cipangopaludina chinensis malleata*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016.

<http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=1045>

Köhler, F., Do, V. & Jinghua, F. 2012. *Cipangopaludina chinensis*. The IUCN Red List of Threatened Species Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012-1.RLTS.T166265A1124988.en>.

Kurihara, Y. & Suzuki, T. 1987. Removal of heavy metals and sewage sludge using the mud snail, *Cipangopaludina chinensis malleata* REEVE, in paddy fields as artificial wetlands. *Water Science and Technology*. 19 (12): 281-286.

Ley Federal de Sanidad Animal (D. O. F. 7 junio 2012).

Ley Federal de Sanidad Vegetal (D. O. F. 16 noviembre 2011).

Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables (LGPAS) (D. O. F. 4 junio 2015).

Ley General de Salud (D. O. F. 12 noviembre 2015).

Ley General de Vida Silvestre (D. O. F. 26 enero 2015).

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (D. O. F. 9 enero 2015).

- Lu, H-F., Du, L-N., Li, Z-Q., Chen, X-Y. & Yang, J-X. 2014. Morphological analysis of the Chinese *Cipangopaludina* species (Gastropoda; Caenogastropoda: Viviparidae). *Zoological Research*. 35 (6): 510–527.
- Martin, S. M. 1999. Freshwater snails (Mollusca: Gastropoda) of Maine. *Northeastern Naturalist*. 6 (1): 39-88.
- Mills, E. L., Leach, J. H., Carlton, J. T. & Secor, C. L. 1993. Exotic Species in the Great Lakes: A History of Biotic Crises and Anthropogenic Introductions. *Journal of Great Lakes Research*. 19 (1): 1-54.
- NEMESIS, 2016. *Bellamyia chinensis*. Disponible en: http://invasions.si.edu/nemesis/CH-IMP.jsp?Species_name=Bellamyia+chinensis
- New York State Environmental Conservation Law. 2015. New York State Prohibited and Regulate Invasive Animals, 6NYCRR, Part 575.
- Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996. Establecimiento de cuarentenas para animales y sus productos (D. O. F. 08 de junio 1998).
- Olden, J. D., Ray, L., Mims, M. C. & Horner-Devine, M. C. 2013. Filtration rates of the non-native Chinese mystery snail (*Bellamyia chinensis*) and potential impacts on microbial communities. *Limnetica*. 32 (1): 107-120.
- Oregon Department of Fish and Wildlife. Administrative Rules. Division 056: Importation, possession, confinement, transportation and sale of nonnative wildlife. Disponible en: <http://www.dfw.state.or.us/oars/56.pdf>
- Perez, B. J., Harp Segrest, A., Campos, S. R., Minton, R. L. & Burks, R. L. 2016. First record of Japanese Mystery Snail *Cipangopaludina japonica* (von Martens, 1861) in Texas. *Check List*. 12(5): 1973, 1 October 2016.
- Prezant, R. S., Chapman, E. J. & McDougall, A. 2006. In utero predator-induced responses in the viviparid snail *Bellamyia chinensis*. *Canadian Journal of Zoology*. 84 (4): 600-608.
- Rixon, C. A. M., Duggan, I. C., Bergeron, N. M. N., Ricciardi, A. & Macisaac, H. J. 2005. Invasion risks posed by the aquarium trade and live fish markets on the Laurentian Great Lakes. *Biodiversity and Conservation*. 14: 1365-1381.
- Sengupta, M. E., Kristensen, T. K., Madsen, H. & Jørgensen, A. 2009. Molecular phylogenetic investigations of the Viviparidae (Gastropoda: Caenogastropoda) in the lakes of the Rift Valley area of Africa. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 52: 797–805.
- Smith, D. G. 2000. Notes on the taxonomy of introduced *Bellamyia* (Gastropoda: Viviparidae) species in northeastern North America. *The Nautilus*. 114 (2): 31-37.
- Soes, D. M., Majoor, G. D. & Keulen, S. M. A. 2011. *Bellamyia chinensis* (Gray, 1834) (Gastropoda: Viviparidae), a new alien snail species for the European fauna. *Aquatic Invasions*. 6: 97–102.

Solomon C. T., Olden, J. D., Johnson, P. T. J., Dilllon Jr, R. T. & Vander Zanden, M. J. V. 2010. Distribution and community-level effects of the Chinese mystery snail (*Bellamya chinensis*) in northern Wisconsin lakes. *Biological Invasions*.12: 1591–1605.

Stanczykowska, A., Magnin, E. & Dumouchel, A. 1971. Etude de trois populations de *Viviparus malleatus* (Reeve) (Gastropoda, Prosobranchia) de la region de Montreal. I. Croissance, fécondité, biomasse et production annuelle. *Canadian Journal of Zoology*. 49: 1431–1441.

Stephen, B. J., Allen, C. R., Chaine, N. M., Fricke, K. A., Haak, D. M., Hellman, M. L., Kill, R. A., Nemex, K. T., Pope, K. L., Smeenk, N. A., Uden, D. R., Unstad, K. M., VanderHam, A. E. & Wong, A. 2013. Fecundity of the Chinese mystery snail in a Nebraska reservoir. *Journal of Freshwater Ecology*. 28 (3): 439–444.

Unstad, K. M., Uden, D. R., Allen, C. R., Chaine, N. M., Haak, D., Kill, R. A., Pope, K. L.; Stephen, B. J. & Wong, A. 2013. Survival and behavior of Chinese mystery snails (*Bellamya chinensis*) in response to simulated water body drawdowns and extended air exposure. *Management of Biological Invasions*. 4 (2): 123–127.

Wolfert, D. R. & Hiltunen, J. K. 1968. Distribution and abundance of the Japanese snail *Viviparus japonicus*, and associated macrobenthos in Sandusky bay, Ohio. *Ohio Journal of Science*. 68(1). 32-40.

Wood, W. M. 1892. *Paludina japonica* Mart. for sale in the San Francisco Chinese markets. *Nautilus* 5: 114-115.

Clea helena (Meder en Philippi, 1847)



Figura 1. *Clea helena*. Fuente: <https://gastropods.wordpress.com/tag/buccinidae/>

1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO

El caracol asesino es un molusco dulceacuícola del orden Orden Neogastropoda, Familia Nassaridae. Dentro del contexto de esta revisión, los análisis de riesgo aquí presentados a través del Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) y del Freshwater invertebrate scoring kit (FI-ISK) son específicos para *Clea helena* en México, una especie comercializada y de alta demanda en el mercado de mascotas y acuariofilia a nivel mundial.

La ficha técnica ofrece la información disponible a la fecha sobre la especie (taxonomía, biología e historia natural, usos y comercialización, rutas de introducción, potencial de establecimiento y colonización, impactos, control, mitigación y marco legal existente). Se procuraron en primera instancia, fuentes de información confiables como libros o artículos científicos o técnicos; publicaciones oficiales e información de especialistas. En segunda instancia, se consultaron bases de datos de información especializada en especies invasoras, documentos científicos o técnicos no publicados y blogs. Y también se consultaron sitios de ventas por internet, principalmente para estimar el costo del molusco en el mercado internacional.

Se hace énfasis en la normatividad existente en México, Estados Unidos y Canadá, principalmente. La solidez de los análisis reside en la información recabada en los tópicos antes mencionados, siendo indispensable para responder con un valor de incertidumbre a cada una de las preguntas implícitas en el MERI y el FI-ISK.

2. INTRODUCCIÓN

a) Información taxonómica

Reino Animalia

Phylum Mollusca Linnaeus, 1758

Clase Gastropoda Cuvier, 1795

Subclase Caenogastropoda Cox, 1960

Orden Neogastropoda Wenz, 1938

Superfamilia Buccinoidea Rafinesque, 1815

Familia Nassariidae Iredale, 1916

Género *Clea* Adams, 1855

Nombre científico *Clea helena* (Meder en Philippi, 1847)

Sinónimos: *Melania helena*, *Canidia helena*, *Canidia helena* var. *rotundicosta*, *Clea (Anentome) helena*.

Nombres comunes

Español: caracol asesino.

Inglés: snail eating snail, assassin snail, bumble bee snail.

b) Descripción de la especie

Concha cónica, alargada, alcanza un largo de 18-28 mm. La coloración de la concha varía desde amarillo hasta marrón o con una o tres bandas en espiral de color marrón o negras (Figura 1). La concha presenta nervios axiales y tiene de 6 a 8 espirales (Meder en Philippi, 1847). La abertura es grande y mide aproximadamente dos tercios del largo de la concha (Brandt, 1974; Bogan y Hanneman, 2013). El canal sifonal tiene una muesca que sobresale a través del sifón. El opérculo es de color marrón. La parte apical de la concha está desgastada en la mayoría de adultos (Monks, 2016). El cuerpo es de color amarillento con manchas grises. El manto forma un tubo plegable (Coelho et al. 2013). El pie muscular es relativamente delgado y traslúcido, y la cabeza tiene un par de tentáculos móviles, parcialmente retráctiles con los ojos cerca de la base (Newel y Bourne, 2013).

c) Biología e historia natural de la especie

-Reproducción

Clea helena tiene ambos sexos separados (dioico), no existe dimorfismo sexual en la especie (Monks, 2009) y la fecundación es interna (Coelho et al. 2013). En condiciones controladas los caracoles se reproducen todo el año y el apareamiento sucede en la parte más superficial de su hábitat. La cópula puede durar aproximadamente cuatro horas, posteriormente la hembra se separa del macho y deposita cada huevo individualmente dentro de pequeños sacos cuadrados casi transparente, que posteriormente adhiere a alguna superficie sólida como piedras o tallos de plantas (Coelho et al. 2013; Monks, 2009,

2016). Cada hembra deposita por puesta entre 1 a 4 huevos y los ubica en línea recta con una separación de aproximadamente 5 mm (Coelho et al. 2013). Los huevos pueden llegar a medir 1.3 mm y con los sacos 3.7 mm. La eclosión dura entre 15 a 58 días, dependiendo de la calidad del agua y la cantidad de minerales en ella (Coelho et al. 2013; Seymour, 2015). Una vez que salen del huevo, los juveniles miden 3 mm y son similares al adulto, aunque la coloración es un poco más pálida (Coelho et al. 2013). Los juveniles tienden a esconderse en la arena hasta que alcanza alrededor de 8 mm, luego es común verlos salir a cazar (Monks, 2009; Seymour, 2015).

-Longevidad

En promedio, *C. helena* tiene una duración de vida de dos años en condiciones controladas (Seymour, 2015).

-Alimentación

En ambientes naturales, la especie tiene hábitos carroñeros, aunque también es conocida por alimentarse de gusanos, de otras especies de caracoles y de pequeños crustáceos (Brandt, 1974; Seymour, 2015). En acuarios, se alimenta de una mezcla de alimento seco (pellets de camarón, generalmente), huevos de peces y otros caracoles como *Physella acuta* y *Melanoides tuberculata* (Coelho et al. 2013; Bogan y Hanneman, 2013). También puede cazar moluscos de las familias Planorbidae, Physidae y Thiaridae (Monks, 2010; Coelho et al. 2013), e incluso caracoles más grandes que él, de las familias Ampullariidae y Viviparidae (Mienis, 2011; Bogan y Hanneman, 2013). Cuando caza caracoles, los atrapa y retiene con el pie, luego inserta su sifón en la presa para absorber el animal desde adentro de la concha. Es posible que excrete enzimas digestivas para disolver la presa antes de consumirla, aunque esto aún no se ha corroborado (SiputKuning, 2010).



Figura 2. *Clea helena* alimentándose de otro molusco. Fuente: <http://www.depeces.com/anentome-helena.html>

-Conducta

Clea helena se esconde en el sedimento a la espera de su presa, luego con su probóscide expuesta detecta a la presa y procede a asesinarla; sin embargo, si no existe un sustrato arenoso en donde enterrarse, esta especie puede moverse activamente en busca de alimento (Aquariadise, 2015).

La especie parece estar mucho más activa en la noche; no obstante, si existe disponibilidad de alimento en horas diurnas, el caracol puede activarse para alimentarse (Newel y Bourne, 2013).

-Interacciones ecológicas

1. Asociaciones: *Clea helena* juega un papel importante como hospedero intermediario de parásitos tremátodos, los cuales pueden llegar a tener un efecto negativo en la fauna local. En algunos ríos de Tailandia, las especies de tremátodos más comunes que parasitan a *C. helena* son *Apatemon gracilis* y *Mesostephanus appendiculatus*, ambos con tasas de infección de 4.5% y 6.5%, respectivamente (Krailas et al. 2012). En Egipto, *A. gracilis* se ha registrado como huésped del ave *Bubulcus ibis* (Wheeb et al. 2015); mientras que en México dichos parásitos se han encontrado parasitando aves como *Anas americana* en Hidalgo (Alemán-Canales et al. 2014) y *Ardea alba* en Guerrero, Oaxaca y Chiapas (Pulido-Flores et al. 2015). Aparentemente, *M. appendiculatus* no ha sido registrada en México; sin embargo, ha sido encontrada como parásito de algunos peces en la frontera entre California y México (Hechinger et al. 2007).
2. Depredación: Es posible que esta especie sea depredada por peces de mayor talla como cíclidos, peces globo, botias y bagres como *Synodontis* (Monks, 2009).
3. Competencia: Existen muy pocos estudios sobre la ecología de esta especie, aunque es probable que compita por alimento y espacio con otros moluscos nativos, e incluso depredar y alimentarse de ellos.

-Hábitat

Tiene preferencias por sustratos arenosos; los cuales utiliza para esconderse cuando son juveniles o para el asecho de sus presas en la etapa adulta (Monks, 2009). En estado natural, *C. helena* puede encontrarse en una gran variedad de hábitats como arroyos, ríos, lagos y embalses, entre otros que presenten sustratos blandos como el barro. En algunos lugares, puede estar entre las especies de gasterópodos dominantes. En acuarios, no se adaptan a condiciones que no sean tropicales (Monks, 2016) siendo entre 18 y 25°C la temperatura ideal en cautiverio (Seymour, 2015). En el medio natural de Singapur, donde fue introducida recientemente, habita en temperaturas entre 30.5 y 31.6°C; un pH entre 7.11 y 7.29; y oxígeno disuelto entre 1.17 y 2.75 mgL⁻¹ (Ng et al. 2016a).

-Abundancia o tamaño poblacional

Es una especie dominante en la reserva Lam Ta Khong (Tailandia), en donde presenta una densidad de 25,51 ind/km² (Tesana, 2002).

d) Distribución

-Nativa

El caracol asesino es una especie tropical, originaria de la Isla de Java en Indonesia y tiene una amplia distribución en el sudeste asiático (Tesana, 2002; Madsen y Hungb, 2014) (Figura 3).

-Exótica

Se comercializa y se encuentra en acuarios de Norte América, Europa y Asia (Monks, 2016). En el medio ambiente natural, *C. helena* solo ha sido reportada en el reservorio Kranji, en Singapur (Ng et al. 2016a). De acuerdo con estos autores, ese constituye el primer registro de la especie en vida silvestre en un habitat no nativo. Sin embargo, la región geográfica, el clima y otras variables ambientales son iguales entre el área natural de la especie y el reservorio Kranji en Singapur, por lo que su estado como exótica invasora es bastante cuestionable.

- Exótica invasora

Aunque *Clea helena* fue reportada en Singapur como especie introducida (Ng et al. 2016a), aún no se han evaluado sus posibles impactos en la región, por lo que no se podría catalogar como invasora (Figura 3).

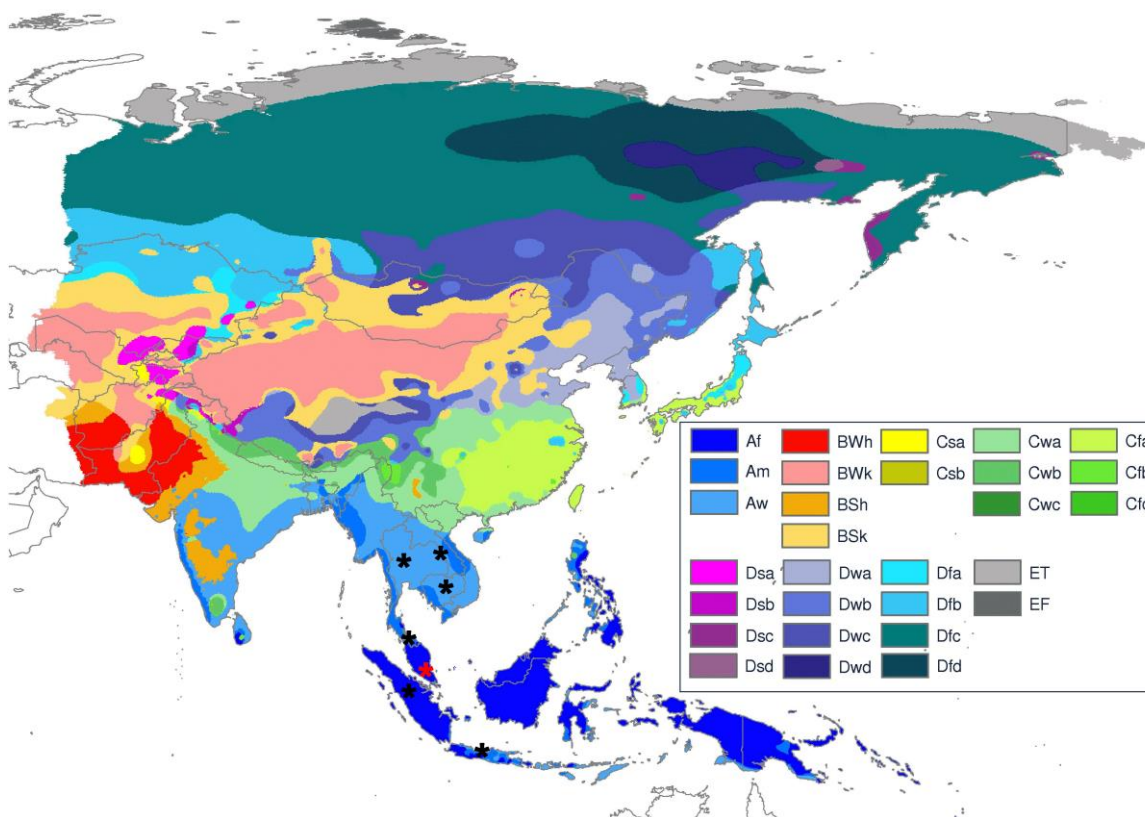


Figura 3. Distribución de *Clea helena* en el sureste asiático y similitud climática (Köppen). Área nativa indicada con asteriscos negros y localidad donde ha sido introducida en asterisco rojo (Singapur).

- *México* No existen reportes oficiales de la especie en México (CONABIO, 2016); sin embargo, se comercializa a través de Mercado Libre cuyos vendedores se sitúan en Puerto Vallarta, Cuernavaca y Ciudad de México (<http://listado.mercadolibre.com.mx/caracol-asesino>). La identidad de los ejemplares fue corroborada por dos especialistas en taxonomía de moluscos dulceacuícolas, por lo que, de manera extraoficial, la especie ya se encuentra en México aunque de manera confinada.

3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN

i. Usos

-Ornato: en el mercado ornamental de Singapur la especie se exporta a otros territorios a través de mercados de agencias exportadoras de especies ornamentales (Ng et al. 2016b).

-Acuarismo: depredador de otros moluscos que se consideran plaga, e incluso de peces y camarones ornamentales. Esta última característica está tomando mucha atención en el mundo de la acuariofilia porque cada vez es más común encontrar videos en internet del caracol depredando otros invertebrados, lo que promueve su venta y el interés por los consumidores.

-Control biológico: depredador de otros moluscos que se consideran plaga.

-Modelo: en fisiología y desarrollo (Newel y Bourne, 2013).



Figura 4. *Clea helena* exhibido para su venta en acuarios.

Fuente: <http://www.myaquariumclub.com/assassin-snails-clea-helena-5657.html>

ii. Historia de la comercialización e introducción

La especie es muy común en acuarios y se comercializa en páginas web como Mercado Libre, Amazon o Ebay porque es una especie atractiva y que se alimenta de otros

moluscos que suelen ser plagas en los acuarios (control biológico). Ambas características son las causantes de su transporte en varias partes del mundo. De acuerdo con Ng et al. (2016a) la especie pudo establecerse en el reservorio Kranji de Singapur, que es el único lugar donde la especie se ha reportado en vida libre, gracias a que los ejemplares fueron transportados inadvertidamente escondidos entre las plantas de acuarios que son desechadas directamente al medio ambiente. También, es posible su transporte en estados tempranos de desarrollo porque los huevos pueden viajar adheridos a los tallos de las plantas acuáticas, debido a que están resguardados por un saco protector y el tiempo de eclosión es largo.

iii. Origen de los individuos comercializados y precios

La especie es recolectada de su ambiente natural en el río Mekong (Tailandia) y enviada hacia Europa y Norteamérica para usarse en el control biológico (Coelho et al. 2013; Madsen y Hungb, 2014).

En México, no existen criaderos de la especie, aunque sí suele venderse como animal de ornato. El origen de los especímenes comercializados en Mercado Libre se desconoce pero los vendedores se ubican en Puerto Vallarta (Jalisco), en la Ciudad de México y en Cuernavaca. En ese portal puede conseguirse un solo ejemplar por \$120.00 pesos mexicanos o cinco ejemplares por \$299.00 pesos mexicanos (Mercado Libre, 2016).

En el ámbito internacional, la especie es vendida en portales de internet de Estados Unidos, Reino Unido y España (Amazon, eBay, Petsolutions, Mundopez, Portalpez, etc). El precio de cinco ejemplares oscila entre \$430.00 y \$470.00 pesos mexicanos en un portal del Reino Unido (Ebay, 2016). En Amazon (2016), también se pueden comprar cinco ejemplares por \$9.04 dólares; o en algunos acuarios españoles se ofrecen paquetes de individuos por 5-9 euros (Mundopez, 2016). En Singapur, un ejemplar se vende a menos de un dólar americano (Ng et al. 2016).



Figura 5. Caracol asesino depredando un camarón. Fuente: <http://www.plantedtank.net/forums/88-shrimp-other-invertebrates/341658-assassin-snail-vs-shrimp.html>

iv) Condiciones de cultivo

Es relativamente sencillo reproducirla en acuarios, pues presenta un ciclo de vida con pocos requerimientos ambientales, lo que facilita su comercialización (Monks, 2016). La especie se adapta fácilmente a condiciones normales de agua dulce, aunque también pueden soportar ambientes salobres no mayores a 1 ups. La temperatura que favorece su supervivencia oscila entre 10 a 20°C y el pH entre 6.5 y 8 (Monks, 2009). Se recomiendan acuarios con tanques de 110 litros para organismos con un máximo tamaño de 7.5 cm, esto debido a que su respiración es branquial, por lo tanto, necesita condiciones estables de oxígeno y de calidad del agua. Así mismo, el taque debe estar provisto de un sustrato blando tal como la arena, con el cual los organismos puedan ocultarse en las etapas del ciclo de vida que lo requiera. Debido a sus preferencias alimentarias, este caracol no tiene ningún interés en las plantas acuáticas, por lo tanto, no son una amenaza para su supervivencia. Por el contrario, representan un beneficio puesto que son eficientes en la cuestión de eliminar plagas que son introducidas accidentalmente; no obstante, sí representa una amenaza para los huevos y larvas inmóviles de peces, por lo que no deben ser mantenidos en tanques de cría de peces (Seymour, 2015).

4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN

El caracol asesino es una especie tropical, originaria de la Isla de Java en Indonesia y tiene una amplia distribución en el sudeste asiático; por ejemplo, en llanuras aluviales o grandes masas de agua de Camboya, Sumatra, Laos, Malasia y Tailandia (Tesana, 2002; Aquaportal, 2008; SiputKuning, 2010; Boon-ngam et al. 2010; Krailas et al. 2012; Monks, 2016). Se vende para su uso en acuarios: como mascota y para el control biológico de otros moluscos que se consideran plaga. Se tiene información de que la especie se colecta del medio natural en Tailandia y se exporta a Europa y América del Norte (Coelho et al. 2013; Madsen y Hungb, 2014).

5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COMERCIALIZACIÓN

a) Potencial de colonización

En su área de distribución natural y en Singapur (área invadida), *C. helena* coloniza zonas con climas Am (tropical monzónico), Aw (tropical de sabana) y Af (tropical ecuatorial) (Figura 3). Esos tres tipos de clima se encuentran también en México, por lo que la especie podría colonizar ambientes con esos climas dentro del territorio nacional, particularmente en el centro y sur del país. En la vertiente del Pacífico, los estados susceptibles de invasión son de Sinaloa (sur del estado) hasta Chiapas. En la vertiente del Atlántico, desde Veracruz hasta Quintana Roo. Y en el centro, colonizaría los estados de México, Morelos y Puebla de acuerdo con la similitud climática.

Además, la especie tiene potencial colonizador debido a que: 1) en condiciones estables tiene una alta tasa reproductiva, y aunque tiene poca descendencia, puede reproducirse todo el año (Coelho et al. 2013); 2) es una especie generalista, por lo tanto, soporta algunos ambientes salobres con poca salinidad (Monks, 2009); 3) los juveniles y adultos están adaptados a los sustratos lodosos o arenosos, los cuales utilizan como resguardo o

camuflaje para cazar (Seymour, 2015). Esta condición le permite sobrevivir en un medio natural en el cual sea introducido; 4) sus hábitos alimenticios le permiten alimentarse de una gran variedad de presas, por lo tanto, ellos pueden subsistir comiendo carroña o depredando otras especies de caracoles (Coelho et al. 2013).

b) Potencial de dispersión

1. Dispersión natural: es posible que se desplace a nuevos hábitats por medio de agentes de dispersión como las inundaciones; sin embargo, esta hipótesis aún no ha sido corroborada.
2. Introducción accidental: no existen registros de introducciones accidentales de la especie, aunque podría estar asociado a la comercialización de plantas para acuariofilia (como polizontes).
3. Introducción intencional: *Clea helena* está siendo comercializada como fauna de ornato a nivel mundial; sin embargo, aún no se ha documentado su introducción en algún sistema natural. Es utilizada como control biológico en acuarios europeos, debido a que consume otras especies de caracoles que causan daño a las plantas de ornato de los acuarios (Bogan y Hanneman, 2013).

6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS

i. Impactos/beneficios socioeconómicos

Al ser una especie comercializada, esta genera ganancias en el mercado ornamental. El precio de un ejemplar varía entre los \$120 y \$500 pesos mexicanos (Mercado Libre, 2016; Amazon, 2016; eBay, 2016).

ii. Impactos a la salud

No se ha documentado que el caracol asesino tenga un impacto directo o indirecto en la salud humana, animal o vegetal. *Clea helena* es un hospedero intermediario de parásitos (*A. gracilis* y *M. appendiculatus*), los cuales pueden parasitar aves (*Anas americana*, *Ardea alba* y *Bubulcus ibis*), peces (*Culaea inconstans*) y sanguijuelas (Spelling, 1985). Se desconocen los daños que ocasiona el tremátodo *A. gracilis* en México, aunque en países como Estados Unidos y Canadá se ha documentado la mortalidad de algunos peces (e.g. *Culaea inconstans*) debido a la sobrecarga parasitaria (Gordon y Rau, 1981).

iii. Impactos ambientales

Se desconocen los impactos en la flora y fauna nativa del único medio ambiente natural donde ha sido reportada como introducida (Singapur) (Ng et al. 2016a); no obstante, en condiciones controladas, el caracol asesino representa un beneficio debido a que depreda las especies exóticas que han sido introducidas al acuario (Bogan y Hanneman, 2013). En condiciones naturales el impacto de *C. helena* podría verse reflejado en la modificación de la comunidad bentónica, la pérdida de especies nativas y de la biodiversidad del ecosistema (Monks, 2016). Todo esto como consecuencia de sus hábitos alimenticios, su condición generalista y su tasa reproductiva. Así mismo, también se ha discutido su papel en el control de la población de sanguijuelas en algunos lagos de Inglaterra (Spelling,

1985). No se ha documentado que el caracol asesino tenga un impacto ecológico a nivel de ecosistema.

7. CONTROL Y MITIGACIÓN

Esta especie es presa de algunos peces de mayor tamaño como cíclidos, peces globo, botias y ciertos bagres (Monks, 2009). Por lo tanto, estos grupos podrían servir de base para un futuro control, en el caso de que *C. helena* sea introducida de forma accidental o incidental a algún ecosistema.

8. NORMATIVIDAD

a) México

No existen reportes de la especie en México y *C. helena* no figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996). No obstante, en el país existe un marco bien establecido para el manejo de plagas de plantas y animales a través de normas fitosanitarias y zoosanitarias que emplean la cuarentena, todas ellas fundadas y motivadas en las leyes de sanidad vegetal y animal, respectivamente. La Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), a través del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), se encarga de aplicar estas normas y, a través de la Secretaría de Salud (SS), establece las que son necesarias para combatir plagas relacionadas con la salud humana. Dichas normas pueden servir como base para la implementación de otras aplicables a especies invasoras que no necesariamente amenazan directamente a la agricultura o a la salud humana, sino al ambiente. Por su parte, la SEMARNAT, por medio de la Procuraduría Federal de Protección al ambiente (PROFEPA) y de la Dirección General de Inspección de la Vida Silvestre (DGIVS), es la responsable de vigilar el cumplimiento de la normatividad aplicable al manejo y aprovechamiento de la vida silvestre. Sin embargo, a pesar de que México dispone de bases generales, no cuenta con instrumentos específicos que regulen los problemas que ocasionan las especies invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Las leyes mexicanas que hacen referencia a las especies exóticas y que pudieran aplicar en el caso del caracol asesino *Clea helena* son las siguientes: Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento; Ley General de Vida Silvestre (LGVS); Ley Federal de Sanidad Animal (LFSA) y su reglamento; Ley Federal de Sanidad Vegetal (LFSV) y su reglamento; Ley general de Pesca y Acuacultura Sustentable (LGPAS), Ley General de Salud (LGS) y el Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Los extractos de dichas leyes con referencia a las especies exóticas se encuentran en el Anexo A.

b) Internacional

No es una especie regulada en ningún país.

9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO

MÉTODO DE EVALUACIÓN RÁPIDA DE INVASIVIDAD (MERI): El puntaje obtenido para *Clea helena* fue 0.3875, que lo sitúa en una especie con un **valor de invasividad alto**.

FRESHWATER INVERTEBRATE SCORING KIT (FI-ISK): el puntaje obtenido para *Clea helena* fue 17, que lo sitúa en una **especie de alto riesgo** cuya introducción en México debe ser rechazada o prohibida.

10. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Clea helena es una especie de moluscos gasterópodo tropical de agua dulce, originario de Indonesia y se distribuye de manera natural en el sudeste asiático. Se le conoce como caracol asesino porque se alimenta principalmente de otras especies de caracoles que suelen ser plaga en los acuarios. Por ello, se comercializa vivo como fauna de ornato o como control biológico, y su venta en páginas de internet es muy común a nivel mundial. El primer registro de la especie en el medio ambiente natural es reciente y corresponde a un reservorio en Singapur, aunque se desconocen sus posibles impactos en la zona, representa una amenaza potencial debido que se reproduce todo el año, presenta grandes densidades, tolera condiciones ambientales amplias y puede depredar huevos de peces, pequeños crustáceos y otras especies de caracoles. Además, utiliza el sustrato blando como refugio o camuflaje lo que podría dificultar su erradicación. Sus impactos en la salud son desconocidos en el hombre, pero es un hospedero intermediario de parásitos de aves, peces y sanguijuelas. Los impactos económicos y ambientales son desconocidos. No es una especie regulada en ningún país y no existen reportes publicados formalmente de la especie en México; sin embargo, esta se comercializa viva en acuarios de Puerto Vallarta, Cuernavaca y Ciudad de México, así como por internet (identificación corroborada por dos especialistas en taxonomía de moluscos dulceacuícolas). Su costo es relativamente accesible (100 pesos/caracol) y su tamaño es pequeño (máximo 2.8 cm), por lo que se puede esconder entre las plantas y algas de los acuarios y correr el riesgo de ser removidos junto con las plantas de los acuarios. Es común que estas plantas y algas que han sido reemplazadas de los acuarios se viertan directamente en ríos, riachuelos, canales o lagos, y, en consecuencia, la liberación de los caracoles puede ser inadvertida. Si la especie fuese introducida accidental o intencionalmente en el medio ambiente natural en México, podría causar cambios en la composición del bentos, pérdida de especies nativas y de la biodiversidad local. En el análisis de riesgo por el método FI-ISK la especie obtuvo una puntuación de 17: especie de alto riesgo cuya introducción en México debe prohibirse. El puntaje obtenido para *Clea helena* con el método de evaluación rápida de invasividad fue 0.3875, que lo sitúa en una especie con un valor de invasividad alto.

11. BIBLIOGRAFÍA

Alemán-Canales, E., Monks, S. & Pulido-Flores, G. 2014. Helmintos intestinales de algunas aves acuáticas en el estado de Hidalgo: estudio de caso, Lago de Tecocomulco. *Revista Científica Biológico Agropecuaria Tuxpan*. 2 (3): 512-516.

Amazon, 2016. Assassin snails. (<https://www.amazon.com/Live-Assassin-Snails-Clea-helena/dp/B00GSU2ARW>)

Aquaportail. 2008. *Anentome helena*: fiche pour maintenance en aquarium. Fecha de actualización: 20 de junio de 2016. <http://www.aquaportail.com/fiche-invertebre-736-anentome-helena.html>.

Aquariadise. 2015. Caresheet: Assassin snail: *Clea helena*. Fecha de actualización: 20 de junio de 2016. <http://www.aquariadise.com/caresheet-assassin-snail/>

Bogan, A. E. & Hanneman, E. H. 2013. A Carnivorous Aquatic Gastropod in the Pet Trade in North America: the Next Threat to Freshwater Gastropods?. *Ellipsaria*. 15 (2): 18-19.

Boon-ngam, P., Sriyarun, J., Tanamai, S. & Dumrongrojwattana, P. 2010. Preliminary taxonomic study of land snail and freshwater mollusk species in Sakaeo Province, Eastern Thailand. In 48. *Kasetsart University Annual Conference, Bangkok (Thailand)*, 1-10.

Brandt, R. A. M. 1974. The non-marine aquatic Mollusca of Thailand. *Archiv für Molluskenkunde*. 105: 1-405.

Coelho, A. R., Dinis, M. T. & Reis, J. 2013. Effect of Diet and Stocking Densities on Life History Traits of *Clea helena* (Philippi 1847) Reared in Captivity. *Journal of Aquaculture Research & Development*. 4 (5): 1-4.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. CONABIO, SEMARNAT, CONANP. México. 114 p.

CONABIO. 2016. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/pdf/presentes_confinados.pdf

eBay, 2016. Caracol asesino helena. <http://www.ebay.com/sch/i.html?from=R40&trksid=p2053587.m570.l1313.TR0.TRC0.H0.Xcaracol+asesino+helena.TRS0&nkw=caracol+asesino+helena&sacat=0>

Gordon, D. M & Rau, M. R. 1981. Possible evidence for mortality induced by the parasite *Apatemon gracilis* in a population of brook sticklebacks (*Culaea inconstans*). *Parasitology*. 84: 41-477.

Hechinger, R. F., LaVerte, K. D., Huspeni, T. C., Brooks, A. J. & Kuris, A. M. 2007. Can parasites be indicators of free-living diversity? Relationships between species richness and the abundance of larval trematodes and of local benthos and fishes. *Oecologia*. 151: 82-92.

Krailas, D., Chotesaengsri, S., Dechruksa, W., Namchote, S., Chuanprasit, C., Veeravechskij, N. Boonmekam, D. & Koonchornboon, T. 2012. Species diversity of aquatic mollusks and their cercarial infections; Khao Yai National Park, Thailand. *Journal of Tropical Medicine and Parasitology*. 35: 37-47.

Ley Federal de Sanidad Animal (D. O. F. 7 junio 2012).

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (D. O. F. 9 enero 2015).

Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables (LGPAS) (D. O. F. 4 junio 2015).

Ley General de Vida Silvestre (D. O. F. 26 enero 2015).

Madsen, H. & Hung, N. M. 2014. An overview of freshwater snails in Asia with main focus on Vietnam. *Acta Tropica*. 140: 105-117.

Mercado Libre, 2016. Caracol asesino. [http://listado.mercadolibre.com.mx/caracol-asesino#D\[A:caracol-asesino\]](http://listado.mercadolibre.com.mx/caracol-asesino#D[A:caracol-asesino])

Mienis, H. K. 2011. Will the uncontrolled sale of the snail-eating gastropod *Anentome helena* in aquarium shops in Israel result in another disaster for Israel's native freshwater mollusc fauna? *Ellipsaria*. 13: 10–11.

Monks, N. 2009. Assassin Snails and Sulawesi Elephant Snails: Keeping *Clea* and *Tylomelania* in the aquarium. Conscientious Aquarist Magazine 6. Fecha de actualización: 20 de junio de 2016. http://www.wetwebmedia.com/ca/volume_6/volume_6_4/clea.html

Monks, N. 2010. Natural born killers. *Practical Fishkeeping* 2010 (13): 14–15.

Monks, N. 2016. *Clea helena* (assassin snail) data sheet. Invasive Species Compendium, Centre for Agriculture and Biosciences International (CABI). Fecha de actualización: 20 de junio de 2016. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/108187#20097201157>.

Mundopez, 2016. Caracol asesino (*Anentome helena*). <https://mundopez.org/animales-y-plantas/26935-caracol-asesino-anentome-helena.html>

Newel, M. S. & Bourne, G. B. 2013. The 'assassin' snail, *Clea Anentome helena* (Gastropoda: Buccinidae), as a model for developmental and environmental physiology. En: Annual Meeting of the Society for Integrative and Comparative Biology, At San Francisco, CA, USA (January 3rd-7th, 2013), Volume: Integrative and Comparative Biology Vol. 53 (Suppl. 1): e343. Fecha de actualización: 20 de junio de 2016. <https://www.researchgate.net/publication/277248530> Poster Presentation The 'assassin' snail *Clea Anentome helena* Gastropoda Buccinidae as a model for developmental and environmental physiology.

Ng, T. H., Foon, J. K., Tan, S. K., Chan, M. K. K. & Yeo, D. C. J. 2016a. First non-native establishment of the carnivorous assassin snail, *Anentome helena* (von dem Busch in Philippi, 1847). *BiolInvasions Records*. 5(3): 143–148.

Ng, T. H., Tan, S. K., Wong, W. H., Meier, R., Chan, S-Y, Tan, H. H. et al. 2016b. Molluscs for Sale: Assessment of Freshwater Gastropods and Bivalves in the Ornamental Pet Trade. *PLoS ONE*. 11(8): e0161130. doi:10.1371/journal.pone.0161130.

Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996. Establecimiento de cuarentenas para animales y sus productos (D. O. F. 08 de junio 1998).

Pulido-Flores G., Monks, S., Falcón-Ordaz, J. & Violante-González, J. 2015. Helmintos parásitos de fauna silvestre en las costas de Guerrero, Oaxaca y Chiapas, México. *Estudios en Biodiversidad*, 1: 52-77.

Seymour, M. 2015. Assassin Snails – The Care, Feeding, and Breeding of Assassin Snails (*Clea helena*). Fecha de actualización: 20 de junio de 2016. <http://aquariumtidings.com/assassin-snails-clea-helena-care-breeding/>

SiputKuning. 2010. Freshwater whelks, anyone?. Fecha de actualización: 20 de junio de 2016. http://siputkuning.blogspot.mx/2009_12_27_archive.html.

Spelling, S. M. 1985. Studies on the predators and parasites of three species of lake-dwelling leech. Fecha de actualización: 20 de junio de 2016. <http://ethos.bl.uk/OrderDetails.do?uin=uk.bl.ethos.356281>.

Tesana, S. 2002. Diversity of mollusks in the Lam Ta Khong reservoir, Nakhon Ratchasima, Thailand. Southeast Asian. *Journal of Tropical Medicine and Public Health*. 33 (4): 733-738.

Wheeb, H.S., Bazh E.K., Ellakany, Aborwash, A. & Ellakany, H. 2015. Some helminthes parasites infecting wild birds at Edko, Behira Province, Egypt. *Alexandria Journal of Veterinary Sciences*. 47 (1): 65-70.

Cornu aspersum (Müller, 1774)



Figura 1. *Cornu aspersum* en un jardín de la Ciudad de México.

1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO

El caracol de jardín es un molusco terrestre del orden Orden Stylommatophora, Familia Helicidae. Dentro del contexto de esta revisión, el análisis de riesgo aquí presentado a través del Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) es específico para *Cornu aspersum* en México, una especie comercializada para su uso como alimento humano, en farmacéutica, en investigación, en el mercado de mascotas y artesanías.

La ficha técnica ofrece la información disponible a la fecha sobre la especie (taxonomía, biología e historia natural, usos y comercialización, rutas de introducción, potencial de establecimiento y colonización, impactos, control, mitigación y marco legal existente). Se procuraron en primera instancia, fuentes de información confiables como libros o artículos científicos o técnicos; publicaciones oficiales e información de especialistas. En segunda instancia, se consultaron bases de datos de información especializada en especies invasoras, documentos científicos o técnicos no publicados y blogs. Y también se consultaron sitios de ventas por internet, principalmente para estimar el costo del molusco en el mercado internacional.

Se hace énfasis en la normatividad existente en México, Estados Unidos y Canadá, principalmente. La solidez de los análisis reside en la información recabada en los tópicos antes mencionados, siendo indispensable para responder con un valor de incertidumbre a cada una de las preguntas implícitas en el MERI.

2. INTRODUCCIÓN

a) Información taxonómica

Reino Animalia

Phylum Mollusca Linnaeus, 1758

Clase Gastropoda Cuvier, 1795

Subclase Pulmonata Cuvier en de Blainville, 1814

Orden Stylommatophora Schmidt, 1855

Suborden Sigmurethra Pilsbry, 1900

Superfamilia Helicoidea Rafinesque, 1815

Familia Helicidae Rafinesque, 1815

Género *Cornu* Born, 1778

Nombre científico *Cornu aspersum* (Müller, 1774)¹

Sinónimos: *Helix aspersa* Müller, *Cantareus aspersus* (Müller), *Cryptomphalus aspersus* (Müller).

Nombres comunes

Español: caracol común, caracol de jardín, caracol europeo.

Inglés: brown garden snail, brown snail, common garden snail, European brown snail.

b) Descripción de la especie

Cornu aspersum es un caracol de tierra con una concha generalmente globular, pero a veces es cónica (más espiralada). El ombligo está por lo general cerrado completamente por un labio espeso que define el peristoma en los caracoles adultos. La concha está esculpida con arrugas finas y crestas gruesas regulares, y es brillante debido al periostraco que es fino. El peristoma es redondeado u oval-semilunar. Las conchas adultas (4½ a 5 verticilos ligeramente convexos) miden entre 28-45 mm de diámetro, 25-35 mm de altura. El color de la base de la concha es amarillento a marrón pálido. La concha tiene entre 0-5 bandas espirales de color marrón rojizo a negruzco superpuestas en el color de fondo; por lo general, están interrumpidas de tal forma que el color de fondo parece con manchas o rayas de color amarillo, que dieron su nombre latino "*aspersum*" (con manchas) (Figura 1). Las bandas espirales están ocasionalmente separadas por una línea espiral blanca mediana (*fascia albata*). A menudo, se observa la fusión de dos o más bandas adyacentes y la difusión de una banda de pigmento en toda la superficie de la concha. Con frecuencia, la mitad superior de la concha es más oscura. La cabeza y el pie en conjunto miden 5-10 cm de largo cuando están extendidos; el cuerpo blando tiene tonos gris amarillentos a

¹ De acuerdo con la resolución del caso 3518, opinión 2354 en 2015 de la Comisión Internacional de Nomenclatura Zoológica, el género válido es *Cornu*; siendo la combinación correcta *Cornu aspersum* (Müller, 1774) (ICZN, 2015).

negro-verduscos, y ocasionalmente tiene una línea pálida longitudinal en el dorso que aparece en la parte superior de la cabeza, justo entre la base de los tentáculos, y se oculta por debajo de la concha (Barker, 1999; Ansart et al. 2016).

c) Biología e historia natural de la especie

-Reproducción

Hermafrodita simultáneo de fecundación cruzada (Adamo y Chase, 1988, 1990). Existe selección de pareja según el morfotipo de los individuos en cópula; es decir, que el encuentro de individuos con fines reproductivos no ocurre al azar y existe un tipo de selección que favorece la cópula entre animales del mismo morfo (Díaz et al. 2007).

Se aparea entre 2 y 6 veces en una sola temporada y el apareamiento toma entre 4 a 12 horas. Ambos miembros de la pareja actúan simultáneamente como hembra y macho. Por lo tanto, ambos animales reciben esperma en números muy grandes (cada eyaculación contiene aproximadamente $5,5 \times 10^6$ espermatozoides) en cada apareamiento. Los individuos presentan un espermatóforo que utilizan para empaquetar los espermatozoides y para protegerlos durante la transferencia (Rogers y Chase, 2001; Chase y Darbison, 2008).

El comportamiento reproductivo de *C. aspersum* presenta varias características, incluyendo apareamiento múltiple, almacenamiento de esperma a largo plazo, digestión alosperma, fertilización interna, y tiro de dardos del amor, que pueden promover la competencia espermática (Chase y Vaga, 2006; Chase y Darbison, 2008). El dardo del amor es una estructura calcárea usada para penetrar la piel de la pareja durante el cortejo (Figura 2), cuando se expulsa es cubierto con una mucosidad espesa producida en las glándulas digitiformes (Koene y Chase, 1998), incrementando así el éxito reproductivo del caracol, ya que aumenta la oportunidad de que sus espermias fertilicen los huevos de su compañero; acorde con esta idea, el efecto principal de lanzar dardos es el aumentar la paternidad del tirador sobre la futura progenie (Roger y Chase, 2001; Chase y Blanchard, 2006).



Figura 2. Dardos del amor usados por *Cornu aspersum* durante el cortejo. Fuente: <https://es.pinterest.com/pin/268316090272543614/>

La modalidad de reproducción es ovípara. Los huevos fertilizados son blancos, esféricos u ovales de 3-5 mm de diámetro, y están encerrados por una cutícula membranosa finamente calcificada, compuesta de varias capas concéntricas. Los huevos son depositados en una cavidad de 4-7 cm por debajo de la superficie del suelo húmedo. La masa de huevos está oculta por una mezcla de suelo y mucus, luego el nido es cubierto con tierra. La oviposición se produce alrededor de dos semanas después de la fecundación y su duración es de 10 a 35 horas. En condiciones naturales, las poblaciones de la especie ponen huevos dos o tres veces por temporada durante al menos dos años (*C. aspersum* es iteróparo); el número de huevos por nidada van de 70-80 (ejemplares pequeños) a 200-220 (ejemplares grandes) (Madec et al. 1998, 2000).

La frecuencia de apareamiento y oviposición están influenciadas por factores abióticos tales como temperatura, fotoperiodo, humedad y condiciones del suelo; así como por factores bióticos (hacinamiento) (Lucarz y Gomot, 1985). La humedad y la temperatura bajas inhiben la actividad de los caracoles, y el suelo seco no es adecuado para la oviposición. En clima cálido húmedo, la oviposición puede ser incluso una vez al mes. Durante el verano, los huevos eclosionan en unas dos semanas, pero el tiempo de incubación varía de 4 a 40 días de acuerdo con la humedad relativa del medio ambiente (Guéméné y Daguzan, 1983). Los huevos son particularmente sensibles a la deshidratación y las bajas temperaturas, de tal manera que la deposición de huevos en las regiones templadas se produce sólo en primavera y otoño. El canibalismo de huevos por las crías es frecuente: 70% de los caracoles recién nacidos, que permanecen en la cavidad del suelo durante varios días, se alimentan de un huevo hermano durante sus primeros cuatro días de vida, facilitado por la alta asincronía de eclosión dentro del nido (Elmslie, 1988).

La madurez se alcanza a los dos años en las poblaciones naturales, o cuando los caracoles alcanzan un diámetro de 16-20 mm en el primer año, y de 26-33 mm en el segundo año. En muchas áreas modificadas por el hombre, en donde la actividad del caracol no se ve interrumpida por la estivación o hibernación, los caracoles alcanzan la madurez en 10-12 meses, produciendo una generación por año (Albuquerque de Matos y Corto-Real, 1994; Sakovich, 2002).

-Longevidad

La longevidad exacta de *C. aspersum* es desconocida. Las observaciones realizadas en condiciones naturales indican una vida de 3-5 años, pero la especie podría vivir hasta 10 años en condiciones artificiales (Comfort, 1957). Observaciones indirectas (crecimiento interrumpido y capas internas del peristoma) demuestran que los individuos de poblaciones naturales en el norte de África tienen una esperanza de vida más larga, mayor a 10 años (Ansart et al. 2016). En organismos en cautiverio la esperanza de vida es de 5-6 años (Welch, 1901 citado en Comfort, 1957).

-Genética

Cornu aspersum es una de las especies de caracoles helícidos más polimorfas en lo referente a caracteres cualitativos y cuantitativos. Si bien ambos tipos de caracteres estarían controlados genéticamente, sus rasgos fenotípicos varían debido a factores

abióticos y bióticos. La existencia de tal polimorfismo ha originado clasificaciones en las que se establecen formas, variedades o razas determinadas geográficamente como lo son el *C. a. aspersum* de Europa y *C. a. maxima* del norte de África; estas dos razas han mostrado gran capacidad de adaptación a las condiciones de cría artificial y son utilizadas generalmente en helicultura (Díaz et al. 2007).

-Hibridación

Las dos variedades, *C. a. aspersum* de Europa y *C. a. maxima* del norte de África, son capaces de entrecruzarse exitosamente, puesto que el desarrollo del huevo y la fertilidad híbrida no presentan alteraciones (Chevalier, 1980).

-Alimentación

Cornu aspersum es un herbívoro polífago con una dieta de gran espectro que varía cuantitativa y cualitativamente con la temporada y la disponibilidad de las plantas; se conocen alrededor de 56 especies de plantas hospederas/afectadas (Ansart et al. 2016). El caracol selecciona plantas verdes vivas o senescentes, aunque también pasta en frutas, verduras, cereales, flores y arbustos. Su complemento enzimático permite la degradación de la celulosa, hemicelulosa y xilano, y su microflora intestinal aumenta la capacidad digestiva (Charrier y Rouland, 1992; Charrier et al. 1998). Preferencialmente come plantas ricas en calcio (Iglesias y Castillejo, 1999) y rechaza aquellas que son ricas en zinc o níquel (Boyd et al. 2002; Chevalier et al. 2003). Ocasionalmente, el caracol puede comer tejido animal muerto. La ingestión de humus también es importante en la dieta, ya que mejora la digestión de los alimentos y favorece el crecimiento de los juveniles (Perea et al. 2008).

-Conducta

Durante el invierno, *C. aspersum* hiberna en el suelo a una profundidad de 10-20 mm; es capaz de resistir bajas temperaturas (hasta de -5°C), aunque los juveniles son más intolerantes, presentando alta mortalidad durante la hibernación (Ansart et al. 2001). En las primeras lluvias de la primavera, el caracol se activa. Un gran número de individuos desplazan hacia los árboles, donde pasan la mayor parte del tiempo en una posición de reposo, pero se alimentan activamente. La alimentación se produce principalmente por la noche, cuando disminuye la temperatura y aumenta la humedad, pero se puede extender al día en condiciones de niebla matutina y lluvia fina. Durante la noche, la especie presenta dos picos de actividad 2 y 6 horas después de la puesta del sol (Bailey, 1975).

Durante los meses cálidos y secos de verano, el caracol permanece inactivo, estivando con la abertura de la concha sellada por un “tapón” elaborado a base de moco seco llamado epifragma (Sakovich, 2002). En este episodio, su tasa metabólica disminuye en 5-30% de su valor normal, modificando varias de sus actividades fisiológicas (consumo de oxígeno, intercambio de agua, ritmo cardíaco, actividad neuronal, patrones de síntesis de proteínas). La actividad requiere una temperatura de 7-28°C y una humedad de 75-90%, aunque si las condiciones son desfavorables, los caracoles son capaces de permanecer en estado latente durante varios meses (Ansart et al. 2016).

-Interacciones ecológicas

1. Asociaciones: La asociación del caracol de jardín con algunas especies de plantas es bien conocida; entre los hospederos del caracol de jardín se encuentran alrededor de 56 especies de plantas (Ansart et al. 2016). Sin embargo, el caracol también puede fungir como hospedero intermediario de diversos animales: en por lo menos 13 especies de nemátodos parásitos: *Alloionema appendiculatum*, *Angiostoma aspersae*, *Angiostrongylus andersoni*, *A. dujardini*, *Diplogaster maupasi*, *Muellerius capillaris*, *Nemhelix bakeri*, *Neostromylus linearis*, *Oslerus ostratus*, *Parelaphostrongylus odocoilei*, *Phasmarhabditis hermaphrodita*, *Protostrongylus rufescens* y *Rhabditis maupas* (Grewal et al. 2003; Morand et al. 2004). En el estado de Hidalgo (México) se reportaron diferentes estadios larvarios del tremátodo *Fasciola hepatica* en *Cornu aspersum* (Cruz Mendoza et al. 2002), que es el agente causal de una de las parasitosis más difundidas del ganado, la fasciolosis, que es considerada una de las enfermedades parasitarias más importantes del mundo de los rumiantes domésticos. Asimismo, el caracol juega un papel epidemiológico potencial importante en la expansión del nemátodo *Aelurostrongylus abstrusus*, el “gusano pulmonar de los gatos” domésticos y silvestres (leopardos, jaguares, pumas, leones, tigres y panteras), al ser uno de los moluscos más comunes en el mundo que se está extendiendo en nuevas áreas, y, en consecuencia, como portador del nemátodo causante de la aelurostrongilosis felina, también promueve la expansión de este (Di Cesare et al. 2013). En al menos 13 especies de dípteros parasitoides: *Fannia scalaris*, *F. canicularis*, *Muscina stabulans*, *Ravinia pernix*, *Sarcophaga (Bercaea) africa*, *S. (Helicophagella) agnata*, *S. (H.) hirticrus*, *S. (H.) melanura*, *S. (Heteronychia) haemorrhoides*, *S. (Myorhina) nigriventris*, *S. (M.) sorror*, *S. (Sarcophaga) variegata*, y *Spiniphora maculata* (Coupland y Barker, 2004). Así como en al menos dos especies de ácaros: *Riccardoella limacum* y *Eupodes voxencollinus* (Fain, 2004). El caracol es capaz de absorber contaminantes o ciertos oligoelementos debido a la interacción con microorganismos del sustrato o bacterias que colonizan el tracto alimentario del caracol; por ejemplo, la absorción de zinc depende de los microorganismos del tracto digestivo y la abundancia de bacterias en el sustrato, mientras que las bacterias reductoras de sulfatos en el esófago del gasterópodo pueden facilitar la absorción de cobre. Otro tipo de interacción entre el caracol y las bacterias es el efecto de inoculación que las heces de gasterópodos ejercen sobre el sustrato, lo que lleva al aumento de biomasas de bacterias y hongos, y, por lo tanto, al aumento de las tasas de descomposición (Dallinger et al. 2001).
2. Depredación: No se conoce ningún enemigo natural específico para *C. aspersum*; sin embargo, el caracol de jardín funge como fuente de alimento de diversos animales, incluyendo mamíferos (ratas, topes, erizos, musarañas, tejones, conejos, jabalíes, mustélidos), muchas especies de aves (urracas, patos, gansos, búhos, kiwis, gallinas), reptiles (lagartos, tortugas, serpientes), anfibios (ranas, salamandras, tritones), miriápodos, insectos (principalmente coleópteros), planarias (e.g. *Parakontikia atrata*, *Kontikia forsterorum*, *Parakontikia ventrolineata*), arañas (*Porrhothele antipodiana*), y mismos caracoles terrestres depredadores (e.g. *Euglandina rosea*, *Gonaxis* spp., *Rumina decollata* y *Strangesta bullacea*) (Barker, 2004). En ciertas regiones, la depredación humana con fines de consumo también puede ser importante.

3. Competencia: No existen estudios que indiquen una competencia entre el exótico *C. aspersum* y la fauna nativa; sin embargo, se ha sugerido que en México la especie puede desplazar moluscos nativos (Ramírez-Herrera y Urbano, 2014), probablemente por la disputa de hábitat y alimento.

-Hábitat

Muy variable, *C. aspersum* puede encontrarse desde el bosque de hoja caduca hasta las rocas y dunas costeras; en lugares protegidos, en áreas con suelos ricos en minerales (particularmente los ricos en calcio), acantilados, canteras, cementerios, jardines urbanos y terrenos baldíos abandonados (Pfleger y Chatfield, 1988). Los caracoles eligen preferentemente microhábitats con mayor intensidad de luz y complejidad estructural, ofreciendo más sitios de dormancia y una mejor protección contra los depredadores, y rechazando aquellos con superficies lisas y poca luz (Perea et al. 2007). En el medio ambiente natural, la especie se ha reportado en un amplio rango de temperatura del aire: desde los 5°C hasta los 25°C (Cowie, 2015). En condiciones de cautiverio en Colombia, una temperatura constante de 22°C maximiza el crecimiento de los caracoles (Díaz-Jiménez, 2007).

El caracol es una plaga invasora en una gran variedad de cultivos agrícolas en América, Australia, Nueva Zelanda, Sudáfrica y zonas elevadas (>1000 m) de muchas islas tropicales y subtropicales. Es una plaga en cultivos específicos, como huertos de cítricos (California), o en viñedos de Sudáfrica y Australia (Barker, 2002; Sanderson y Sirgel, 2002).

-Abundancia o tamaño poblacional

Existen muy pocos estudios que evalúen la abundancia o el tamaño poblacional del *C. aspersum* en entornos naturales. Perrot et al. (2007) estimaron que en una reserva de Nueva Zelanda hay en promedio 8.7 ind/m² (rango: 0-139) sobre la vegetación, encontrando densidades mayores en las plantas altas (22,4 ind/m²), luego en las medias (22,4 ind/m²), y por último en las bajas (0.05 ind/m²); sin embargo, las densidades mayores fueron registradas en el detrito (82.4 ind/m²). Potts (1975), quien realizó un estudio sobre la persistencia y extinción de poblaciones locales del caracol de jardín en un pequeño lugar de California, señaló que la población de caracoles varía ampliamente en un área menor a 100 m², 95-1656 ind/año. Otros autores solo señalan que, en condiciones naturales adecuadas, *C. aspersum* puede alcanzar densidades de población muy altas (Cowie, 2000).

d) Distribución

-Nativa

La especie fue descrita con especímenes recolectados en Italia, pero se piensa que su región nativa corresponde al norte de África (Taylor, 1914; Guiller y Madec, 2010) (Figura 3).

-Exótica

La especie se ha detectado como exótica en numerosos países en todos los continentes del mundo, excepto en la Antártida. Jørgensen y Sørensen (2008) identificaron la presencia de *C. aspersum* en 32 países; y Ansart et al. (2016) en 65 países (Figura 3).

-Exótica invasora

La especie ha sido reconocida como especie exótica invasora en Argentina, Australia, Brasil, Canadá, Chile, Colombia, Ecuador, Estados Unidos, Guyana, Israel, Haití, Lesoto, Martinica, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Perú, Polinesia Francesa, República Checa, Sudáfrica, Tasmania, Uruguay y Venezuela (Barker, 1999; Jørgensen y Sørensen, 2008; Ansart et al. 2016). En México se encuentra en los estados de Chihuahua, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, México, Puebla, Tlaxcala, Veracruz, y en la Ciudad de México (Gándara, 1906; Carmona-Medero et al. 1996; Cruz Mendoza et al. 2002; Esparza y Casas García, 2016). En el Estado de México, registros indirectos del caracol se han realizado en San Cristóbal Colhuacán (Gasó et al. 2001). En Puebla, Caicedo Rivas et al. (2011) realizaron un estudio zoogeográfico de los moluscos señalando que *C. aspersum* fue una de las especies con mayor número de registros en diferentes zonas. Naranjo-García (2011) indicó que *C. aspersum* está ampliamente distribuida en el centro del país, con algunos registros hacia el norte (Durango y San Luis Potosí) y en el sur (Chiapas) (Figura 4).

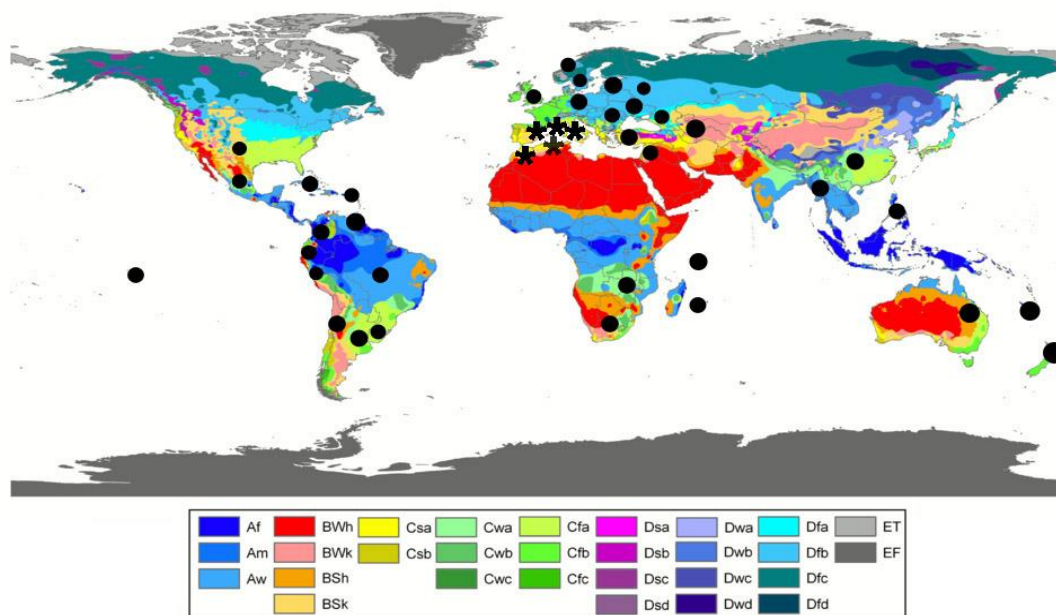


Figura 3. Distribución de *Cornu aspersum* en el mundo y similitud climática (Köppen). Área nativa indicada con asteriscos y localidades donde ha sido introducida en puntos negros.

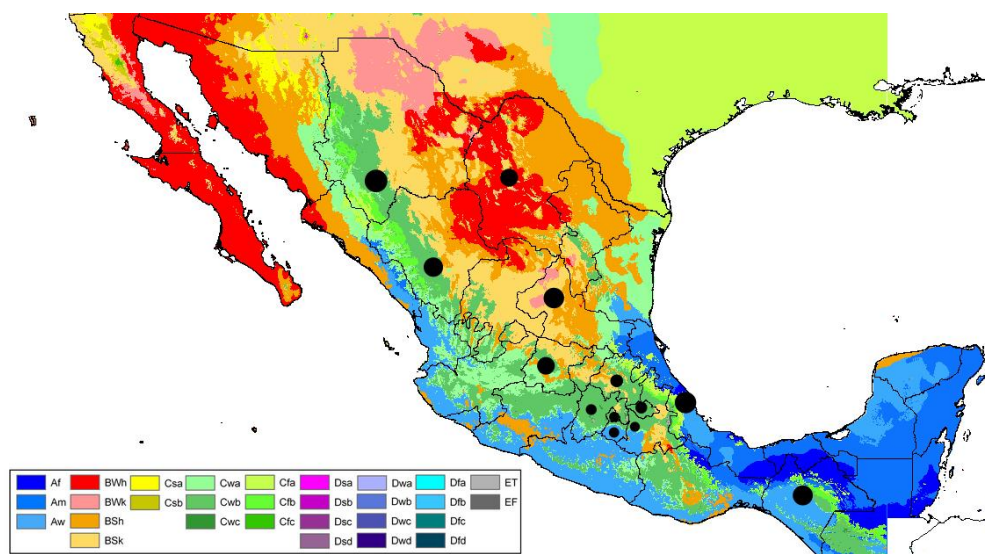


Figura 4. Distribución de *Cornu aspersum* en México y similitud climática de acuerdo con la clasificación de Köppen.

3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN

i. Usos

Cornu aspersum se ha utilizado en muchas partes del mundo como (i) fuente de alimento para el humano, tanto como una fuente de proteína barata para el consumo local como para su comercio en restaurantes gourmet (Figura 5), (ii) como mascota doméstica, (iii) como ingrediente principal en algunos productos cosméticos y farmacéuticos, (iv) por aficionados y artesanos que recogen caracoles para colecciones y/o elaboración de artesanías, (v) y en investigación, particularmente en ensayos de biomonitoreo de contaminación por metales pesados, ecotoxicología y docencia. De hecho, existe una patente para un producto en crema o gel hecho a base de baba del caracol para tratar y curar úlceras ocasionadas por pie diabético, síndrome de Lesch Nyhan, queratosis y onicomiosis (Moreno González y Galdames Flores, 2013).



Figura 5. Uso de huevos de *C. aspersum* en cocina gourmet. Fuente: <http://criacaracolesmexico.blogspot.mx>

ii. Historia de la comercialización e introducción

Cornu aspersum es muy apreciado como caracol comestible, principalmente en Europa (Italia, España y Francia), pero también en Asia, Norteamérica y África. En Francia, aunque el tradicional caracol de restaurante es *Helix pomatia*, la helicultura comercial es principalmente de *C. aspersum* (Ansart et al. 2016).

La antigüedad del caracol en la dieta humana se remonta a la Edad de Bronce (1,800 a.C), según algunos registros fósiles. El caracol de jardín fue introducido en algunas regiones de Europa y el norte de África en el siglo VIII a.C. por los fenicios, griegos, y posteriormente por los asentamientos y puestos comerciales de los romanos (Barker, 1999). Como los antiguos romanos eran muy aficionados a los caracoles, serían los primeros en criarlos (Guiller et al. 2012). En algunos países de Europa, la especie ha sido introducida con verduras (Reischütz, 2002).

El caracol fue introducido por primera vez en América en 1839, particularmente en los estados del este de Estados Unidos, quienes importaron caracoles desde Europa, *e. g.* Portland (Maine), Nueva Orleans (Luisiana, introducido desde España) y en Massachusetts (introducido desde Irlanda). En 1850, un francés pretendió vender caracoles en California (Estados Unidos) como una fuente de alimento (Forbes, 1850); sin embargo, el mercado durante la fiebre del oro no era tan sofisticado por lo que los caracoles fueron liberados o escaparon (Stearns, 1900). Otros caracoles fueron introducidos de forma intencionada provenientes de Francia en varias áreas de California en 1859. A. Delmas liberó en dicho estado un grupo de ejemplares provenientes de Francia en viñedos cercanos a San José. Simultáneamente, Delmas introdujo ejemplares en Los Ángeles y San Francisco, presumiblemente de la misma población (Selander y Kaufman, 1975). En 1900, el caracol ya estaba presente en Oakland, Monterey y Redlands, y era abundante en Los Ángeles. En 1930 ocupó la mayoría de las áreas urbanas y agrícolas del centro y sur de California, su propagación fue acelerada por introducciones intencionadas en La Jolla, San Diego, y otros sitios californianos (Selander y Kaufman, 1975); desde ese momento ha sido considerada como una plaga en cítricos (Basinger, 1931). Actualmente, el caracol está presente en todo California, excepto en sitios nevados y zonas del desierto.

Las introducciones en otros estados del oeste de Estados Unidos (*e. g.* Oregon, Washington) ocurrió a través del comercio de plantas de viveros procedentes de California (Selander y Kaufman, 1975). En Texas, la especie es común y se produce localmente en Austin y otras ciudades. Adicionalmente, el caracol se ha establecido con éxito, ya sea como exótica o como invasora, en Arizona, Idaho, Kentucky, Maine, Michigan, Nevada, Nueva York, Nuevo México, Utah y Virginia (Ansart et al. 2016). A partir de 2008, una compañía de biotecnología con sede en los Estados Unidos comenzó a extraer y purificar los contenidos funcionales del caracol para los productos de cuidado de la piel y aplicaciones médicas.

En Centro y Sudamérica, la colonización española (del siglo XVI) pudo haber sido responsable de su introducción, *e.g.* Haití; aunque algunos sugieren que la primera introducción de la población en Sudamérica se estableció en Chile *ca.* 1900 (Gaitán-Espitia et al. 2013). Fue importada a Colombia (Bogotá) a partir de stocks en los 1970's; sin

embargo, el proyecto fracasó y los caracoles se dispersaron ampliamente (Ansart et al. 2016).

En las regiones de África donde *C. aspersum* no es nativa, es posible que también se haya introducido para el consumo humano; por ejemplo, Sudáfrica, donde el primer registro data de 1855 para ciudad del Cabo (Ansart et al. 2016), aunque algunos sugieren que probablemente fue introducida accidentalmente mucho antes, quizás desde 1650-1700 (Guiller et al. 2012). El caracol de jardín se ha introducido recientemente a Israel para la alimentación; originalmente solo se encontraba en las granjas de caracoles, aunque ahora están dispersos en diversos hábitats, como parques y jardines de todo el país, considerándolos como plagas reglamentadas (Roll et al. 2008).

En el Pacífico, *C. aspersum* se introdujo deliberadamente en algunas islas con fines de cultivo (Cowie, 2000). La introducción más antigua fue a Nueva Caledonia en 1879 (Gargominy et al. 1996). En Nueva Zelanda, el caracol de jardín es particularmente común en los matorrales y dunas costeras, tanto en el continente como en islas; algunos autores han sugerido que la especie fue introducida por los franceses para usarla como alimento (Barker, 1999; Brook, 2000). En las islas de Hawái, *C. aspersum* ha sido registrada en las islas de O'ahu (1952), Kaua'i (1965, 1976), Hawái (1976) y Maui (1981) (Cowie, 2000). En la Polinesia Francesa, fue registrada por primera vez en Tahití. Barker (1999) registró la especie en Pitcairn y en las Islas de Pascua. En 2002 y 2006, *C. aspersum* fue detectado en la isla del Pacífico de Niue y en Samoa-Fiji en contenedores de madera procedentes de Nueva Zelanda, respectivamente (PESTNET, 2015).

En Asia, una rama de la Academia de Ciencias de China introdujo la especie en China desde Francia en la década de 1980's. A mediados de la década de 1990's, una empresa en el norte de China comercializó la tecnología para la crianza de caracoles en la provincia de Hebei. La "carne" se utiliza principalmente como alimento en las mesas de comedor chinos (Ansart et al. 2016).

En México, la colonización española del siglo XVI pudo haber sido la responsable de su introducción. En estados como Hidalgo y Tlaxcala, el caracol ha sido fuente de alimento desde hace varias generaciones; sin embargo, anteriormente no se criaba en cautiverio, ni se regulaban los ciclos de producción, todo estaba dado por la extracción del estado silvestre. Este molusco se encuentra plenamente adaptado a las características geográficas y climáticas de una buena porción de nuestro país, y, por ende, la factibilidad de su cría para fines comerciales o de consumo son viables. El desarrollo de la helicultura en México como proceso productivo es incipiente y es poca la información que se puede obtener, ya que casi no se conocen criaderos de tipo industrial (Esparza y Casas García, 2016).

La helicultura (Figura 6) se realiza también en muchos otros países (e.g. Italia, Grecia, España, Rumania, Polonia, África, China, Argentina, Indonesia, Estados Unidos, Australia y México) y se ha promovido en los países en desarrollo en los que esta actividad puede representar una fuente de proteína de bajo costo para el consumo local, ya que la carne de caracol es alta en proteínas (37-51%). El consumo mundial de caracoles supera las 300,000 toneladas anuales e incluso se estima que esta cantidad se quintuplicará en los

próximos 20 años. La helicultura representa es una nueva rama de la producción animal sostenible promovida por la Oficina de Intercambio y Distribución de Información sobre Mini-Cultivos (BEDIM) en Bélgica bajo los auspicios de la Unión Europea y la FAO (Ansart et al. 2016).

En México, el consumo de caracol no está difundido a pesar de que la crianza de *C. aspersum* ya se practicaba en varias localidades del país, como en Zimapán, Actopan y el Arenal (Hidalgo), Durango (Durango), Chihuahua (Chihuahua), Saltillo (Coahuila), Villa Guerrero, Tenango del Valle y Tenancingo (Estado de México), entre otros sitios (Gándara, 1906). Sin embargo, es posible encontrarlo en el menú de muchos restaurantes. En el Estado de México, Hidalgo, Tlaxcala, Puebla y en la Ciudad de México, su mercadeo permite establecer que una parte de la población lo esté demandando (Carmona-Medero et al. 1996).

Los caracoles no solo han sido muy valorados en la cocina, sino también en la medicina y la farmacología. Los romanos conocían y utilizaban estas cualidades, así lo indican antiguos escritos donde figuran prescripciones para dolores de estómago, epistaxis, tos, lesiones de la piel, entre otros. Se les preparaba en forma de cataplasma, caldos, jarabe, cremas y hasta se los colocaba machacados directamente sobre el cuerpo. Los aminoácidos contenidos en las proteínas de su carne y baba contribuyen a reconstruir la integridad de los tejidos gástricos, y por ello, a la curación de las úlceras. Sustancias contenidas en su baba actúan como lubricante de las mucosas de las vías respiratorias, siendo útiles en enfermedades pulmonares y de garganta (Mena-Espinoza, 2007). Este caracol ha ganado popularidad como ingrediente en cremas para la piel y los geles utilizados para reducir las arrugas, cicatrices, piel seca y el acné. Varios estudios han demostrado la eficacia del extracto de *C. aspersum* para reparar daños en la piel, para curar quemaduras de espesor parcial y para moderar las respuestas inflamatorias (Ansart et al. 2016).

Ciertos sectores han usado el caracol como alimento balanceado para animales de granja, principalmente aves de corral y cerdos como sustituto del pescado, la harina de pescado o de carne (Mena-Espinoza, 2007).

Como *C. aspersum* es fácil de criar y cultivar, también ha sido mantenido como un animal de compañía. Algunos sitios de Internet ofrecen información muy amplia sobre la especie y sus hábitos para su mantenimiento como mascota. Por las mismas razones, también representa un “modelo” frecuente en las aulas escolares con fines didácticos (Ansart et al. 2016).

iii. Origen de los individuos comercializados y precios

Uno de los criaderos de la especie conocidos en México es la empresa Akumaterekua Mexikani, S.C. de R.L. dedicada a la cría, venta y comercialización de caracoles de jardín. Son criados en forma natural y a ciclo mixto, alimentados con vegetales, derivados de cereales y calcio. Se comercializan vivos para uso gastronómico, aunque también se comercializan sus derivados en forma de envasados. Esta sociedad se formó en 2006, con el objetivo de producir caracol de forma intensiva en el Estado de México (Esparza y Casas

García 2016); sin embargo, se desconocen la procedencia de los reproductores de caracol y los costos de venta. Otro grupo que practica la helicultura con fines de exportación y de sus productos derivados es Pro Caracol México, una asociación de productores de caracoles de México, la sede de dicha asociación se encuentra en la ciudad de Córdoba, Veracruz (Pro Caracol México, 2016); también se desconocen la procedencia de los reproductores de caracol y los costos de venta. En Mercado Libre no se indica el origen de los especímenes comercializados, pero se venden a un precio de 20 ejemplares vivos por \$160-\$199 pesos mexicanos (<http://listado.mercadolibre.com.mx/caracoles-helix-aspersa-helicultura>). En el ámbito internacional, el precio del caracol congelado viene aumentando año con año de 8 a 10%, puede venderse entre 3 y 5 Euros/kg (Alibaba, 2016a), aunque el Instituto Internacional de Helicultura (2016) señala un precio de 4,2-4,9 Euros/kg. Asimismo, cremas antiarrugas hechas a base de caracol de jardín oscilan entre 11 y 13 Euros (Alibaba, 2016b), y entre \$12 y 78 dólares americanos (Amazon, 2016).

.iv. Condiciones de cultivo

Cornu aspersum es una especie seleccionada en los criaderos dada su rusticidad, resistencia, adaptación al cautiverio y sobre todo por su precocidad en el crecimiento para la cría en cautiverio. Se desarrolla bien dentro de las temperaturas que van desde los 18 a 20°C y con una humedad ambiental del 70 al 80%. La actividad en su medio natural se desarrolla en tres periodos: durante la primavera, verano y otoño, en los cuales crece y se reproduce. Nace en verano, vive activo hasta el otoño y duerme durante el invierno. En la primavera despierta, come, se fecunda y pone huevos. Cuando comienzan los primeros fríos aquellos que no lograron desarrollarse íntegramente, hibernan. Para que la actividad sea rentable se aconseja un recinto mínimo de 150 m², subdividido para una mayor racionalización del trabajo y para garantizar la higiene y la sanidad. Mediante la climatización y el acondicionamiento del recinto se logra una producción continua, sin periodos de hibernación y estivación (Esparza y Casas García, 2016).



Figura 6. Helicicultura. Fuente: <http://criacaracolesmexico.blogspot.mx>

4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN

Cornu aspersum es originario de Europa occidental y del arco Mediterráneo, incluido el norte de África (Barker, 1999; Cowie, 2000) y es uno de los caracoles terrestres más ampliamente dispersados mediante las actividades antropogénicas en el mundo (Guiller et al. 2012). Además de la introducción intencional o deliberada con fines de cultivo para producir alimento o para aprovecharse en la industria cosmética (ver sección 3), se ha introducido accidentalmente por el movimiento de plantas de jardín/ornato y vegetales, donde los caracoles venían asociados (Barker, 1999). El caracol se extiende en vastas áreas de las regiones templadas y subtropicales del mundo, habitando en las zonas agrícolas, parques y jardines domésticos dentro de las ciudades de numerosos países de Europa, Asia, América, África y Oceanía. En estos sitios, la especie desarrolló poblaciones abundantes y se considera una plaga grave en varias regiones. Más detalles en sección 3.

En México es probable que haya sido traído por la colonización de los españoles, aunque los primeros registros en la antigua “Nueva España” datan al menos de 1835 (Rossmässler, 1835; Pfeiffer, 1841). En 1903, *C. aspersum* fue registrado de manera abundante en Tlalpan (Ciudad de México) y en la ciudad de Puebla (Puebla) (Pilsbry, 1903). En 1906, el caracol de jardín fue registrado en localidades de varios estados del país (Gándara, 1906): Texcoco, Chalco, Lerma, Tenango del Valle, Ixtlahuaca, Zinacantepec, Tlalnepantla, Cuautitlán y Jilotepec en el Estado de México; Puebla, Atlixco, Cholula, San Martín Texmelucan, Tehuacán, Teziutlán, Chalchicomula, Zacapoaxtla y Tecamachalco en el estado de Puebla; Atotonilco el Grande, Zempoala, Apam, Tulancingo, Actopan, Zimapán, Tula y Zacualtipán en el estado de Hidalgo; Jalpan en el estado de Querétaro; Cantón de Orizaba en el estado de Veracruz; Coneto en el estado de Durango; San Miguel de Allende en el estado de Guanajuato; y Chihuahua en el estado homónimo. Pilsbry (1939) señala

que la especie está ya presente en “muchos lugares de México”. Actualmente, puede encontrarse principalmente en estados del centro del país, entre otros estados norteros.

No existe información que asegure cómo fue la introducción de la especie en México; sin embargo, la colonización española del siglo XVI pudo haber sido la responsable de su introducción. Los estudios dirigidos a entender la biología y ecología de la especie en el país son nulos.

5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN

a) Potencial de colonización

El potencial de colonización es alto debido a que *C. aspersum* ha llegado a adaptarse en una vasta cantidad de climas en todos los continentes (excepto la Antártida), habitando en lugares cubiertos, con suelos ricos en minerales y alta humedad, y sobreviviendo en temperaturas hasta de -5°C a 21.5°C (Ansart et al. 2016).

Fuera de su área de distribución natural, *C. aspersum* coloniza zonas con climas Am (tropical monzónico); Aw (tropical de sabana); Af (tropical ecuatorial); Cfa (subtropical sin estación seca); Cfb (oceánico); Cfc (subpolar oceánico); Cwb (templado con invierno seco) y Dfb (hemoboreal sin estación seca) (Figura 3). Debido a las condiciones climáticas presentes en México (Figura 4), existe la posibilidad de que esta especie pueda adaptarse y establecerse en otros estados aún libres del caracol, particularmente aquellos con climas Dfd (del sur de Sinaloa hasta Chiapas) y Csa (Baja California y Sonora). Aunque la capacidad de dispersión de *C. aspersum* por sí misma es baja, su capacidad reproductiva es muy alta debido principalmente a su hermafroditismo, lo que constituye una importante característica que favorece su establecimiento (Lincango y Morales, 2005).

b) Potencial de dispersión

1. Dispersión natural: *Cornu aspersum* es capaz de colonizar exitosamente los sistemas agrícolas, aunque solamente a nivel local (Ansart et al. 2016). En hábitats fragmentados afectados por la urbanización, los adultos se desplazan hasta 50 m, distancia que se considera muy alta en términos de dispersión de caracoles. Esta alta movilidad en ambientes urbanizados es muy importante en el éxito de *Cornu aspersum* como colonizador (Dahirel et al. 2016).
2. Vector de transmisión (Biótico): *Cornu aspersum* ha sido distribuido ampliamente en todo el mundo por las actividades antropogénicas. La cría de caracoles ha contribuido en gran medida a la difusión masiva y rápida de la especie en el mundo; en México, esto ha sido intermitente, pero todo indica que el cultivo de la especie en el país está tomando mayor interés socioeconómico. Ninguna otra especie está involucrada en la diseminación local del caracol; aunque, un agente de dispersión podrían ser las aves (caracol se adhiere a patas o plumas de las aves), que ayudarían a su dispersión pasiva (Ansart et al. 2016), pero no ha sido propiamente demostrado para la especie.
3. Introducción accidental: Pocas introducciones accidentales han sido registradas en el mundo. Los caracoles en un principio fueron importados de manera intencional para su cultivo, pero en varias ocasiones escaparon de las instalaciones de crianza, como ha

sucedido en California, Colombia, y probablemente en muchos otros lugares (Ansart et al. 2016). México no está exento de que los principales sitios de crianza, repartidos en el centro del país, sufran de escapes no controlados de caracoles. La especie también puede ser trasladada como polizón entre las plantas, verduras, frutas y tierra para macetas; los caracoles se protegen en sus conchas, sobre el material vegetal, o adjuntos a los embalajes en los que se transportan, y debido a las malas condiciones de transportación de los productos, existe la posibilidad de que la plaga sobreviva a la transportación (Lincango y Morales, 2005).

4. Introducción intencional: El interés constante y lucrativo en el cultivo de *C. aspersum* en muchas partes del mundo permite que la especie se encuentre entre los caracoles terrestres más introducidos de forma deliberada (Cowie, 2000). Se desconoce la procedencia de los reproductores que usan los helicultores mexicanos para cultivar el caracol de jardín, aunque es probable que sea de las poblaciones naturalizadas en México. Hoy en día, individuos de *C. aspersum* se venden vivos en internet como animales de ornato.

6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS

i. Impactos/beneficios socioeconómicos

Impactos positivos: A nivel mundial, *C. aspersum* es la especie de caracol más usada con fines comerciales debido principalmente a los siguientes factores: i) resiste y se adapta exitosamente tanto a las variaciones de temperatura como a las enfermedades; ii) buena adaptación a su crianza en cautiverio; iii) alta fecundidad; iv) posee un crecimiento más rápido que otras especies de caracoles; v) precocidad sexual; vi) calidad del producto, su carne es muy valorada, con lo que su posibilidad de venta es mayor (<http://www.bionica.info/Biblioteca/Helicultura.pdf>).

Cornu aspersum es importante en la gastronomía. El consumo mundial de caracoles supera las 300,000 toneladas anuales e incluso se estima que esta cantidad se quintuplicará en los próximos 20 años. El típico “escargot” francés se sirve en su concha, con mantequilla de ajo y perejil, pero también se sirve a la plancha, guisado o hervido según el país y la tradición. En Cataluña (España), una celebración, el “Aplec del caragol”, tiene lugar cada mes de mayo, atrayendo a más de 200,000 visitantes y el consumo de 12,000 toneladas de caracoles (Ansart et al. 2016).

En México, la crianza de *C. aspersum* se ha practicado al menos desde 1900’s en varias localidades del país; las poblaciones tienen tallas tan grandes como las europeas que bien podría emprenderse la industria del caracol con esta especie, y contribuiría de un modo directo a la disminución de la plaga (Gándara, 1906). El desarrollo de la helicultura en nuestro país como proceso productivo es incipiente y es poca la información que se puede obtener, ya que casi no se conocen criaderos de tipo industrial (Esparza y Casas García, 2016).

Impactos negativos: *Cornu aspersum* provoca graves pérdidas económicas por los grandes daños en diversas plantas ornamentales y plantaciones de cítricos, viñedos, tomate,

aguacate, otras frutas y verduras, cultivos de maíz, frijol, repollo, brócoli, coliflor, lechuga, remolacha y cereales (Sakovich, 2002; Lincango y Morales, 2005).

En los huertos de cítricos de California (Figura 7), la infestación puede llegar tan alto como 1,000 individuos por árbol. En estas mismas plantaciones, las poblaciones establecidas del caracol se alimentan esencialmente del follaje de los cítricos y los frutos, creando pequeños orificios que permiten la entrada de los hongos y el deterioro de la fruta. Los agujeros más grandes resultan en la caída del fruto del árbol o de ser rechazados para el consumo durante la clasificación y embalaje (Sakovich, 2002). En el cultivo de frutas, hasta el 50% de la cosecha se ha perdido porque los frutos dañados por los caracoles se ven afectados por *Monilia fungi*; cuando hay alta precipitación, las pérdidas de frutas a veces llegan a 90-100% (Ansart et al. 2016).

En las regiones vitícolas de Sudáfrica, *C. aspersum* se alimenta esencialmente de los brotes foliares y de hojas jóvenes, ocasionando pérdidas de hasta 25%; asimismo, los animales dejan rastros de mucosas en las uvas en desarrollo, que reducen su apariencia estética para los mercados de exportación (Sanderson y Sirgel, 2002).

En los viñedos de kiwi (California, Nueva Zelanda), se producen daños en las flores. El daño a los sépalos puede ser perjudicial al aumentar el desarrollo del hongo *Botrytis cinerea* durante el almacenamiento en frío de los frutos, y, por otra parte, el moco



estimula la germinación de los conidios *B. cinerea* (Michailides y Elmer, 2000).

Figura 7. *Cornu aspersum* alimentándose de una naranja en cultivos del sur de California. Fuente: <http://www.sandiegouniontribune.com/lifestyle/home-and-garden/sdut-slugs-snails-spring-2013mar28-story.html>

En Australia, un aumento significativo en los niveles de contaminación de las uvas por el caracol de jardín se ha observado desde finales de 1980, dando lugar a sanciones impuestas a los productores que los comercializan; se han registrado infestaciones de 50-70 individuos por cepa (Sanderson y Sirgel, 2002).

En Sudamérica, el caracol de jardín es capaz de devastar huertos, jardines o cultivos agrícolas como el de la col (Aguirre-Muñoz et al. 2009).

La erradicación de esta plaga mediante el uso de molusquicida, que ha aumentado 70 veces desde 1970, ha demandado fuertes inversiones. Se estima que los agricultores españoles aplican 2,500 toneladas de molusquicidas al año, a un costo de 5 millones de libras esterlinas (Castiello et al. 1996). En California, los costos anuales de control se estiman en más de 7 millones de dólares. En el Reino Unido, 4,800 toneladas (250 toneladas de ingrediente activo) se aplican cada año a un costo de casi 10 millones de libras esterlinas (Ansart et al. 2016).

ii. Impactos a la salud

El caracol de jardín juega un papel epidemiológico potencial importante en la expansión del nemátodo *Aelurostrongylus abstrusus*, el “gusano pulmonar de los gatos” domésticos y silvestres (leopardos, jaguares, pumas, leones, tigres y panteras), porque como portador del nemátodo causante de la aelurostrongilosis felina, también promueve la dispersión y expansión de este en otras áreas del mundo (Di Cesare et al. 2013).

También el caracol de jardín es un vector de cercarias de *Fasciola hepatica*, que causa la fasciolosis, enfermedad parasitaria muy importante en los rumiantes domésticos (Cruz Mendoza et al. 2002).

También existe el reporte de un caso de alergia en un paciente mexicano, masculino, de 10 años de edad que desarrolló dos eventos de crisis asmática severa y urticaria posterior a la ingesta de caracol *Cornu aspersum*, corroborado por pruebas cutáneas y RAST (radioalergosobent test) (Nishi et al. 2011).

iii. Impactos ambientales

Hay poca información disponible sobre el impacto de *C. aspersum* sobre la biodiversidad. Sin embargo, cuando son abundantes, el caracol de jardín puede monopolizar los recursos alimentarios y sitios de dormancia que son críticos para especies de moluscos nativos. Barker y Watts (2002) hicieron hincapié en el impacto potencial de *C. aspersum* sobre algunas especies endémicas en Nueva Zelanda, como *Placostylus ambagiosus* y *Succinea archeyi*.

En México, *C. aspersum* es la especie más común en la reserva del Desierto de los Leones, Ciudad de México, y es probable que desplace a moluscos nativos (Ramírez-Herrera y Urbano, 2014).

En Nueva Zelanda es particularmente abundante y constituye una amenaza a través de: 1) la alimentación selectiva, que puede modificar la estructura de las comunidades vegetales; 2) el depósito sustancial de moco y materia fecal, lo que lleva al aumento de la biomasa de bacterias y hongos, y por lo tanto, al aumento de las tasas de descomposición; 3) la introducción de nuevos parásitos asociados con los caracoles, tales como el ácaro *R. limacum*, lo que podría infectar especies nativas (Barker y Watts, 2002; Theenhaus y Scheu, 1996). También se ha sugerido que los gasterópodos terrestres pueden influir en

los flujos de metal a través de los ecosistemas del suelo, simplemente por su selección preferencial de ciertos tipos de alimentos (Dallinger et al. 2001).

En México, no se han estudiado los impactos ecológicos de *C. aspersum*; sin embargo, los tres puntos anteriores mencionados para Nueva Zelanda, podrían ser amenazas desapercibidas en nuestro país que estarían desencadenando daños ecológicos. En México, el caracol de jardín se alimenta de la parte superficial de las pencas dándoles un aspecto roñoso blanquecino, por esta razón se interrumpe la síntesis clorofiliana que ocasiona la reducción de nuevos brotes en las pencas afectadas. El control se lleva a cabo por medio de cebos de salvado envenenados con arseniato de calcio o metaldehído (<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/70/plagas.html>) (Fucikovsky Zak et al. 2011).

7. CONTROL Y MITIGACIÓN

-Control biológico: Como los moluscos terrestres tienen muchos enemigos naturales, ha habido un gran interés en el control biológico de *C. aspersum* utilizando otros caracoles depredadores; sin embargo, como la mayoría de estos caracoles depredadores no son específicos de una sola presa, suelen no ser apropiados para su uso en programas de control en donde aparecen otras especies no objetivo, que podrían sufrir los efectos de la depredación (Cowie, 2001; Barker y Watts, 2002).

Ha habido varios intentos de control biológico de *C. aspersum* en California, Sudáfrica y Nueva Zelanda sin éxito, con la introducción de caracoles depredadores (*Euglandina rosea* y *Gonaxis* spp.) y escarabajos durante la década de 1950 y principios de 1960. Sin embargo, en 1966, el caracol depredador *Rumina decollata*, una especie del Mediterráneo, ha sido ampliamente usado como control biológico efectivo de *C. aspersum*. Esta especie se ha utilizado en California para el control biológico del caracol de jardín en plantaciones de cítricos, jardines privados y proyectos de paisajismo (Barker y Efford, 2004). En un intervalo de 4-6 años, *R. decollata* puede reducir o desplazar muy grandes poblaciones de *C. aspersum*. El Proyecto de Gestión Integrado de Plagas de la Universidad Estatal de California promueve el uso de *R. decollata* para el control de *C. aspersum* en plantaciones de cítricos (UCSIPMP, 2015). Sin embargo, otros autores han sugerido que el caracol depredador ocasiona daños sobre la fauna de caracoles, babosas y los estadios de otros invertebrados nativos a través de la depredación directa, siendo polémico su efecto general en el ambiente (Cowie, 2001).

Se han demostrado reducciones significativas en las poblaciones de *C. aspersum* de California en parcelas tras la introducción del coleóptero *Scaphinotus striatopunctatus*, aunque otros factores como las poblaciones de la serpiente de jardín (*Thamnophis elegans*), también pudieron haber participado. En Australia, otro coleóptero (*Notonomus gravis*) se demostró ser eficaz atacando a individuos sanos como intoxicados por molusquicidas de *C. aspersum*; este depredador generalista consume una variedad de plagas en las llanuras de pastizales, por lo tanto, tiene un potencial como agentes de control natural. Otro coleóptero, el escarabajo errante (*Staphylinus olens*), ha demostrado ser un feroz consumidor del caracol de jardín en el laboratorio, y se considera que tiene

potencial como agente de control biológico contra *C. aspersum* en California; sin embargo, el uso de esta especie como control biológico en los huertos no se ha usado activamente (Sakovich, 2002; Symondson, 2004).

-Control químico: La aplicación de molusquicidas es el método más ampliamente implementado para el control de plagas de caracoles; sin embargo, no controlan por completo a los caracoles, por lo que deben ser utilizados correctamente en combinación con otros métodos (físicos, biológicos). Los molusquicidas generalmente se liberan como carnada, y también existen como aerosoles y polvos. Hay tres clases principales de compuestos presentes en molusquicidas: metaldehído (induce la deshidratación y la pérdida de la actividad locomotora), carbamatos (causa parálisis y pérdida del tono muscular), y quelatos metálicos (interactúa con el consumo de oxígeno y desencadena la detención de la alimentación) (Sakovich, 2002; Barker y Watts, 2002). Sin embargo, las carnadas son tóxicas para otros gasterópodos que no son plagas, y ciertos materiales pueden envenenar a los animales domésticos. Para ser eficaces, las carnadas deben ser rociadas preferentemente cuando los caracoles están activos (Flint, 2003).

La actividad molusquicida de extractos de malas hierbas también se ha demostrado como control del caracol de jardín. El extracto de *Ambrosia martine* es el más tóxico, seguido de *Citrullus colocynthis* y *Cymbopogon proximus*. Algunos fertilizantes también han mostrado efectos molusquicidas considerables. El sulfato ferroso, por ejemplo, es el más eficaz contra *C. aspersum*, seguido por el nitrato de amonio, el sulfato de amonio y el superfosfato (Ansart et al. 2016).

8. NORMATIVIDAD

a) México

El caracol de jardín *Cornu aspersum* se ha establecido en México y no figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996). En el país existe un marco bien establecido para el manejo de plagas de plantas y animales a través de normas fitosanitarias y zoosanitarias que emplean la cuarentena, todas ellas fundadas y motivadas en las leyes de sanidad vegetal y animal, respectivamente. La Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), a través del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), se encarga de aplicar estas normas y, a través de la Secretaría de Salud (SS), establece las que son necesarias para combatir plagas relacionadas con la salud humana. Dichas normas pueden servir como base para la implementación de otras aplicables a especies invasoras que no necesariamente amenazan directamente a la agricultura o a la salud humana, sino al ambiente. Por su parte, la SEMARNAT, por medio de la Procuraduría Federal de Protección al ambiente (PROFEPA) y de la Dirección General de Inspección de la Vida Silvestre (DGIVS), es la responsable de vigilar el cumplimiento de la normatividad aplicable al manejo y aprovechamiento de la vida silvestre. Sin embargo, a pesar de que México dispone de bases generales, no cuenta con instrumentos específicos que regulen los problemas que ocasionan las especies invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Las leyes mexicanas que hacen referencia a las especies exóticas y que pudieran aplicar en el caso del caracol de jardín *Cornu aspersum* son las siguientes: Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento; Ley General de Vida Silvestre (LGVS); Ley Federal de Sanidad Animal (LFSA) y su reglamento; Ley Federal de Sanidad Vegetal (LFSV) y su reglamento; Ley General de Salud (LGS) y el Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Los extractos de dichas leyes con referencia a las especies exóticas se encuentran en el Anexo A.

b) Internacional

-Estados Unidos: Algunos estados de Estados Unidos han creado una “línea directa de especies invasoras” (e.g., Oregón, Hawái, Michigan) para la detección temprana de posibles plagas invasoras. En Hawái, se les pide a los pobladores que busquen a esta plaga y llamen a un especialista agrícola residente si ven a este caracol (Ansart et al. 2016). El Departamento de Agricultura de los Estados Unidos requiere un permiso de importación de caracoles en el país y entre los estados del mismo otorgado por Sanidad Animal-Vegetal y Servicio de Inspección (APHIS, 2002). El país cuenta con una guía para diseñar, construir, mantener y operar una facilidad para contener en cuarentena varias especies de moluscos fitófagos, entre ellos, *Cornu aspersum* (USDA-APHIS-PPQ, 2016). Se encuentra en la lista de especies silvestres perjudiciales de Hawái (Hawái Administrative Rules, Chapter 124).

-Canadá: La Agencia de Inspección Alimentaria de Canadá considera a *C. aspersum* como una plaga de plantas y tienen cuarentenas establecidas para prevenir la importación del caracol en material vegetal y mineral (norma D-09-01) que establece los requisitos fitosanitarios para prevenir la introducción y dispersión del caracol de jardín *Cornu aspersum* proveniente de la parte continental de Estados Unidos (Canadian Food Inspection Agency, D-09-01; CFIA, 2014).

9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO

MÉTODO DE EVALUACIÓN RÁPIDA DE INVASIVIDAD (MERI): El puntaje obtenido para *Cornu aspersum* fue 0.8593, que lo sitúa en una especie con un **valor de invasividad muy alto**.

10. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Cornu aspersum es un molusco terrestre originario del norte de África que ha invadido todos los continentes a excepción de la Antártida. Es el caracol terrestre más usado con fines comerciales a nivel mundial: como alimento para el hombre; como producto para el cuidado de la piel o con fines farmacéuticos; como mascota; en biomonitorio de contaminación por metales pesados; y en docencia. Su éxito para colonizar nuevas áreas después de la introducción inicial y su establecimiento se deben a su alta resistencia a las variaciones de temperatura como a las enfermedades, a su buena adaptación a la crianza en cautiverio, a su alta fecundidad, a su rápido crecimiento, y a su precocidad sexual. Presenta impactos económicos severos en agricultura, fruticultura, vinicultura y jardinería. Su consumo puede ocasionar alergias en el hombre y es portador del nemátodo causante

de la aelurostrongilosis felina en gatos domésticos y silvestres. Compite con especies nativas; modifica la estructura de las comunidades vegetales; aumenta la biomasa de bacterias y hongos; y aumenta las tasas de descomposición. En México, el primer registro del caracol de jardín ocurrió hace cerca de cien años, pero se piensa que la especie fue introducida al país durante la colonización española. Actualmente se encuentra en doce estados: Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Estado de México, Puebla, San Luis Potosí, Tlaxcala, Veracruz, y en la Ciudad de México. Además, existen varios sitios de helicultura en el país, actividad que ha tomado un mayor auge en los últimos años. Su costo es bastante accesible (desde 3 pesos/caracol) y se puede esconder entre las plantas y tierra para macetas que comúnmente son comercializadas en el país (en estado de huevo, juvenil y adulto), por lo que se corre el riesgo de seguir dispersando a la especie en otros estados y regiones que aún están libres de ella, por medio del mercado de plantas y tierra para macetas. El análisis de riesgo de *Cornu aspersum* con el método de evaluación rápida de invasividad fue 0.8593, que lo sitúa en una especie con un valor de invasividad muy alto.

11. BIBLIOGRAFÍA

Adamo, S. & Chase, R. 1988. Courtship and copulation in the terrestrial snail, *H. aspersa*. *Canadian Journal of Zoology*. 66: 1446-1453.

Adamo, S. & Chase, R. 1990. The "love dart" of snail *Helix aspersa* injects a pheromone that decreases courtship duration. *Journal of Experimental Zoology*. 255: 88-87.

Aguirre-Muñoz, A., Mendoza Alfaro, R., 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: Estado de conservación y tendencias de cambio*. México, CONABIO, 277-318.

Albuquerque de Matos, R. & Corte-Real, J. A. M. 1994. Distribution patterns of some land snails in Portugal. In: *Proceedings of the International Colloquium of the European Invertebrate Survey*. 47-54 pp.

Alibaba, 2016a. *Helix aspersa* muller. <https://www.alibaba.com/showroom/helix-aspersa-muller.html>

Alibaba. 2016b. Snail mucus Anti-wrinkle night cream. Fecha de actualización: 08 de agosto de 2016. https://www.alibaba.com/product-detail/Snail-mucus-Anti-wrinkle-night-cream_50027580774.html

Amazon. 2016. *Helix aspersa*. Fecha de actualización: 08 de agosto de 2016. https://www.amazon.com/s/ref=nb_sb_noss_2?url=search-alias%3Dlawngarden&field-keywords=helix+aspersa&rh=n%3A2972638011%2Ck%3Ahelix+aspersa).

Ansart, A., Vernon, P. & Daguzan, J. 2001. Freezing tolerance versus freezing susceptibility in the land snail *Helix aspersa* (Gastropoda: Helicidae). *CryoLetters*. 22 (3): 183-190.

Ansart, A., Madec, L., Guiller, A. & Cowie, R. 2016. *Cornu aspersum* (common garden snail) data sheet. Invasive Species Compendium, Centre for Agriculture and Biosciences

International (CABI). Fecha de actualización: 23 de junio de 2016.
<http://www.cabi.org/isc/datasheet/26821>.

APHIS. 2002. Containment guidelines for nonindigenous snails. Washington, USA: Animal and Plant Health Inspection Service, United States Department of Agriculture. Fecha de actualización: 23 de junio de 2016.
http://www.aphis.usda.gov/plant_health/permits/downloads/snails_containment_guidelines.pdf

Bailey, S. E. R. 1975. The seasonal and daily patterns of locomotor activity in the snail *Helix aspersa* Müller, and their relation to environmental variables. *Proceedings of the Malacological Society of London*. 41: 415-428.

Barker, G. M. 1999. *Naturalised terrestrial Stylommatophora (Mollusca: Gastropoda)*. Fauna of New Zealand. Canterbury, New Zealand. 38: 253 p.

Barker, G. M. 2002. Molluscs as crop pests [ed. by Barker, G. M.]. Wallingford, UK: CABI Publishing, xii + 468 pp. Hamilton. New Zealand.

Barker, G. M. (Ed.). 2004. Natural enemies of terrestrial molluscs. CABI International Publishing. Wallingford, U.K. 320 p.

Barker, G. M. & Efford, M. G. 2004. Predatory gastropods as natural enemies of terrestrial gastropods and other invertebrates. In: Barker, G. M. (ed.). *Natural enemies of terrestrial mollusks*. CABI International Publishing. Wallingford, U.K. 279-403 p.

Barker, G. M. & Watts, C. 2002. Management of the invasive alien snail *Cantareus aspersus* on conservation land. *DOC Science Internal Series*. 31: 30 p.

Basinger, A. J. 1931. The European brown snail in California. *University of California Agricultural Experimental Station Bulletin*. 515: 1-22.

Boyd, R. S., Davis, M. A., Wall, M. A. & Balkwill, K. 2002. Nickel defends the South African hyperaccumulator *Senecio coronatus* (Asteraceae) against *Helix aspersa* (Mollusca: Pulmonidae). *Chemoecology*. 12 (2):91-97.

Brook, F. J. 2000. Holocene distribution, ecology and local extinction of the endemic New Zealand dune snail *Succinea archeyi* Powell (Stylommatophora: Succineidae). *Journal of the Royal Society of New Zealand*. 30: 209-225.

Caicedo Rivas, R. E., Toxtle-Tlamani, J. D. & Calderón-Nieto, M. P. 2011. Zoogeografía de los moluscos de importancia veterinaria en el estado de Puebla y su efecto en la salud humana y animal. *Actas Iberoamericanas de Conservación Animal*. 1: 359-363.

Canadian Food Inspection Agency, D-09-01. Phytosanitary requirements to prevent the introduction and spread of the European brown garden snail (*Cornu aspersum* [Müller], syn. *Helix aspersa* [Müller]) from the continental United States). Disponible en: <http://www.inspection.gc.ca/plants/plant-pests-invasive-species/directives/horticulture/d-09-01/eng/1322635912006/1322635995332>

Carmona-Medero, M. A., Alvarado-Moreno, E., Morfín-Loyden, L. & Auro-de-Ocampo, A. 1996. Análisis proximal y de aminoácidos del caracol de jardín (*Helix aspersa*) como alternativa proteínica para el consumo humano. *Veterinaria México*. 27 (2): 123-125.

Castiello, J., Seijas, I. & Villoch, F. 1996. Slug and snail pests in Spanish crops and their economical importance. Slug & snail pests in agriculture. Proceedings of a Symposium, University of Kent, Canterbury, UK, 24-26 September 1996, 327-332.

CFIA. 2014. *Cornu aspersum* (Müller) - European brown garden snail. Pest Fact Sheet. Ottawa, Canada: Canadian Food Inspection Agency. Fecha de actualización: 23 de junio de 2016. <http://www.inspection.gc.ca/plants/plant-pests-invasive-species/nematodes-other/european-brown-garden-snail/fact-sheet/eng/1326334238293/1326341285764>.

Charrier, M. & Rouland, C. 1992. Les osidases digestives de l'escargot *Helix aspersa*: localisations et variations en fonction de l'état nutritionnel. *Canadian Journal of Zoology*. 70 (11): 2234-2241.

Charrier, M., Combet-Blanc, Y. & Ollivier, B. 1998. Bacterial flora in the gut of *Helix aspersa* (Gastropoda Pulmonata): evidence for a permanent population with a dominant homolactic intestinal bacterium, *Enterococcus casseliflavus*. *Canadian Journal of Microbiology*. 44 (1): 20-27.

Chase, R. & Vaga, K. 2006. Independence, not conflict, characterizes dart-shooting and sperm exchange in a hermaphroditic snail. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 59 (6): 732-739.

Chase, R. & Blanchard, K. C. 2006. The snail's love-dart delivers mucus to increase paternity. *Proceedings of the Royal Society B*. 273: 1471-1475.

Chase, R. & Darbison, E. 2008. Differential survival of allosperm by location within the female storage organ of the snail *Cornu aspersum*. *Canadian Journal of Zoology*. 86: 1244-1251.

Chevalier, H. 1980. Les escargots du genre *Helix* commercialisés en France. *Haliothis*. 12: 29-46.

Chevalier, L., Coz-Bouhnik, M. le & Charrier, M. 2003. Influence of inorganic compounds on food selection by the brown garden snail *Cornu aspersum* (Müller) (Gastropoda: Pulmonata). *Malacologia*. 45: 125-132.

Comfort, A. 1957. The duration of life in Molluscs. *Proceedings of the Malacological Society of London*. 32: 219-241.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. CONABIO, SEMARNAT, CONANP. México. 114 p.

Coupland, J. B. & Barker, G. M. 2004. Diptera as predators and parasitoids of terrestrial gastropods, with emphasis on Phoridae, Calliphoridae, Sarcophagidae, Muscidae and Fanniidae. In: Barker, G.M. (ed.) *Natural Enemies of Terrestrial Molluscs*. CABI International Publishing. Wallingford, U.K. 85-158 p.

Cowie, R. H. 2000. Non-indigenous land and freshwater molluscs in the islands of the Pacific: conservation impacts and threats. In: Sherley, G. (ed.). *Invasive species in the Pacific: a technical review and regional strategy*. South Pacific Regional Environment Programme. Apia, Samoa. 190 p.

Cowie, R. H. 2001. Can snails ever be effective and safe biocontrol agents? *International Journal of Pest Management*. 47 (1): 23-40.

Cowie, R. 2015. *Cornu aspersum* (common garden snail). Fecha de actualización: 18 de octubre de 2016. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/26821>

Cruz Mendoza, I., Ibarra Velarde, F., Naranjo García, A., Quintero Martínez, M. T. & Lecumberri López, J. 2002. Taxonomic identification, seasonality and degree of infection with *Fasciola hepatica* of mollusk intermediate host and non-host of the trematode in the ranch of the Hidalgo Autonomous University in Tulancingo, Hidalgo, Mexico. *Veterinaria Mexicana*. 33(2):189-200.

Dallinger, R., Berger, B., Triebkorn-Köhler, R. & Köhler, H. 2001. Soil biology and ecotoxicology. In: Barker, G. M. (ed.). *The biology of terrestrial molluscs*. CABI International Publishing. Wallingford, U.K. 489-525 p.

Dahirel, M., Séguret, A., Ansart, A. & Madec, D. 2016. Dispersal-related traits of the snail *Cornu aspersum* along an urbanisation gradient: maintenance of mobility across life stages despite high costs. *Urban Ecosystems*. 1-13. doi:10.1007/s11252-016-0564-y

Di Cesare A., Crisi, P. E., Di Giulio, E., Veronesi, F., Frangipane di Regalbono, A., Talone, T. & Traversa, D. 2013. Larval development of the feline lungworm *Aelurostrongylus abstrusus* in *Helix aspersa*. *Parasitology Research*. 112 (9): 3101-3108.

Díaz, Jiménez, L., Aguirre, J. C., Mejía, G. & Martínez, E. 2007. Reproducción y genética del caracol terrestre "*Helix aspersa*". *CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*. 2 (2): 78-88.

Elmslie, L. J. 1988. Studies on the feeding of newly hatched *Helix aspersa*. *Snail Farming Research*. 2: 45-48.

Esparza, V. M. & Casas García, G. 2016. Cría de caracol (*Helix aspersa*). Akumaterekua Mexikani, S.C. de R.L. Fecha de actualización: 23 de junio de 2016. <http://akumaterekua.virtualizate.com/caracoles.html?showall=1>

Fain, A. 2004. Mites (Acari) parasitic and predaceous on terrestrial gastropods. In: Barker, G. M. (ed.). *Natural enemies of terrestrial mollusks*. CABI International Publishing. Wallingford, U.K. 505-524 p.

Flint, M. L. 2003. Snails and slugs. Integrated pest management for home gardeners. University of California, Division of Agriculture and Natural Resources, Davis. *Pest Notes*. 7427: 4 p.

Forbes, E. 1850. On the species of Mollusca collected during the surveying voyages of the Herald and Pandora. On the land shells collected during the expedition. *Proceedings of the Zoological Society of London*: 53-56.

Fucikovsky Zak, L., Yáñez-Morales, M. de J., Alanis-Martínez, I. & González-Pérez, E. 2011. New hosts of 16Srl phytoplasma group associated with edible *Opuntia ficus-indica* crop and its pests in Mexico. *African Journal of Microbiology Research*. 5(5): 910-918.

Gaitán-Espitia, J. D., Scheihing, R., Poulin, E., Artacho, P. & Nespolo, R. F. 2013. Mitochondrial phylogeography of the land snail *Cornu aspersum*: tracing population history and the impact of human-mediated invasion in austral South America. *Evolutionary Ecology Research*. 15: 1-18.

Gándara, G. 1906. Procedimientos empleados para la destrucción de los moluscos perjudiciales a la agricultura. Secretaría de Fomento, Comisión de Parasitología Agrícola, circular 53, México, D.F., 15 p.

Gargominy, O., Bouchet, P., Pascal, M., Jaffre, T. & Tourneau, J. C. 1996. Conséquences des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Revue d'Ecologie Appliquée. (La Terre et la Vie)*. 51: 375-401.

Gaso, M. I., Segovia, N., Morton-Bermea, O., Armienta, M. A., Zarazua, G., Hernández, E. & Montes, F. 2001. Elementos metálicos traza en caracoles terrestres *Helix aspersa* de un ecosistema semiárido. Memorias Congreso Técnico Científico ININ-SUTIN. 62-65 pp.

Grewal, P. S., Grewal, S. K. & Adams, B. J. 2003. Parasitism of molluscs by nematodes: types of associations and evolutionary trends. *Journal of Nematology*. 35 (2): 146-156.

Guéméné, D. & Daguzan, J. 1983. Variation des capacités reproductrices de l'escargot petit-gris *Helix aspersa* Müller selon son origine géographique. 1. Accouplement et ponte. *Annales de Zootechnie*. 31: 369-390.

Guiller, A. & Madec, L. 2010. Historical biogeography of the land snail *Cornu aspersum*: a new scenario inferred from haplotype distribution in the Western Mediterranean basin. *BMC Evolutionary Biology*. 10: 18.

Guiller, A., Martin, M-C., Hiraux, C. & Madec, L. 2012. Tracing the invasion of the Mediterranean land snail *Cornu aspersum aspersum* becoming an agricultural and garden pest in areas recently introduced. *PLoS ONE* 7(12): e49674.

Hawaii Administrative Rules, Chapter 124. State of Hawái, Division of Forestry and Wildlife, Wildlife programs, List of Injurious Wildlife Species. <http://dlnr.hawaii.gov/wildlife/invasives/injurious-wildlife/>

Iglesias, J. & Castillejo, J. 1999. Field observations on feeding of the land snail *Helix aspersa* Müller. *Journal of Molluscan Studies*. 65 (4): 411-423.

Instituto Internacional de Helicicultura, 2016. (<http://www.istitutodielicicultura.com/en/il-mercato/i-prezzi/>)

International Commission on Zoological Nomenclature. 2015. Opinion 2354 (Case 3518): *Cornu* Born, 1778 (Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Helicidae): request for a ruling on the availability of the generic name granted. *Bulletin of Zoological Nomenclature*. 72 (2): 157-158. <http://iczn.org/node/40536>.

Jørgensen, P. S. & Sørensen, N. 2008. The Invasive Potential of the Brown Garden Snail (*Cantareus aspersum*): A Future Invasive Species in Denmark? BSc thesis, University of Copenhagen, 84 p.

Koene, J. & Chase, R. 1998. Changes in the reproductive system of the snail *Helix aspersa* caused by mucus from the love dart. *The Journal of Experimental Biology*. 201: 2313-2319.

Ley Federal de Sanidad Animal (D. O. F. 7 junio 2012).

Ley Federal de Sanidad Vegetal (D. O. F. 16 noviembre 2011).

Ley General de Salud (D. O. F. 12 noviembre 2015).

Ley General de Vida Silvestre (D. O. F. 26 enero 2015).

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (D. O. F. 9 enero 2015).

Lincango, P. & Morales, G. 2005. Análisis de riesgo de plagas para la importación de productos vegetales a las Islas Galápagos. Fundación Charles Darwin, Servicio Ecuatoriano de Sanidad Agropecuaria Galápagos, SICGAL, "Especies invasoras de las Galápagos" (ECU-00-G31). 522 p.

Lucarz, A. & Gomot, L. 1985. Influence de la densité de population sur la croissance diamétrale et pondérale de l'escargot *Helix aspersa* Müller dans différentes conditions d'élevage. *Journal of Molluscan Studies*. 51: 105-115.

Madec, L., Guiller, A., Coutellec-Vreto, M. A. & Desbuquois, C. 1998. Size-fecundity relationships in the land snail *Helix aspersa*: preliminary results on a form outside the norm. *Invertebrate Reproduction and Development*. 34 (1): 83-90.

Madec, L., Desbuquois, C. & Coutellec-Vreto, M. A. 2000. Phenotypic plasticity in reproductive traits: importance in the life history of *Helix aspersa* (Mollusca: Helicidae) in a recently colonized habitat. *Biological Journal of the Linnean Society*. 69 (1): 25-39.

Mena-Espinoza, M. A. 2007. Plan de negocios para la comercialización del caracol *Helix aspersa* y su baba. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile, Santiago, Chile, 96 p.

Michailides, T. J. & Elmer, P. A. G. 2000. *Botrytis gray* mold of kiwifruit caused by *Botrytis cinerea* in the United States and New Zealand. *Plant Disease*. 84 (3): 208-223.

Morand, S., Wilson, M. & Glen, D. M. 2004. Nematodes parasitic in terrestrial gastropods. In: Barker, G. M. (ed.). *Natural enemies of terrestrial mollusks*. CABI International Publishing. Wallingford, U.K. 525-558 p.

Moreno González, E. E. & Galdames Flores, N. 2013. Pharmaceutical composition and device for preventing, treating and curing ulcers on a diabetic foot and other wounds, which includes snail slime from the species *Cryptophalus aspersus* or *Helix aspersa* Muller and pharmaceutically acceptable carriers and/or additives. United States Patent Application Publication. US 2013/0309296 A1.

Naranjo-García, E. 2011. Biodiversity of Mexican terrestrial mollusks and their challenges. En: Memorias de 2011 International Malacology Reunion, Baja California Sur, México.

- Nishi Koide, A. R., Pedroza Meléndez, A. & Huerta López, J. 2011. Alergia alimentaria a caracol (*Helix aspersa*). Paciente pediátrico mexicano. *Alergia, Asma e Inmunología Pediátricas*. 20(3): 120-122.
- Perea, J., García, A., Acero, R., Peña, F. & Gómez, G. 2008. Efecto de un suplemento con humus sobre el crecimiento, digestibilidad y eficiencia nutricional en el caracol *Helix aspersa* juvenil. *Agrociencia*. 42 (2):165-171.
- Perrott, J. K., Levin, II & Hyde, E. A. 2007. Morphology, distribution and desiccation in the brown garden snail (*Cantareus aspersus*) in northern New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*. 31 (1): 60-67.
- PESTNET. 2015. Plant protection network, Pacific and South East Asia. Plant protection network, Pacific and South East Asia. Fecha de actualización: 23 de junio de 2016. <http://www.pestnet.org>
- Pfeiffer, L. 1841. Die Schnirkelschnecken (Gattung Helix.) in Abbildungen nach der Natur mit Beschreibungen. Systematisches Conchylien-Cabinet von Martini und Chemnitz. Nürnberg: Bauer et Raspe, 1, 12(1) part 32: 33-48.
- Pfleger, V. & Chatfield, J. 1988. *A Guide to Snails of Britain and Europe*. Hamlyn, London. 34-36 p.
- Pilsbry, H. A. 1903. Mexican Land and Freshwater Mollusks. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. 55: 761– 789.
- Pilsbry, H. A. 1939. Land Mollusca of North America (north of Mexico), 1 (1). *The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Monographs*. 3: 1-573.
- Potts, D. C. 1975. Persistence and extinction of local populations of the garden snail *Helix aspersa* in unfavorable environments. *Oecologia*. 21: 313-334.
- Pro Caracol México, SC. 2016. Helicicultura: productos y servicios. Fecha de actualización: 23 de junio de 2016. <http://4026.mx.all.biz/>
- Ramírez-Herrera, M. & Urbano, B. 2014. Moluscos invasores en México. *CONABIO. Biodiversitas*. 112: 6-9.
- Reischütz, P. L. 2002. Weichtiere (Mollusca). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds.). *Neobiota in Österreich*. Wien, Austria, Umweltbundesamt. 239-250 p.
- Rogers, D. & Chase, R. 2001. Dart receipt promotes sperm storage in the garden snail *Helix aspersa*. *Behavioural Ecology and Sociobiology*. 50: 122-127.
- Roll, U., Dayan, T., Simberloff, D. & Mienis, H. K. 2008. Non-indigenous land and freshwater gastropods in Israel. *Biological Invasions*. 11 (8): 1963-1972.
- Rossmässler, E. A. 1835. Iconographie der Land- und Süßwasser-Mollusken: mit vorzüglicher Berücksichtigung der europäischen, noch nicht abgebildeten Arten. Dresden, Leipzig. Erster Band. Heft 1: 1-132.

- Sakovich, N. J. 2002. Integrated management of *Cantareus aspersus* (Müller) (Helicidae) as a pest of citrus in California. In: Barker, G. M. (ed.). *Natural enemies of terrestrial mollusks*. CABI International Publishing. Wallingford, U.K. 353-360 p.
- Sanderson, G. & Sirgel, W. 2002. Helicidae as pests in Australian and South African grapevines. In: Barker, G. M. (ed.). *Natural enemies of terrestrial mollusks*. CABI International Publishing. Wallingford, U.K. 255-270 p.
- Selander, R. K. & Kaufman, D. W. 1975. Genetic structure of populations of the brown snail (*Helix aspersa*). I. Microgeographic variation. *Evolution*. 29 (3): 385-401.
- Stearns, REC. 1900. Exotic Mollusca in California. *Science*. 11: 655-659.
- Symondson, W. O. C. 2004. Coleoptera (Carabidae, Staphylinidae, Lampyridae, Drilidae and Silphidae) as Predators of Terrestrial Gastropods. In: Barker, G. M. (ed.). *Natural Enemies of Terrestrial Molluscs*. CAB International, Wallingford, UK.
- Taylor, J. W. 1914. A monograph of the land and freshwater Mollusca of the British Isles. Leeds, Taylor brothers. 522 p.
- Theenhaus, A. & Scheu, S. 1996. Successional changes in microbial biomass, activity and nutrient status in faecal material of the slug *Arion rufus* (Gastropoda) deposited after feeding on different plant materials. *Soil Biology & Biochemistry*. 28 (4/5): 569-577.
- UCSIPMP. 2015. *Integrated Pest Management for Citrus*, 2nd edition. University of California Statewide Integrated Pest Management Project. 212 p.
- USDA-APHIS-PPQ (United States Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service, Plant Protection and Quarantine). 2016. Containment guidelines for non indigenous, phytophagous mollusks.

Euglandina rosea (Ferussac, 1821)



Figura 1. *Euglandina rosea*.

Fuente: https://en.wikipedia.org/wiki/Euglandina_rosea#/media/File:Euglandina_rosea.jpg

1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO

El caracol lobo es un molusco terrestre del orden Orden Pulmonata, Familia Spiraxidae. Dentro del contexto de esta revisión, el análisis de riesgo aquí presentado a través del Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) es específico para *Euglandina rosea* en México, una especie que se usa como control biológico de otras especies de caracoles que se consideran plaga.

La ficha técnica ofrece la información disponible a la fecha sobre la especie (taxonomía, biología e historia natural, usos y comercialización, rutas de introducción, potencial de establecimiento y colonización, impactos, control, mitigación y marco legal existente). Se procuraron en primera instancia, fuentes de información confiables como libros o artículos científicos o técnicos; publicaciones oficiales e información de especialistas. En segunda instancia, se consultaron bases de datos de información especializada en especies invasoras, documentos científicos o técnicos no publicados y blogs.

Se hace énfasis en la normatividad existente en México, Estados Unidos y Canadá, principalmente. La solidez de los análisis reside en la información recabada en los tópicos antes mencionados, siendo indispensable para responder con un valor de incertidumbre a cada una de las preguntas implícitas en el MERI.

2. INTRODUCCIÓN

a) Información taxonómica

Reino Animalia

Phylum Mollusca

Clase Gastropoda

Orden Pulmonata

Familia Spiraxidae

Subfamilia Achatinidae

Género *Euglandina*

Nombre científico *Euglandina rosea* (Ferussac, 1821)

Sinónimos: *Achatina rosea*; *Glandina parallela*; *Glandina truncata*; *Helix rosea*; *Polyphemus glans*.

Nombres comunes

Español: caracol lobo.

Inglés: Rosy wolf snail, cannibal snail.

b) Descripción de la especie

Euglandina rosea tiene una concha grande que alcanza los 76 mm de altura y 27.5 mm de diámetro y además tiene líneas de crecimiento gruesas y prominentes (Auffenberg y Stange, 2008). La forma de la concha es fusiforme con una estrecha abertura oval-semilunar y una columela truncada. El color de la concha es marrón-rosado (Figura 1) (Auffenberg y Stange, 2008). Los organismos adultos crecen de 7 a 10 cm de largo (Clifford et al. 2003). En su cuerpo marrón destaca el tamaño de sus cuernos inferiores, que son más cortos que en otras especies y casi tocan el suelo.

c) Biología e historia natural de la especie

-Reproducción

Es una especie hermafrodita. Los caracoles maduros colocan entre 25 y 35 huevos en cada oviposición, produciendo aproximadamente 100 huevos durante su vida. Los huevos eclosionan después de 30 a 40 días (Chiu y Chou, 1962). En condiciones de laboratorio, el caracol lobo alcanza la madurez a los 263 días, teniendo una talla de 35.4 mm de longitud y produciendo nueve huevos en cada puesta, los cuales eclosionan a los 31 días (Jerlach, 1994).

-Longevidad

Vive dos años (Chiu y Chou, 1962).

-Alimentación

Euglandina rosea es un caracol carnívoro que se alimenta de otros caracoles (Figura 2). Inclusive, se ha reportado canibalismo, particularmente alimentándose de juveniles, aunque este canibalismo es raro y solo ocurre cuando los individuos conespecíficos están cubiertos por el moco de la presa (Shaheen et al. 2005). De manera general, un caracol *Euglandina rosea* adulto atrapa a su presa de la siguiente forma: primero localiza a su presa mediante el seguimiento del rastro de moco o bien, por la detección de sustancias disueltas en el agua (Kinzie, 1992). Esto ocurre gracias a que el caracol posee labios especializados los cuales están llenos de células sensoriales que usan para buscar a la presa. Después, el caracol ataca a la presa mordiendo las partes blandas expuestas, y finalmente inserta la cabeza en la concha de la presa y consume el resto del tejido (Cook, 1985a y b; Barker y Efford, 2004; Shaheen et al. 2005). Es común que los caracoles de *E. rosea* adultos se alimenten de presas de menor tamaño (Chiu y Chou, 1962; Cook, 1985b; Clifford et al. 2003); no obstante, un estudio demuestra que los juveniles atacan y se alimentan indistintamente de presas de mayor o menor tamaño (Sugiura et al. 2011). En Hawái, *E. rosea* presenta una preferencia significativa por *Achatinella lilas* que es nativa, sobre el invasor *Achatina fulica* (Holland et al. 2012).



Figura 2. *Euglandina rosea* cazando al caracol *Bradybaena similaris*. Fuente: <http://www.jaxshells.org/023b.htm>

-Conducta

Euglandina rosea es principalmente nocturno. Vive en el suelo, pero en ocasiones sube a los árboles y se desplaza por los tallos y hojas en busca de su pareja, pero también de sus presas (Griffiths et al. 1993; Davis et al. 2004; Patel et al. 2014), que incluyen otras especies de caracoles arbóreos (Hadfield et al. 1993). A veces entra a zonas inundadas en búsqueda de presas (Kinzie, 1992). La especie presenta periodos de estivación, en los cuales se entierra en el suelo o lo hace en los tallos y hojas de los árboles (Davis et al.

2004). Davis-Berg (2011) comparó la habilidad de individuos de *E. rosea* para seguir los rastros de moco de sus presas: caracoles nativos del sureste de Estados Unidos y aquellos fuera de su área nativa (Kansas), comprobando que es un caracol depredador, capaz de seguir con éxito los rastros tanto de caracoles nativos e introducidos, sin discriminar.

-Interacciones ecológicas

1. Asociaciones: *Euglandina rosea* es hospedero intermediario y paraténico de *Angiostrongylus cantonensis*; es decir, no es necesario para el desarrollo del parásito, pero sirve para mantener su ciclo vital (Campbell y Little, 1988).
2. Depredación: Hadfield et al. (1993) y Meyer y Shields (2009) sugieren que las ratas (*Rattus rattus* y *R. norvegicus*) podrían tener un efecto significativo sobre las poblaciones de *Euglandina rosea*, especialmente en los que habitan en zonas urbanas, jardines y viviendas, ya que las ratas podrían alimentarse del caracol. Por otro lado, el platelminto *Platydemus manokwari* que también está entre las 100 especies exóticas más perjudiciales del mundo (Lowe et al. 2004), es depredador de *Euglandina rosea* en las islas Ogasawara de Japón (Ohbayashi et al. 2005; Justine et al. 2014).
3. Competencia: No existen datos publicados.

-Hábitat

Habita en bosques naturales o artificiales, matorrales y áreas urbanas: bordes de caminos y jardines (Cowie, 2003). Es común a nivel del suelo, pero es capaz de reptar por los árboles (Griffiths et al. 1993). Prefiere condiciones húmedas y presenta estivación para soportar períodos de sequía y puede hibernar durante el invierno en Taiwán (Chiu y Chou, 1996).

-Abundancia o tamaño poblacional: No existen datos publicados.

d) Distribución

Nativa: El caracol lobo se considera nativo del sureste de Texas, Luisiana, Mississippi, Alabama, Georgia, Carolina del Sur y está ampliamente distribuido en la Florida incluyendo los cayos (Clifford et al. 2003) (Figura 3). En México ha sido reportada en Matamoros (Tamaulipas) como *Glandina truncata* var *parallela* por Martens (1890-1901) y Pilsbry (1939-1901), donde Correa et al. (2012) la consideran además endémica; y reportada también en la Reserva del Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo por Vásquez (2001). Estos registros podrían considerarse dentro del área de distribución natural de la especie, no propiamente especie exótica en México.

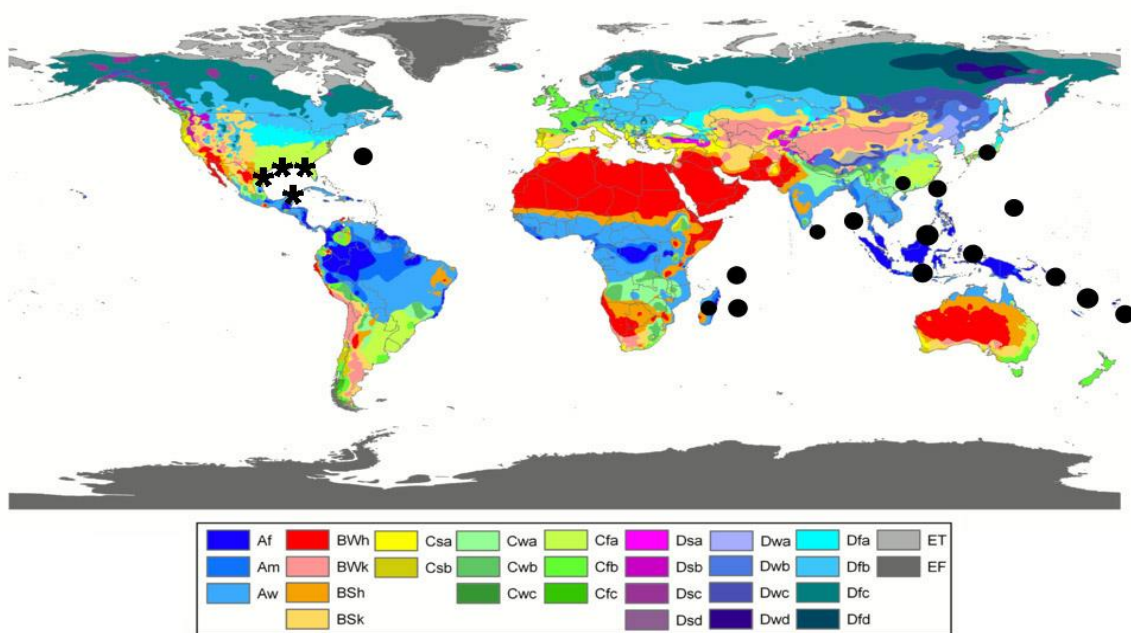


Figura 3. Distribución de *Euglandina rosea* en el mundo y similitud climática (Köppen). Área nativa indicada con asteriscos y localidades donde ha sido introducida en puntos negros.

Exótica invasora

Ha sido reportado como exótica invasora en Hawái (Cowie, 2003; Mead, 1961) y California (Roth y Sadeghian, 2003; Dowell et al. 2016); Asia: Hong Kong, India, Indonesia, Japón, Malasia, Sri Lanka, Taiwán (Griffiths et al. 1993; Cowie, 2003; Civeyrel y Simberloff, 1966); África: Madagascar, Mauritius, Seychelles (Civeyrel y Simberloff, 1966); Caribe: varias islas (Griffiths et al. 1993); Oceanía: Polinesia Francesa, Samoa, Guam, Nueva Caledonia, Palau, Papua Nueva Guinea, islas Salomon y Vanatu (Civeyrel y Simberloff, 1966) y Bermuda (Meyer y Cowie, 2011) (Figura 3).

3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN

i. Usos

-Control biológico: *Euglandina rosea* se ha introducido a más de 20 islas oceánicas como un agente de control biológico de *Achatina fulica* y otras especies de plagas de caracoles (Cowie, 2000), pero su introducción como control biológico ha tenido un efecto catastrófico en los gasterópodos endémicos, más notablemente en la Polinesia Francesa (Cowie, 1992) y en Hawái (Hadfield et al. 1993).



Figura 4. *Euglandina rosea* depredando al caracol gigante africano *Achatina fulica*. Fuente: <http://hihort.blogspot.mx/2014/01/cannibal-snail-introduced-friend-or.html>

ii. Historia de la comercialización e introducción

Euglandina rosea se introdujo como agente de control biológico de *Achatina fulica* en Hawái en 1955, en Bermuda entre 1958-1960, en la Polinesia Francesa entre 1974-1977, en Nueva Caledonia entre 1974-1978, en Vanuatu en 1973 y en Guam en 1980 (Cowie, 2001; Cowie, 2003).

iii. Origen de los individuos comercializados y precios

En la actualidad no existen registros del comercio de *E. rosea*, pero cuando fueron usados como control biológico de *Achatina fulica* en varias islas del mundo, los individuos procedieron de su área de distribución natural en Florida (Cowie, 2001; Cowie, 2003).

4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN

Este caracol terrestre es originario del sureste de los Estados Unidos y norte de México (Meyer y Cowie, 2011). *Euglandina rosea* se introdujo como agente de control biológico de *Achatina fulica* primero en Hawái por el Consejo de Agricultura de Estados Unidos, luego en Bermuda, Vanuatu, Polinesia Francesa, Nueva Caledonia y otras islas oceánicas (Cowie, 2001; Cowie, 2003).

5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN

a) Potencial de colonización

La especie coloniza con éxito áreas con climas Cfa (subtropical sin estación seca); Af (tropical ecuatorial); Am (tropical monzónico) y Aw (tropical con invierno seco) (Figura 3). A pesar de que la especie es nativa para el norte de México y el sureste de los Estados Unidos, esta pudiera colonizar otros estados de México de acuerdo con su similitud

climática. Esos estados incluyen Sinaloa (sur del estado) y hasta Chiapas en la vertiente del Pacífico; de Tamaulipas a Quintana Roo en la vertiente del Atlántico, y algunos estados del centro (Puebla, Hidalgo, Chihuahua y Durango) (Figura 3).

Además, es una especie hermafrodita que pone un número alto de huevos en cada oviposición. Es una especie oportunista que rápidamente explota los nichos vacantes y se adapta a un amplio rango de hábitats. Al ser altamente fecunda, es capaz de construir poblaciones en poco tiempo. La liberación de aproximadamente 600 caracoles en Hawái en 1955 se triplicó en tan solo dos años, alcanzando 12,000 individuos en los tres años (Davis y Butler, 1964).

b) Potencial de dispersión

Los caracoles pueden ser transportados desapercibidamente ya sea en periodo de estivación o asociado como juvenil-adulto a productos vegetales comercializados, o en el debris de la base de las plantas, o como huevos en la tierra de las plantas, pero no se ha demostrado en esta especie en particular (Cowie, 2003).

En Hawái, Meyer y Cowie (2011) usando el método de marcaje y recaptura, estimaron que *E. rosea* puede recorrer hasta 68 metros de distancia lineal en un periodo de 56 días, aunque la mayoría de los caracoles se mueven 2.5 m por semana en promedio.

6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS

i. Impactos/beneficios socioeconómicos

No existen datos del impacto económico ocasionado por *E. rosea*, pero su estimación debe considerar los montos de los programas de control de *A. fulica* y de los programas de conservación de los caracoles amenazados incluyendo programas de cría en cautiverio, re-introducción de especies y la creación de reservas libres de *E. rosea*.

ii. Impactos a la salud

Euglandina rosea es hospedero intermediario de *Angiostrongylus cantonensis*, parásito que ocasiona enfermedades intestinales en el humano (Chung y Jung, 1999; Havel, 2011); aunque esta asociación ecológica se demostró solo de manera experimental en *E. rosea*. *Angiostrongylus cantonensis* es nativo de las regiones costeras del sureste de China y tiene reportes de invasor en Australia y en varias islas del Pacífico y del Caribe (Lv et al. 2009, 2011), por lo que el caracol *E. rosea* funge también como vector de un parásito invasor.

iii. Impactos ambientales

Euglandina rosea ha causado la disminución de las poblaciones de caracoles nativos y extinciones en las islas de Hawái donde fue introducida para control biológico de *Achatina fulica* (Hafdiel et al. 1993; Howarth, 1991; Kinzie, 1992). En la isla de Moorea fue el causante de declinación de poblaciones de caracoles nativos del género *Partula* (Clarke et al. 1984; Murray et al. 1993). En la isla de Mauritius se extinguieron 24 de 106 especies nativas por la presencia de *E. rosea* mientras que 10 de 25 especies nativas se extinguieron en la isla Rodrigues (Griffiths et al. 1993). En la Polinesia francesa solo quedan cinco de 61 especies nativas (Coote y Loève, 2003). Y existen especies de caracol

críticamente amenazadas de acuerdo con la Lista Roja, como el caso de *Acathinella mustelina* en Hawái (Hadfield y Hadway, 1996). De manera general, el impacto de *E. rosea* sobre la diversidad de las islas oceánicas ha sido tal, que ocasionó la extinción de 134 (> 50%) de las 234 especies de moluscos nativos (Régnier et al. 2009).

7. CONTROL Y MITIGACIÓN

No existen programas de erradicación específicos para *Euglandina rosea*; sin embargo, algunas recomendaciones para mejorar el biocontrol de especies invasoras en Hawái fueron propuestas por Messing (2007), entre las que se incluye el financiamiento para estudios taxonómicos y para prácticas de cuarentena.

8. NORMATIVIDAD

a) México

El caracol lobo *Euglandina rosea* se ha reportado en el noreste de México, donde se considera dentro de su área de distribución nativa. No obstante, también se cuenta con un registro en la Reserva de la Biosfera de San Ka'an donde se desconoce su estado como nativo o introducido. No figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996). No obstante, en el país existe un marco bien establecido para el manejo de plagas de plantas y animales a través de normas fitosanitarias y zoosanitarias que emplean la cuarentena, todas ellas fundadas y motivadas en las leyes de sanidad vegetal y animal, respectivamente. La Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), a través del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), se encarga de aplicar estas normas y, a través de la Secretaría de Salud (SS), establece las que son necesarias para combatir plagas relacionadas con la salud humana. Dichas normas pueden servir como base para la implementación de otras aplicables a especies invasoras que no necesariamente amenazan directamente a la agricultura o a la salud humana, sino al ambiente. Por su parte, la SEMARNAT, por medio de la Procuraduría Federal de Protección al ambiente (PROFEPA) y de la Dirección General de Inspección de la Vida Silvestre (DGIVS), es la responsable de vigilar el cumplimiento de la normatividad aplicable al manejo y aprovechamiento de la vida silvestre. Sin embargo, a pesar de que México dispone de bases generales, no cuenta con instrumentos específicos que regulen los problemas que ocasionan las especies invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Las leyes mexicanas que hacen referencia a las especies exóticas y que pudieran aplicar en el caso del caracol lobo *Euglandina rosea* son las siguientes: Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento; Ley General de Vida Silvestre (LGVS); Ley Federal de Sanidad Animal (LFSA) y su reglamento; Ley Federal de Sanidad Vegetal (LFSV) y su reglamento; Ley General de Salud (LGS) y y el Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Los extractos de dichas leyes con referencia a las especies exóticas se encuentran en el Anexo A.

b) Internacional

-Estados Unidos

Se encuentra en la lista de especies silvestres perjudiciales de Hawái (Hawái Administrative Rules, Chapter 124).

-Canadá

No es una especie regulada en Canadá.

-Otros

Euglandina rosea se encuentra en documentos que son meramente informativos y que carecen de implicaciones legales, como la lista de 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe et al. 2004) y la lista de caracoles de importancia cuarentenaria, agrícola y médica para América Latina y el Caribe (Berg, 2009). En Irlanda el caracol lobo está incluido en la Lista Ámbar (Especies potenciales), con un puntaje de riesgo de 11 (Invasive Species Ireland, 2016). En Nueva Zelanda, aunque aún no hay registros de la especie, se encuentra prohibida bajo la categoría de “Sustancia peligrosa y nuevos Organismos” (HSNO por sus siglas en inglés) (MPI Biosecurity New Zealand).

9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO

MÉTODO DE EVALUACIÓN RÁPIDA DE INVASIVIDAD (MERI): El puntaje obtenido para *Euglandina rosea* fue 0.7375, que lo sitúa en una especie con un **valor de invasividad muy alto**.

10. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Euglandina rosea es un caracol terrestre, carnívoro y voraz depredador de otros caracoles, incluso canibal. El caracol asesino se considera nativo en Texas, Luisiana, Mississippi, Alabama y Georgia (Estados Unidos) y Matamoros (Tamaulipas, México). Fue introducido en Hawái y en muchas otras islas para controlar las poblaciones del caracol gigante africano (*Achatina fulica*), aunque terminó por extinguir a otras especies de caracoles nativas y endémicas, particularmente especies de las familias Partulidae y Achatinellinae. Está incluido en la lista *100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo* de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y es hospedero intermediario de parásitos que ocasionan enfermedades intestinales en el hombre. Es una especie hermafrodita y puede vivir dos años. Fuera de su área de distribución original en México, (norte de Tamaulipas), la especie también se ha reportado en la Reserva de la Biosfera de San Ka'an (Quintana Roo). El riesgo de que la especie logre su dispersión a otros sistemas naturales de México, no propiamente su área de distribución natural, es alto debido a sus mecanismos naturales de dispersión y también a que en los últimos años es común encontrar videos en internet del caracol lobo mostrando su alta capacidad para atrapar a sus presas, que usualmente son otras especies de moluscos. Esta característica ha despertado el interés de los comerciantes de mascotas y de los usuarios por adquirir la especie, y, en consecuencia, no se descarta su venta como mascota en un futuro inmediato, por lo que es necesario detectar oportunamente su comercialización y alertar

sobre sus riesgos. El análisis de riesgo de *E. rosea* con el método de evaluación rápida de invasividad fue 0.7375, que lo sitúa en una especie con un valor de invasividad muy alto en México.

11. BIBLIOGRAFÍA

Auffenberg, K. & Stange, L. A. 2008. Snail eating snails of Florida (*Euglandina rosea* (Ferussac 1821) (Gastropoda: Spiraxidae), *Rumina decollata* (Linnaeus 1758) (Gastropoda: Subulinidae), *Haplotrema concavum* (Say 1821) (Gastropoda: Haplotrematidae), *Gulella bicolor* (Hutton 1834) (Gastropoda: Streptaxidae), *Varicella gracillima floridana* (Pilsbry 1907) (Gastropoda: Oleacinidae). University of Florida Press. 1–5.

Barker, G. M. & Efford, M. G. 2004. Predatory gastropods as natural enemies of terrestrial gastropods and other invertebrates. In: Barker, G. M. (ed.). *Natural enemies of terrestrial molluscs*. CABI Publishing, Wallingford. 279–403 p.

Berg, G. H. 2009. Caracoles de importancia cuarentenaria, agrícola y médica para América Latina y el Caribe. Organismo Internacional Regional De Sanidad Agropecuaria (OIRSA). San Salvador, 133 p.

Campbell, B. G. & Little, M. D. 1988. The finding of *Angiostrongylus cantonensis* in rats in New Orleans. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. 38 (3): 568-73.

Chiu, S. C. & Chou, K. C. 1962. Observations on the biology of the carnivorous snail *Euglandina rosea* Ferussac. *Bulletin of the Institute of Zoology, Academia Sinica* (Taipei). 1: 17-24.

Chung, P. R. & Jung, Y. 1999. *Cipangopaludina chinensis malleata* (Gastropoda: Viviparidae): A New Second Molluscan Intermediate Host of a Human Intestinal Fluke *Echinostoma cinetorchis* (Trematoda: Echinostomatidae) in Korea. *The Journal of Parasitology*. 85 (5): 963-964.

Civeyrel, L. & Simberloff, D. 1996. A tale of two snails: is the cure worse than the disease?. *Biodiversity and Conservation*. 5 (10): 1231-1252.

Clarke, B. C., Murray, J. J. & Johnson, M. S. 1984. The extinction of endemic species by a program of biological control. *Pacific Science*. 38: 97-104.

Clifford, K. T., Gross, L., Johnson, K., Martin, K.J., Shaheen, N. & Harrington, M. A. 2003. Slime-Trail Tracking in the Predatory Snail *Euglandina rosea*. *Behavioral Neuroscience*. 117 (5): 1086-1095.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. CONABIO, SEMARNAT, CONANP. México. 114 p.

Cook, A. 1985a. Functional aspects of trail following by the carnivorous snail *Euglandina rosea*. *Malacologia* 26: 173–181.

Cook, A. 1985b. The organisation of feeding in the carnivorous snail *Euglandina rosea*. *Malacologia*. 26: 183–189.

Coote, T. & Loève, È. 2003. From 61 species to five: endemic tree snails of the Society Islands fall prey to an ill judged biological control program. *Oryx*. 37: 91–96.

Correa, A., Martínez, V., Horta, J. & Castro, I. 2012. Zoogeografía de los gasterópodos terrestres del sur de Tamaulipas, México. *Revista de Biología Tropical*. 60 (1): 317-331.

Cowie, R. H. 1992. Evolution and extinction of Partulidae, endemic Pacific island land snails. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*. 335: 167-191.

Cowie, R. H. 2000. New records of alien land snails and slugs in the Hawáian Islands. *Bishop Museum Occasional Papers*. 64: 51-53

Cowie, R. H. 2001. Can snails ever be effective and safe biocontrol agents? *International Journal of Pest Management*. 47 (1): 23-40.

Cowie, R. H. 2003. *Euglandina rosea* (rosy predator snail). Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/23113>

Davis-Berg, E. C. 2011. The predatory snail *Euglandina rosea* successfully follows mucous trails of both native and non-native prey snails. *Invertebrate Biology*. 131(1): 1-10.

Davis, E. C. & Butler, G. D. 1964. Introduced enemies of the giant African snail *Achatina fulica* Bowdich, in Hawái (Pulmonata: Achatinidae). *Proceedings of the Hawáian Entomological Society*. 18(3): 377-390.

Davis, E. C., Perez, K. E. & Bennett, D. J. 2004. *Euglandina rosea* (Férussac, 1821) is found on the ground and in trees in Florida. *The Nautilus*. 118: 127–128.

Dowell, R. V., Gill, R. J., Reske, D. R. & Hoddle, M. S. 2016. Exotic Terrestrial Macro-Invertebrate Invaders in California from 1700 to 2015: An Analysis of Records. *Proceedings of the California Academy of Sciences*. 4 (63): 63-157.

Griffiths, O., Cook, A. & Wells, S. M. 1993. The diet of the carnivorous snail *Euglandina rosea* in Mauritius and its implications for threatened island gastropod faunas. *Journal of Zoology*. 229: 79-89.

Hadfield, M. & Hadway, L. 1996. *Achatinella mustelina*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T191A13048229. Fecha de actualización: 20 de junio de 2016. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T191A13048229.en>.

Hadfield, M. G., Miller, S. E. & Carwile, A. H. 1993. The decimation of endemic Hawáian tree snails by alien predators. *American Zoologist*. 33 (6): 610-622.

Havel, J. E. 2011. Survival of the exotic Chinese mystery snail (*Cipangopaludina chinensis malleata*) during air exposure and implications for overland dispersal by boats. *Hydrobiologia*. 668 (1): 195-202.

Hawái Administrative Rules, Chapter 124. State of Hawái, Division of Forestry and Wildlife, Wildlife programs, List of Injurious Wildlife Species. <http://dlnr.hawaii.gov/wildlife/invasives/injurious-wildlife/>

Holland, B. S., Chock, T., Lee, A. & Sugiura, S. 2012. Tracking Behavior in the Snail *Euglandina rosea*: First Evidence of Preference for Endemic vs. Biocontrol Target Pest Species in Hawái. *American Malacological Bulletin*. 30 (1): 153-157.

Howarth, F. G. 1991. Environmental Impacts of Classical Biological Control, *Annual Review Entomology*. 36.

Invasive Species Ireland. 2016. Amber List: Potential Species. Fecha de actualización: 11 de julio de 2016. <http://invasivespeciesireland.com/toolkit/risk-assessment/amber-list-potential/>

Jerlach, J. 1994. The ecology of the carnivorous snail *Euglandina rosea*. Wadham College Oxford, UK. PhD Thesis.

Justine, J-L., Winsor, L., Gey, D., Gros, P. & Thévenot, J. 2014. The invasive New Guinea flatworm *Platydemus manokwari* in France, the first record for Europe: time for action is now. *PeerJ* 2:e297; DOI 10.7717/peerj.297.

Kinzie, R. A. 1992. Predation by the introduced carnivorous snail *Euglandina rosea* (Ferussac) on endemic aquatic lymnaeid snails in Hawái. *Biological Conservation*. 60 (3): 149-155.

Ley Federal de Sanidad Animal (D. O. F. 7 junio 2012).

Ley General de Salud (D. O. F. 12 noviembre 2015).

Ley General de Vida Silvestre (D. O. F. 26 enero 2015).

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (D. O. F. 9 enero 2015).

Lowe, S. J., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. The invasive species specialist group. World Conservation Union. Hollands Printing Ltd, New Zealand. 12 p.

Lv S., Zhang Y., Liu H. X., Hu L., Yang K., Steinmann, P., Chen, Z., Wang L. Y., Utzinger, J., & Zhou, X. N. 2009. Invasive snails and an emerging infectious disease: results from the first national survey on *Angiostrongylus cantonensis* in China. *PLoS Neglected Tropical Diseases*. 3 (2): e368.

Lv S., Zhang Y., Steinmann, P., Yang, G. J., Yang, K., Zhou X. N. & Utzinger, J. 2011. The emergence of angiostrongyliasis in the People's Republic of China: the interplay between invasive snails, climate change and transmission dynamics. *Freshwater Biology*. 56 (4): 717-734.

Martens, E. von. 1890-1901. *Biologia Centrali-Americana*. Land and fresh water Mollusca. Londres, Inglaterra. 838 p.

Mead, A. R. 1961. *The Giant African Snail: A Problem in Economic Malacology*. University of Chicago Press, Chicago, 257 p.

- Meyer, W. M., III & Cowie, R. H. 2011. Distribution, movement, and micro-habitat use of the introduced predatory snail *Euglandina rosea* in Hawai'i: implications for management. *Invertebrate Biology*. 130 (4): 325-333.
- Meyer, W. M., III & Shiels, A. B. 2009. Black rat (*Rattus rattus*) predation on non-indigenous snails in Hawai'i: complex management implications. *Pacific Science*. 63: 339–347.
- Messing, R. H. 2007. Alien invaders in Hawai'i: Prospects for remediation using biological control. *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society*. 39: 95–98.
- MPI Biosecurity New Zealand. Hazardous Substance and New Organisms (HSNO) Act 1996. <http://www.biosecurity.govt.nz/pests/rosy-wolf-snail>
- Murray, J., Murray, E., Johnson, M. S. & Clarke, B. 1988. The extinction of *Partula* on Moorea. *Pacific Science*. 42 (3-4): 150-153.
- Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996. Establecimiento de cuarentenas para animales y sus productos (D. O. F. 08 de junio 1998).
- Ohbayashi, T., Okochi, I., Sato, H. & Ono, T. 2005. Food habit of *Platydemus manokwari* De Beauchamp, 1962 (Tricladida: Terricola: Rhynchodemidae), known as a predatory flatworm of land snails in the Ogasawara (Bonin) Islands, Japan. *Applied Entomology and Zoology*. 40: 609–614.
- Patel, K., Shaheen, N., Witherspoon, J., Robinson, N. & Harrington, M. A. 2014. Mucus trail tracking in a predatory snail: olfactory processing retooled to serve a novel sensory modality. *Brain and Behavior*. 4(1): 83–94.
- Pilsbry, H. A. 1939-1948. Land Mollusca of North America (North of Mexico). *Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Monographs*. 3 (1): 1-994; 2: 1-1113.
- Régnier, C., Fontaine, B. & Bouchet, P. 2009. Not knowing, not recording, not listing: numerous unnoticed mollusk extinctions. *Conservation Biology*. 23: 1214–1221.
- Roth, B. & Sadeghian, P. S. 2003. Checklist of the land snails and slugs of California. *Santa Barbara Museum of Natural History Contributions in Science*. 3: 1-81.
- Shaheen, N., Patel, K., Moore, M. & Harrington, M. A. 2005. A predatory snail distinguishes between conspecific and heterospecific snails and trails based on chemical cues in slime. *Animal Behaviour*. 70: 1067–1077.
- Sigiura, S., Holland, B. S. & Cowie, R. H. 2011. Predatory behavior of newly hatched *Euglandina rosea*. *Journal of Molluscan Studies*. 77: 1–2.
- Vásquez, M. M. 2001. *Fauna edáfica de las selvas tropicales de Quintana Roo*. Universidad de Quintana Roo. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México. 145 p.

Melanoides tuberculata (Müller, 1774)



Figura 1. *Melanoides tuberculata*. Fuente: Freshwater gastropods from North America (http://www.fwgna.org/species/thiaridae/m_tuberculata.html)

1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO

El caracol melanoides es un molusco dulceacuícola del orden Orden Mesogastropoda, Familia Thiaridae. Dentro del contexto de esta revisión, los análisis de riesgo aquí presentados a través del Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) y del Freshwater invertebrate scoring kit (FI-ISK) son específicos para *Melanoides tuberculata* en México, una especie comercializada y de alta demanda en el mercado de mascotas y acuariofilia.

La ficha técnica ofrece la información disponible a la fecha sobre la especie (taxonomía, biología e historia natural, usos y comercialización, rutas de introducción, potencial de establecimiento y colonización, impactos, control, mitigación y marco legal existente). Se procuraron en primera instancia, fuentes de información confiables como libros o artículos científicos o técnicos; publicaciones oficiales e información de especialistas. En segunda instancia, se consultaron bases de datos de información especializada en especies invasoras, documentos científicos o técnicos no publicados y blogs. Y también se consultaron sitios de ventas por internet, principalmente para estimar el costo del molusco en el mercado internacional.

Se hace énfasis en la normatividad existente en México, Estados Unidos y Canadá, principalmente. La solidez de los análisis reside en la información recabada en los tópicos antes mencionados, siendo indispensable para responder con un valor de incertidumbre a cada una de las preguntas implícitas en el MERI y el FI-ISK.

2. INTRODUCCIÓN

a) Información taxonómica

Reino Animalia

Phylum Mollusca

Clase Gastropoda

Subclase Prosobranchia

Orden Mesogastropoda

Superfamilia Cerithioidea

Familia Thiaridae

Nombre científico *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774)

Sinónimos: *Turritella tuberculata*, *Turritella turricula*, *Nerita tuberculata*, *Thiara tuberculata*.

Nombres comunes

Español: caracol tornillo, melanoides, caracol malasio, caracol vivíparo malayo, caracol trompeta.

Inglés: red-rimmed melania, Malaysian trumpet snail.

b) Descripción de la especie

La descripción que a continuación se presenta es general; sin embargo, es importante destacar que los caracteres de la concha (forma general, color, ornamentos y esculturas) pueden variar de acuerdo con los morfotipos que sean considerados (Facon et al. 2003; Pointier et al. 1992).

Concha cónica alargada y con una espiral dextrógira (se enrolla siempre hacia la derecha). La punta de la concha es muy puntiaguda, pero con frecuencia está se encuentra erosionada (Figura 1). La concha está esculpida con estrías espirales finas y costillas verticales débilmente curvadas. Las costillas de las espirales de la región media y superior están mejor definidas. La abertura tiene una forma oval (Figura 2) y el opérculo es pauciespiral con el núcleo sito cerca de la base (Morrison, 1954; Thompson, 1984). Las conchas son pálidas o de color pardo claro con bandas rojizas transversales y manchas (Thompson, 2004). La espiral mide usualmente el doble de la longitud de la abertura, o más (Morrison, 1954). La cabeza tiene forma de lengua y está constreñida en su lado ventral para dar lugar al pie. Los tentáculos surgen justo encima de ésta área estrecha y son largos y delgados. El tamaño medio de los adultos oscila entre los 20 y 40 mm dependiendo de los morfotipos considerados, así como de los factores ambientales (Pointer, 1989) pero Murray (1975) reportó individuos con conchas entre 70-80 mm de longitud en Texas.

c) Biología e historia natural de la especie

-Reproducción

Melanoides tuberculata se reproduce por partenogénesis (Jacob, 1958). Es vivípara y los juveniles se encuentran protegidos dentro de una bolsa de incubación que se localiza en la cabeza de las hembras, mismas que tienen la última espiral de la concha más ancho que el de los machos (Heller y Farstay, 1989). El número de juveniles dentro de la bolsa de incubación varía entre 1 y 70 dependiendo el tamaño del adulto y del morfotipo (Livshits y Fishelson, 1983). Las crías miden entre 1 y 4 mm dependiendo también del morfotipo (Facon et al. 2008) y sus conchas consisten de una protoconcha pequeña y dos espirales. La supervivencia de los juveniles tiende a ser muy alta (Pointier et al. 1991).



Figura 2. Conchas de *Melanoides tuberculata*. Fuente: <http://www.jaxshells.org/420aa.htm>

Además de la partenogénesis, *M. tuberculata* puede presentar algunos eventos raros de reproducción sexual (Samadi et al. 1999). En Israel se han detectado algunas poblaciones bisexuales (Heller y Farstay, 1990), así como en Martinica (Samadi et al. 1997). De hecho, las relaciones entre el diámetro de la concha/altura de la concha, y el diámetro de la penúltima espiral/diámetro de la concha difieren significativamente entre machos y hembras debido a la ausencia del saco de incubación en los machos (Heller y Farstay, 1989). En Martinica se evidenció que la reproducción sexual involucra dos morfotipos que son híbridos entre los morfotipos invasores preexistentes en Martinica (Samadi et al. 1999). Alcanza la madurez sexual con una talla de 3.5 mm, siendo 36 mm la talla en la madurez (Dudgeon, 1989).

-Longevidad

Vive dos años y la mortandad es alta cuando sobrepasa los 9 mm de longitud (Dudgeon, 1989). En el Caribe vive hasta tres años (Pointer et al. 1989, 1993).

-Alimentación

Es un caracol herbívoro polífago que se alimenta del perifiton, detrito fino, diatomeas, algas epífitas y plantas en descomposición (Madsen, 1992).

-Conducta

Es una especie activa principalmente de noche, se oculta entre las plantas en descomposición y rocas sobre el lodo durante el día (Livshits y Fishelson, 1983).

-Interacciones ecológicas

Asociaciones: *M. tuberculata* puede jugar un papel de hospedero intermediario de varios tremátodos parásitos. En México y en Colombia se han encontrado varias especies de tremátodos afectando *M. tuberculata* (Amaya-Huerta y Almeyda-Artigas, 1994; Velásquez et al. 2000). Es un agente transmisor de enfermedades: actúa como hospedero intermediario de tremátodos (*Clonorchis sinensis* y *Centrocestus formosanus*) que son parásitos del humano y de peces de importancia comercial (Goldsmith y Heyneman, 1995). *Centrocestus formosanus* fue introducido a México en estado larvario (como esporocisto o redia) en su hospedero intermediario, el caracol *Melanooides tuberculata* (Amaya-Huerta y Almeyda-Artigas, 1994; Scholz y Salgado-Maldonado, 2000). *Centrocestus formosanus* ocasiona la muerte de alevines de tilapia gris *Oreochromis niloticus* (Arguedas Cortés et al. 2010). Los parásitos pueden afectar piel, músculo, cavidad branquial y branquias, ojos, hígado, bazo, riñones, vejiga natatoria e intestino, que con altas infecciones podrían llegar a producir emanación y mortalidades masivas en cultivos (Arguedas Cortés et al. 2010). *M. tuberculata* fue originalmente introducido en el continente americano por la Organización Mundial de la Salud para el control de la esquistosomiasis humana. En México, su presencia se ha ligado a la introducción de carpas malacófagas (López-Jiménez, 1987).

Depredación: No existen depredadores de *M. tuberculata* en las áreas invadidas, exceptuando ratas y aves acuáticas. En el sureste de Asia -área nativa- el caracol asesino *Clea helena* funge como depredador natural de *M. tuberculata* (Brandt, 1974).

Competencia: En Florida *M. tuberculata* compite por recursos con *Neritina virginea* (Roessler et al. 1977); en las islas Martinica y Guadalupe compite con *Biomphalaria glabrata* y *B. straminea* (Pointier y McCullough, 1989).

-Hábitat

La especie habita en cuerpos de agua dulce de origen natural (ríos, arroyos, estanques, charcos y pantanos), pero también en ambientes acuáticos de origen antropogénico (estanques para cultivo, sistemas de irrigación y lagos artificiales).

En la Reserva de la biosfera Pantanos de Centla (México), la especie habita a una temperatura del aire entre 24°C y 35°C en la temporada de lluvia y entre 27°C y 36°C en la temporada de estiaje; y temperatura del agua entre 26°C y 33°C en la temporada de lluvia y entre 27°C y 35°C en la temporada de estiaje (Albarran-Melze et al. 2009). En humedales estuarinos de Tabasco, la especie habita entre 31 y 32.1°C; en humedales lacustres entre 27.3 y 35.7°C; y en humedales ribereños entre 20.1 y 30°C (Barba Macías et al. 2014). En los ríos de Veracruz, donde la especie habita, la temperatura oscila entre 17 y 23°C y en Durango en aguas termales a 33°C (Contreras-Arquieta et al. 1995a). En Nueva Zelanda la especie se encuentra a una temperatura entre 29 y 30.4°C (Duggan, 2012).

-Abundancia o tamaño poblacional

En estuarios de Florida presentó una densidad de 37,500 ind/m² (Roessler et al. 1977). En 18 lagunas de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (unidad de superficie no estimada) presentó una abundancia promedio máxima de 2,083 individuos y una abundancia total de 8,342 individuos en la época de lluvias (Albarran-Melze et al. 2009). Barba Macías et al. (2014) reportan una densidad de 3,312.32 ind/m² en el Río Carrizal (Tabasco). En la Amazonia Brasileña Jesus et al. (2007) reportaron 17,000 individuos/m².

d) Distribución

Nativa

Melanoides tuberculata se originó en el África Oriental y en el Oriente Medio (Williamson, 1981) (Figura 3).

Exótica invasora

- África: Cabo Verde, Namibia y Sudán.
- Norteamérica: Estados Unidos de Norteamérica (Florida, Hawái, Luisiana, Texas y Utah) y México: *M. tuberculata* ha sido registrado en Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Colima, Durango, Jalisco, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Tabasco, Tamaulipas, Tlaxcala y Veracruz (Contreras-Arquieta, 1995; Contreras-Arquieta et al. 1995a, b; Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas, 2000; Pérez-Rodríguez et al. 2001; Cruz-Ascencio et al. 2003). No obstante, en Tabasco es donde se tienen más registros puntuales de la especie: para el Río Grijalva, cerca de la ciudad de Villahermosa (Contreras-Arquieta et al. 1995a), para el “Parque Estatal la Sierra” (Rangel Ruíz y Gamboa Aguilar, 2001) y para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (Cruz-Ascencio et al. 2003; Albarran-Melze, 2009; Barba Macías et al. 2014) (Figura 4).
- Centroamérica y el Caribe: Cuba, Dominica, República Dominicana, Guadalupe, Honduras, Martinica, Montserrat, Panamá, Puerto Rico y Santa Lucía.
- Sudamérica: Argentina, Brasil, Colombia, Guyana Francesa, Paraguay, Perú y Venezuela.
- Europa: Alemania, Malta, Holanda, España, Bulgaria (Gashtarov y Georgiev, 2016).
- Oceanía: Australia, Fiji, Polinesia Francesa, Nueva Caledonia, Papua Nueva Guinea, Samoa y Tonga (Figura 3) (Facon y Pointier, 2016).

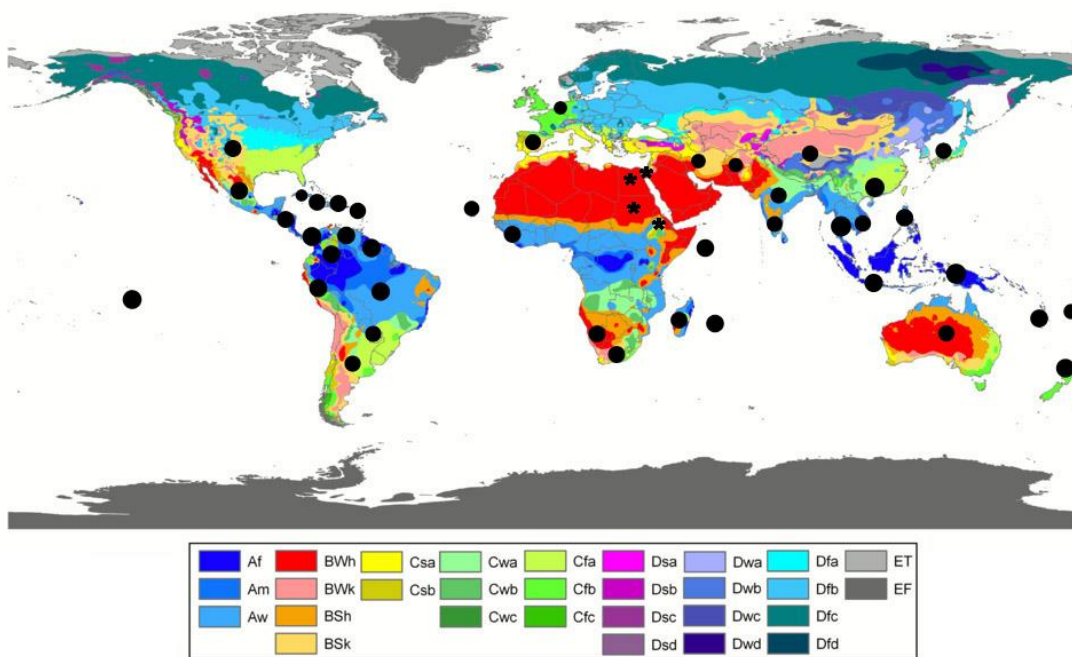


Figura 3. Distribución mundial de *Melanoides tuberculata* y sistema de clasificación climática de Köppen. Área nativa indicada con puntos azules y localidades donde ha sido introducida en puntos rojos.

3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN

i. Usos

- Acuariofilia (ver punto ii).
- Control biológico (ver punto ii).

ii. Historia de la comercialización e introducción

Desde la década de 1920's y hasta la fecha, el caracol melanoide se ha explotado en la acuariofilia mundial por ser un herbívoro polífago que se alimenta del perifiton, detrito fino, diatomeas, algas epífitas y plantas en descomposición, por lo que tiene alta demanda en este mercado al mantener los acuarios saludables (Madsen y Frandsen, 1989; Glaubrecht, 2000). En algunas islas del Caribe fue usado en 1970's y 1980's en programas de biocontrol como competidor de *Biomphalaria* spp., el huésped intermediario de la esquistosomiasis (Prentice, 1983; Pointier et al. 1989; Pointier y Guyard, 1992; Pointier, 1993; Pointier y Jourdan, 2000). En el mercado ornamental de Singapur se obtiene de las tiendas de mascotas locales y de criaderos de plantas acuáticas (Ng et al. 2016).

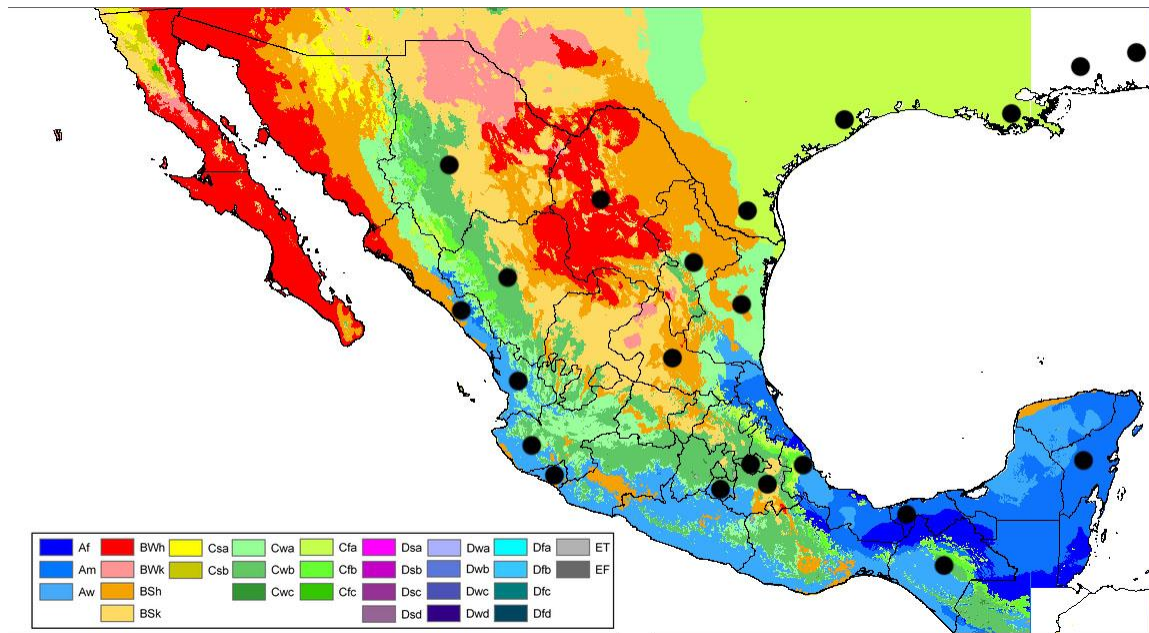


Figura 4. Distribución de *Melanoides tuberculata* en México y sureste de Estados Unidos sistema de clasificación climática de Köppen.

iii. Origen de los individuos comercializados y precios

No existe información sobre la importación legal de *M. tuberculata* en México y tampoco existen criaderos conocidos de la especie, por lo que se piensa que los individuos comercializados son extraídos del ambiente natural en zonas en las que ya ha invadido la especie en México. En un portal de internet donde se comercializa la especie en México (Mercado Libre, 2016), el precio de cinco ejemplares vivos oscila entre los \$20,00 y \$30,00 pesos mexicanos. Por su parte, en el ámbito internacional, el costo de un caracol malasio oscila en 2.49 libras esterlinas (Its a fishy buziness, 2016) y paquetes de 40 ejemplares se venden en 20 dólares americanos (Aquabid, 2016).



Figura 5. Caracoles melanoides en cautiverio. Fuente: <https://es.pinterest.com/pin/454300681140265752/>

iv. Condiciones de cultivo

Se adapta a cualquier acuario con los parámetros correctos, preferentemente con grava (Figura 5). La temperatura indicada para ellos oscila entre 18 y 25°C, aunque pueden encontrarse a menor temperatura hibernando. El pH recomendado es entre 5 y 8.5, pero ha de estar en aguas ricas en calcio que favorezcan la formación de su concha. Se alimentan sobre todo de algas incrustantes, detritus, restos de hojas en descomposición y restos de comida. Mientras cuente con esto no tocará las plantas, pero en el caso de que se diera la falta de comida podría llegar a comerse las plantas (<http://www.portalpez.com/ficha-del-caracol-melanoides-tuberculata-vt35571.html>).

4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN

Melanoides tuberculata se originó en el África Oriental y en el Oriente Medio (Williamson, 1981; Glaubrecht, 1996, 2000). En 1927, *M. tuberculata* fue encontrada en varias regiones de Asia y África. Desde entonces ha invadido otras áreas como resultado del mercado de plantas usadas en acuariofilia, donde se presume viaje como polizone adherido a las plantas (Madsen y Frandsen, 1989; Glaubrecht, 2000).

La primera introducción accidental fue mencionada en Texas (Estados Unidos) en 1964 (Murray, 1964), seguida por una expansión rápida. Ésta fue reportada en Puerto Rico y Florida en 1996, Panamá en 1971, Venezuela en 1972, México en 1973 (Abbott, 1973), Antillas Menores y Luisiana en 1975, Honduras, Martinica y Guadalupe en 1979, y República Dominicana en 1980 (Pointier y McCullough, 1989). Posteriormente, otros países de Sudamérica también fueron colonizados, incluyendo Colombia, Perú, Ecuador, Brasil y Argentina (Fernández et al. 2003). La dinámica de la invasión ha sido documentada con detalle para algunas áreas como las Antillas Francesas (Pointier, 1989, 1993; Pointier y Guyard, 1992; Pointier y Jourdane, 2000; Pointier et al. 1989, 1992, 1993). Su expansión en las áreas del Pacífico y Australia ha sido poco documentada. La invasión de *M. tuberculata* en América se ha asociado a múltiples introducciones de los diferentes morfotipos que provinieron a su vez, de diferentes partes de su área nativa (Facon et al. 2003, 2008). Por ser operculado resiste la desecación por largo tiempo durante su transporte (Contreras-Arquieta et al. 1995b).

Contreras-Arquieta et al. (1995a) indican que *M. tuberculata* llegó a México en la década de los años sesenta; sin embargo, el primer registro en una publicación es de los alrededores de Veracruz en 1973 (Abbott, 1973). Se piensa que su dispersión se debe al comercio de plantas acuáticas (Facon et al. 2003) y al poco cuidado de los aficionados en el aseo de los acuarios, ya que vierten el agua y detritus en el sistema de drenaje público (Contreras-Arquieta et al. 1995b; Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas, 2000). Ésta especie se encuentra prácticamente en todos los cuerpos dulceacuícolas del país, en las vertientes del océano Pacífico y del Golfo, así como en el centro de México (Contreras-Arquieta et al. 1995b; Contreras-Arquieta, 1998; Contreras-Arquieta y Contreras Balderas, 2000).

5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COMERCIALIZACIÓN

a) Potencial de colonización

El caracol melanoide tiene el potencial de colonizar áreas con una alta variedad de climas: Af (tropical ecuatorial); Am (tropical monzónico); Aw (tropical con invierno seco); BSk (semiárido frío); BSh (semiárido cálido); Cfa (subtropical sin estación seca); Cfb (oceánico con verano suave) y BWh (árido cálido) (Figura 3). Si bien se ha reportado en 17 estados de México, debido a la similitud climática, la especie podría colonizar también Campeche, Yucatán, Oaxaca, Guerrero, Michoacán, Baja California, Baja California Sur, Sonora, Zacatecas, Querétaro, Guanajuato y Aguascalientes (Figura 4).

Aunado a lo anterior, el potencial de colonización de *M. tuberculata* es muy alto debido a que es una especie que presenta 1) partenogénesis; 2) viviparidad, 3) alta tasa reproductiva; 4) capacidad de dispersarse ampliamente a través de los cursos del agua; 5) adaptación a hábitats modificados por el hombre y 6) una alta tasa de longevidad (Pointier y McCullough, 1989; Lodge 1993; Facon et al. 2003; Mainka y Howard, 2010). Además, es una especie tolerante al medio ambiente: es eurioica y con alta adaptación en aguas eutróficas y ambientes estuarinos (Bolaji et al. 2011). Logra su supervivencia en zonas con alta concentración de salinidad: de 30‰ hasta 45‰ (Bolaji et al. 2011; Farani et al. 2015).

b) Potencial de dispersión

1. Dispersión natural: se piensa que las inundaciones son un agente de dispersión local de la especie, pero esto no ha sido propiamente demostrado.
2. Vector de transmisión (Biótico): algunos agentes de dispersión incluyen a las aves acuáticas y el ganado (el caracol se adhiere a las patas de las aves o el ganado y así viaja pegado a ellos) (Contreras-Arquieta et al. 1995b). Asimismo, Albarran-Melze et al. (2009) sugieren que el caracol melanoides podría ser arrastrado en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla junto con el lirio acuático *Eichornia crassipes* (también exótico) en la época de lluvias.
3. Introducción accidental: asociado a la comercialización de plantas para acuariofilia (como polizontes). En la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla se piensa que la especie fue introducida posiblemente por la creación de drenes por actividades petroleras que atraviesan la reserva; o por el transporte humano debido a actividades pesqueras cuando los caracoles se adhieren a las redes o lanchas de pescadores (Albarran-Melze et al. 2009).
4. Introducción intencional: *M. tuberculata* fue utilizada en 1970's y 1980's en programas de biocontrol en algunas islas del Caribe como competidor de especies de *Biomphalaria*, el hospedero intermediario de la esquistosomiasis (Prentice, 1983; Pointier et al. 1989; Pointier y Guyard, 1992; Pointier y Jourdane, 2000). Hoy en día, individuos de *M. tuberculata* se venden in internet debido a que se consideran benéficos en los acuarios por limpiar y alimentarse de las algas de estos sistemas.

6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS

i. Impactos/beneficios socioeconómicos

Al ser una especie comercializada en acuariofilia (limpia el alimento sobrante de los acuarios y se alimenta de las algas), ésta representa una fuente de ingreso, pero no existen cifras de la derrama económica de esta actividad.

ii. Impactos a la salud

-Impacto a la salud humana

Negativos

La esquistosomiasis es una enfermedad parasitaria aguda y crónica causada por tremátodos del género *Schistosoma*. Los huevos de los parásitos del género *Schistosoma* son excretados por personas infectadas para después liberar larvas inmaduras conocidas como miracidia, éstas infectan el tejido de caracoles melanoides que se encuentran en el agua que fue contaminada con los huevos de esquistosoma (Sri-aroon et al. 2005). Una vez que han madurado, las larvas nadan libremente y penetran la piel del humano. Una vez que han entrado al cuerpo, viajan a través del sistema circulatorio al hígado e intestinos en donde causan enfermedad crónica (Colley et al. 2014). La infección se contrae al realizar actividades agrícolas, domésticas profesionales o recreativas habituales en las que hay contacto con aguas infestadas. La falta de higiene y algunas actividades lúdicas de los niños en edad escolar, incluidas la natación y la pesca en aguas infestadas, los hacen particularmente vulnerables a la infección. El control de la esquistosomiasis se centra en la reducción del número de casos mediante el tratamiento periódico y a gran escala de la población con el medicamento prazicuantel; un enfoque más amplio relativo al agua potable, el saneamiento apropiado y la lucha contra los caracoles *M. tuberculata* también limitaría la transmisión. Se estima que al menos 258 millones de personas en el mundo necesitaron tratamiento preventivo contra la esquistosomiasis en 2014, mientras que el número de personas tratadas contra la esquistosomiasis en 2014 ascendió a más de 61,6 millones de personas (OMS, 2016).

En Tailandia, el caracol melanoide también ocasiona la enfermedad Paragonimiasis, que es una enfermedad causada por parásitos tremátodos del género *Paragonimus*, que infectan los pulmones y otros órganos de los mamíferos, entre ellos los humanos (Sri-aroon et al. 2005).

Melanoides tuberculata también actúa como hospedero intermediario de otros tremátodos como *Clonorchis sinensis* y *Centrocestus formosanus* que son parásitos del humano y de peces de importancia comercial respectivamente (Goldsmith y Heyneman, 1995). *Centrocestus formosanus* fue introducido a México en estado larvario (como esporocisto o redia) en su hospedero intermediario, el caracol *Melanoides tuberculata* (Amaya-Huerta y Almeyda-Artigas, 1994; Scholz y Salgado-Maldonado, 2000). *Centrocestus formosanus* ocasiona la muerte de alevines de tilapia gris *Oreochromis niloticus* (Arguedas Cortés et al. 2010). Los parásitos pueden afectar piel, músculo, cavidad branquial y branquias, ojos, hígado, bazo, riñones, vejiga natatoria e intestino, que con

altas infecciones podrían llegar a producir emanación y mortalidades masivas en cultivos (Arguedas Cortés et al. 2010).

Otros dos tremátodos transmitidos por *M. tuberculata* (*Haplorchis pumilio* y *Philophthalmus gralli* ambos en aves y mamíferos) han sido reportados en muchos países de América y que también son considerados especies invasoras (Alves Pinto y Lane de Melo, 2011).

Positivos

La invasión de *M. tuberculata* en el Caribe se consideró como benéfica para la salud pública, ya que el caracol elimina o reduce las poblaciones del caracol *Biomphalaria glabrata*, que es el principal hospedero de la esquistosomiasis intestinal (Pointier y Théron, 2006). No obstante, se ha visto que el impacto de *M. tuberculata* en *B. glabrata* es variable de acuerdo con el tipo de hábitat acuático (Pointier et al. 1993). Resultados positivos se han obtenido en pantanos (Prentice, 1983), en cultivos de berros (Pointier y Guyard, 1992), estanques (Pointier, 1989) y manantiales (Pointier et al. 1991) donde *B. glabrata* fue eliminada pero el control biológico falló en zonas pantanosas localizadas detrás de un área de manglar en Guadalupe, zona que es un foco activo de esquistosomiasis (Pointier y Jourdane, 2000; Pointier y Théron, 2006).

iii. Impactos ambientales

Melanoides tuberculata puede jugar un papel de hospedero intermediario de 37 especies de tremátodos parásitos que han sido reportados en 26 países y cuatro continentes (Alves Pinto y Lane de Melo, 2011). Veintiséis de esas especies de tremátodos son de importancia veterinaria, parasitando 20 especies de mamíferos, 19 aves, 4 peces, 2 reptiles y 1 anfibio (Alves Pinto y Lane de Melo, 2011). Además, tres de esas especies de tremátodos transmitidas por *M. tuberculata* han sido reportadas en varios países de América, entre ellos México, por lo que también se consideran especies invasoras, esas son *Centrocestus formosanus*, *Haplorchis pumilio* y *Philophthalmus gralli* (Amaya-Huerta y Almeyda-Artigas, 1994; Velásquez et al. 2000; Alves Pinto y Lane de Melo, 2011).

Melanoides tuberculata no tiene impactos negativos en las macrófitas acuáticas (Madsen, 1992), aunque sea ha reportado que desplaza varios gastrópodos donde ha sido introducida (Murray, 1971; Jacobson, 1975). Roessler et al. (1977) reportaron competencia por recursos con *Neritina virginea* en Florida. *M. tuberculata* compite con *Biomphalaria glabrata* y *B. straminea* en las islas Martinica y Guadalupe (Pointier y McCullough, 1989).

De acuerdo con Contreras-Arquieta, et al. (1995b) y Contreras-Arquieta y Contreras-Balderas (2000), el caracol melanoides generalmente vive solo; pero cuando se presenta compartiendo el mismo sitio con otras especies, éstas generalmente son raras o escasas, como así lo demostraron en algunas localidades de Nuevo León y Coahuila, donde la pérdida de moluscos nativos fue estimada entre un 25% y 100% (desaparición de especies nativas). Lo anterior es de relevancia mayúscula porque, además, la especie introducida se encontró en algunas localidades del Área de Protección de la Flora y Fauna Cuatrociénegas.

En Texas *M. tuberculata* podría afectar directamente las comunidades nativas al desplazar especies de caracoles nativos (*Physella* spp.), como así lo demuestra la depredación de huevos de caracoles nativos por el caracol melanoide (Ladd y Rogowski, 2012).

En Rogers Spring, al sur de Nevada (Estados Unidos), Mehler y Acharya (2015) cualificaron la distribución del tamaño corporal y la densidad de *M. tuberculata*, y las tasas de amonio-nitrógeno ($\text{NH}_4\text{-N}$) y fósforo soluble reactivo disponible en el ambiente para comprender el impacto de *Melanoides tuberculata* en los procesos del ecosistema a través del reciclaje de nutrientes. De acuerdo con sus resultados, *M. tuberculata* puede tener un impacto significativo en los procesos del ecosistema, especialmente mediante el reciclaje de N en los sistemas con concentraciones ambientales de nutrientes muy bajos.

En el lago Malawi (África), Bocxlaer y Albrecht (2015) sugieren que la presencia del caracol invasor *M. tuberculata* ocasiona cambios en la estructura de las poblaciones endémicas y, en consecuencia, cambios en el ecosistema al incrementar la tasa de sedimentación y eutroficación.

7. CONTROL Y MITIGACIÓN

El uso de diferentes molusquicidas ha sido empleado en *M. tuberculata*: Giovanelli et al. (2002) probaron el uso de diferentes concentraciones de niclosamida (Bayluscide WP70(R)) en los caracoles *M. tuberculata* y *Biomphalaria glabrata* en Brasil con bastante éxito, pero solo a nivel experimental. Iannacone et al. (2013) utilizaron extractos de *Agave americana*, *Furcraea andina* (Asparagaceae) y *Sapinus saponaria* (Sapindaceae) sobre *M. tuberculata* siendo el primero el que mostró los mejores resultados para controlar al caracol malasio, pero también a nivel experimental.

8. NORMATIVIDAD

a) México

Melanoides tuberculata no figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996). No obstante, en el país existe un marco bien establecido para el manejo de plagas de plantas y animales a través de normas fitosanitarias y zoonosanitarias que emplean la cuarentena, todas ellas fundadas y motivadas en las leyes de sanidad vegetal y animal, respectivamente. La Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), a través del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), se encarga de aplicar estas normas y, a través de la Secretaría de Salud (SS), establece las que son necesarias para combatir plagas relacionadas con la salud humana. Dichas normas pueden servir como base para la implementación de otras aplicables a especies invasoras que no necesariamente amenazan directamente a la agricultura o a la salud humana, sino al ambiente. Por su parte, la SEMARNAT, por medio de la Procuraduría Federal de Protección al ambiente (PROFEPA) y de la Dirección General de Inspección de la Vida Silvestre (DGIVS), es la responsable de vigilar el cumplimiento de la normatividad aplicable al manejo y aprovechamiento de la vida silvestre. Sin embargo, a pesar de que México dispone de bases generales, no cuenta con instrumentos específicos que regulen los

problemas que ocasionan las especies invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Las leyes mexicanas que hacen referencia a las especies exóticas y que pudieran aplicar en el caso del caracol melanoide *Melanoides tuberculata* son las siguientes: Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento; Ley General de Vida Silvestre (LGVS); Ley Federal de Sanidad Animal (LFSA) y su reglamento; Ley Federal de Sanidad Vegetal (LFSV) y su reglamento; Ley general de Pesca y Acuacultura Sustentable (LGPAS), Ley General de Salud (LGS) y el Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Los extractos de dichas leyes con referencia a las especies exóticas se encuentran en el Anexo A.

b) Internacional

-Estados Unidos

En la legislación del Estado de Wisconsin, Estados Unidos, *M. tuberculata* está prohibida (Wisconsin Administrative Code Nr 40, 2015).

-Otros

El caracol melanoide se encuentra en documentos que son meramente informativos y que carecen de implicaciones legales, como la lista de 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe et al. 2004). Se encuentra en la Lista Roja como especie bajo preocupación menor (Van Damme, 2014).

9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO

MÉTODO DE EVALUACIÓN RÁPIDA DE INVASIVIDAD (MERI): El análisis de riesgo de *Melanoides tuberculata* con el método de evaluación rápida de invasividad fue 0.7687, que lo sitúa en una especie con un **valor de invasividad muy alto**.

FRESHWATER INVERTEBRATE SCORING KIT (FISK): el puntaje obtenido para *Melanoides tuberculata* fue 34, que lo sitúa en una **especie de alto riesgo** cuya introducción en México debe ser rechazada o prohibida.

10. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Melanoides tuberculata es un molusco gasterópodo tropical de agua dulce, nativo del África oriental y del Medio Oriente, que se ha establecido ampliamente a través de los trópicos. Originalmente su dispersión no fue intencional, viajó como polizón entre plantas comercializadas para acuariofilia, pero en la década de los 1970's y 1980's fue utilizada intencionalmente en programas de biocontrol para competir con uno de los huéspedes intermediarios de la esquistosomiasis intestinal en el Caribe. Actualmente, el caracol melanoide se comercializa vivo en los portales de ventas por internet por su uso potencial para limpiar el detrito y alimentarse de las algas de los acuarios. En México se reportó por primera vez en la década de los 1970's y actualmente se encuentra establecido en 16 estados, incluidas áreas protegidas bajo alguna categoría. Esta especie puede colonizar rápidamente diferentes tipos de hábitats naturales, pero también

aquellos modificados por el hombre como estanques, lagos artificiales y sistemas de irrigación. La especie puede alcanzar densidades muy altas, de varios miles de individuos por metro cuadrado y tolera un amplio espectro de condiciones ambientales. Es una especie vivípara y la reproducción es principalmente por partenogénesis, pero también puede presentar reproducción sexual, ocasionando un incremento en la variabilidad genética y/o un efecto de heterosis. La combinación de esos eventos puede producir genotipos que pueden fortalecer la habilidad de invasión. En su rango de introducción existen reportes de que *M. tuberculata* es una especie más competitiva que las nativas. Es un caracol portador de tremátodos que ocasionan enfermedades el hombre, peces de interés comercial, aves y mamíferos. En las islas del Caribe el caracol melanoide ha reducido las poblaciones de *Biomphalaria glabrata*, que es el principal caracol hospedero de la esquistosomiasis intestinal. Ocasiona cambios en el flujo de nutrientes y cambios en las tasas de sedimentación y eutroficación. En algunas localidades del norte de México ha ocasionado disminución y desaparición de especies de moluscos nativos. En el análisis de riesgo por el método FI-ISK la especie obtuvo una puntuación de 34: especie de alto riesgo cuya introducción en México debe prohibirse. El análisis de riesgo de *M. tuberculata* con el método de evaluación rápida de invasividad fue 0.7687, que lo sitúa en una especie con un valor de invasividad muy alto en México. Recientemente fue incluida en el Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México.

11. BIBLIOGRAFÍA

Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. (D. O. F. 07 diciembre 2016).

Abbott, R. T. 1973. Spread of *Melanoides tuberculata*. *Nautilus*. 87 (1): 29.

Albarrán-Melze, N. C., Rangel-Ruiz, L. J. & Gamboa Aguilar, J. 2009. Distribution and abundance of *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) in the Biosphere reserve of Pantanos de Centla, Tabasco, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana*. 25 (1): 93-104.

Alves Pinto, H. & Lane de Melo, A. 2011. A checklist of trematodes (Platyhelminthes) transmitted by *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae). *Zootaxa*. 2799: 15-28.

Amaya-Huerta, D. & Almeyda-Artigas, A. 1994. Confirmation of *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) Price, 1932 (Trematoda: Heterophidae) in Mexico. *Research and Review in Parasitology*. 54: 99-103.

Aquabid, 2016. Malasyan trumpet snail. http://www.aquabid.com/cgi-bin/auction/closed.cgi?view_archive_item&fwsnails1459177793

Arguedas Cortés, D., Dolz, G., Romero Zúñiga, J. J., Jiménez Rocha, A. E. & León Alán, D. 2010. *Centrocestus formosanus* (Opisthorchiida: Heterophyidae) como causa de muerte de alevines de tilapia gris *Oreochromis niloticus* (Perciforme: Cichlidae) en el Pacífico seco de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*. 58 (4): 1453-1465.

Barba Macías, E., Magaña-Vásquez, M. & Juárez-Flores, J. 2014. Nuevos registros de los gasterópodos *Melanoides tuberculata* (Muller, 1974) y *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) en las cuencas Grijalva, Usumacinta y Tonalá, Pajonal-Machona, Tabasco. En: Low Pfeng,

A., Quijón, P. & Peters, E. (eds.). *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), University of Prince Edward Island (UPEI). Segunda parte, distribución de especies invasoras: casos de estudio. Capítulo 15: 359-379.

Bolaji, D. A., Edokpayi, C. A., Samuel, O. B., Akinigbagbe, R. O. & Ajulo, A. A. 2011. Morphological characteristics and salinity tolerance of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774). *World Journal of Biological Research*. 4 (2): 1-11.

Bocxlaer, B. V. & Albrecht, C. 2015. Ecosystem change and establishment of an invasive snail alter gastropod communities in long-lived Lake Malawi. *Hydrobiologia*. 744(1): 307-316.

Brandt, R. A. M. 1974. The non-marine aquatic Mollusca of Thailand. *Archiv für Molluskenkunde*. 105: 1-405.

Colley, D., Bustinduy, A., Secor, W. & King, C. 2014. Human schistosomiasis. *The Lancet*. 383 (9936): 2253-2264.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. CONABIO, SEMARNAT, CONANP. México. 114 p.

Contreras-Arquieta, A. 1995. Capítulo 10. Moluscos: Lista malacofaunística preliminar del estado de Nuevo León, México. En: Contreras Balderas, S., González Saldívar, F., Lazcano Villareal, D. & Contreras Arquieta, A. (eds.). *Listado preliminar de la fauna silvestre del estado de Nuevo León, México*. El Consejo Consultivo Estatal para la preservación y fomento de la flora y fauna silvestre de Nuevo León, Comisión Consultiva Técnica, Subcomisión de fauna silvestre, México. 141-149 p.

Contreras-Arquieta, A. 1998. New records of the snail *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) in the Cuatrociénegas basin, and its distribution in the state of Coahuila, Mexico. *Southwest. Naturalist*. 43 (2): 283-286.

Contreras-Arquieta, A. & Contreras-Balderas, S. 2000. Description, biology, and ecological impact of the screw snail, *Thiara tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) in Mexico. En: Claudi, R. & Leach, J.H. (eds.). *Nonindigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts*. Lewis Publishers, Boca Ratón. 151-160 p.

Contreras-Arquieta, A., Guajardo-Martínez, G. & Contreras-Balderas, S. 1995a. Redescipción de caracol exógeno *Thiara (Melanoides) tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) y su distribución en México. *Publicaciones Biológicas – F.C.B./U.A.N.L., México*. 8 (1 y 2): 1–16.

Contreras-Arquieta, A., Guajardo-Martínez, G. & Contreras-Balderas, S. 1995b. *Thiara (Melanoides) tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae), su probable impacto ecológico en México. *Publicaciones Biológicas – F.C.B./U.A.N.L., México*. 8 (1 y 2): 17–24.

Cruz-Ascencio, M., Florido, R., Contreras-Arquieta, A. & Sánchez, A. J. 2003. Registro del caracol exótico *Thiara (Melanoides) tuberculata* (MÜLLER, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia*. 19 (38):101-103.

Dudgeon, D. 1989. Ecological strategies of Hong Kong Thiaridae (Gastropoda: Prosobranchia). *Malacological Review*. 22: 39-53.

Duggan, I. C. 2002. First record of a wild population of the tropical snail *Melanoides tuberculata* in New Zealand natural waters. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 36 (4): 825-829.

Facon, B. & Pointer, J. P. 2016. *Melanoides tuberculata* (red-rimmed melania) data sheet. Invasive Species Compendium, Centre for Agriculture and Biosciences International (CABI). Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/75617>

Facon, B., Pointier, J. P., Glaubrecht, M., Poux, C., Jarne, P. & David, P. 2003. A molecular phylogeography approach to biological invasions of the New World by parthenogenetic Thiarids snails. *Molecular Ecology*. 12: 3027-3039.

Facon, B., Pointier, J. P., Jarne, P., Sarda, V. & David, P. 2008. High genetic variance in life-history strategies within invasive populations by way of multiple introductions. *Current Biology*. 18 (5): 363-367.

Farani, G., Nogueira, M. M., Johnson, R. & Neves, E. 2015. The salt tolerance of the freshwater snail *Melanoides tuberculata* (Mollusca, Gastropoda), a bioinvader gastropod. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 10 (3): 212-221.

Fernández, M. A., Simone, L. R. L. & Thiengo, S. C. 2003. Distribution of the introduced freshwater snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda : Thiaridae) in Brazil. *Nautilus*. 117: 78-82.

Gastarov, V. & Georgiev, D. 2016. First record of introduction of the tropical snail *Melanoides tuberculata* (O. F. Müller, 1774) in Bulgaria (Gastropoda: Thiaridae). *Ecologica Montenegrina*. 5: 26-17.

Giovanelli, A., Silva, C. L., Medeiros, L. & Vasconcellos, M. C. 2002. The molluscicidal activity of niclosamide (Bayluscide WP70(R)) on *Melanoides tuberculata* (Thiaridae), a snail associated with habitats of *Biomphalaria glabrata* (Planorbidae). *Memorias del Instituto Oswaldo Cruz*. 97 (5): 743-5.

Glaubrecht, M. 1996. *Evolutionsökologie und Systematik am Beispiel von Süß- und Brackwasserschnecken (Mollusca: Caenogastropoda: Cerithioidea): Ontogenese Strategien, paläontologische Befunde und Historische zoogeographie*. Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers, 544 p.

Glaubrecht, M. 2000. A look back in time: Toward an historical biogeography as synthesis of systematic and geologic patterns outlined with limnic gastropods. *Zoology: Analysis of Complex Systems*. 102: 127-147.

Goldsmith, R. & Heyneman, D. 1995. "*Parasitología y Medicina Tropical*". Edit. Manual Moderno. México D.F. 599 p.

Heller, J. & Farstay, V. 1989. A field method to separate males and female of the freshwater snail *Melanooides tuberculata*. *Journal of Molluscan Studies*. 55: 427-429.

Heller, J. & Farstay, V. 1990. Sexual and parthenogenetic populations of the freshwater snail *Melanooides tuberculata* in Israël. *Israël Journal of Zoology*. 37: 75-87.

Iannaccone, J., La Torre, M. I., Alvarino, L., Cepeda, C., Ayala, H. & Argota, G. 2013. Toxicity Of The Biopesticides Agave Americana, Furcraea Andina (Asparagaceae) And Sapindus Saponaria (Sapindaceae) On Invader Snail *Melanooides tuberculata* (Thiaridae). *Neotropical Helminthology*. 7 (2): 231-241.

Its a fishy business, 2016. Malasyan trumpet snail. <http://its-a-fishy-business.co.uk>

Jacob, J. 1958. Cytological studies of Melaniidae (Mollusca) with special reference to parthenogenesis and polyploidy. A study of meiosis in the rare males of the polyploidy race of *M. tuberculata* and *M. lineatus*. *Transactions of the Royal Society of Edinburgh*. 63: 433-444.

Jacobson, M. K. 1975. The Freshwater Prosobranch, *Tarebia granifera*, in Oriente, Cuba. *The Nautilus*. 89: 106.

Jesus, A. J. S., Costa, T. & Camargo, M. 2007. Registros de moluscos Gastropoda no médiorio Xingu-Pará. *Revista Uakari*. 3 (1): 96-103.

Ladd, H. L. A. & Rogowski, D. L. 2012. Egg predation and parasite prevalence in the invasive freshwater snail, *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) in a west Texas spring system. *Aquatic Invasions*. 7 (2): 287-290.

Ley Federal de Sanidad Animal (D. O. F. 7 junio 2012).

Ley Federal de Sanidad Vegetal (D. O. F. 16 noviembre 2011).

Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables (LGPAS) (D. O. F. 4 junio 2015).

Ley General de Salud (D. O. F. 12 noviembre 2015).

Ley General de Vida Silvestre (D. O. F. 26 enero 2015).

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (D. O. F. 9 enero 2015).

Livshits, G. & Fishelson, L. 1983. Biology and reproduction of the freshwater snail *Melanooides tuberculata* (Gastropoda : Prosobranchia) in Israël. *Israël Journal of Zoology*. 32: 21-35.

Lodge, D. M. 1993. Biological invasions—lessons for ecology. *Trends in Ecology & Evolution*. 8: 133-137.

López-Jiménez, S. 1987. Enfermedades más frecuentes de las carpas cultivadas en México. *Acuavisión, Revista Mexicana de Acuicultura*. 2: 11-13.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. The invasive species specialist group. World Conservation Union. Hollands Printing Ltd, New Zealand. 12 p.

Madsen, H. 1992. Food selection by freshwater snails in the Gezira irrigation canals, Sudan. *Hydrobiologia*. 228 (3): 203-217.

Madsen, H. & Frandsen, F. 1989. The spread of freshwater snails including those of medical and veterinary importance. *Acta Tropica*. 46 (3): 139-146.

Mainka, S. A. & Howard, G. W. 2010. Climate change and invasive species: double jeopardy. *Integrative Zoology*. 5: 102-111.

Mehler, K. & Acharya, K. 2014. Size Distribution and Nutrient Excretion of *Melanoides tuberculata* in a Southern Nevada Spring Ecosystem. *Western North American Naturalist*. 74(4): 386-395.

Mercado Libre, 2016. *Melanoides*.
[http://listado.mercadolibre.com.mx/melanoides#D\[A:melanoides\]](http://listado.mercadolibre.com.mx/melanoides#D[A:melanoides])

Morrison, J. P. E. 1954. The relationships of old and new World melanians. *Proceedings of the United States National Museum*. 103: 357-394.

Murray, H. D. 1964. *Tarebia granifera* and *Melanoides tuberculata* in Texas. *American Malacological Union*. 25-26.

Murray, H. D. 1971. The introduction and spread of Thiarids in the United States. *The Biologist*. 53: 133-135.

Murray, H. D. 1975. *Melanoides tuberculata* (Müller), Las Morras Creek, Bracketville, Texas. *Bulletin of the American Malacological Union*. 43.

Ng, T. H., Tan, S. K., Wong, W. H., Meier, R., Chan, S-Y, Tan, H. H. et al. 2016b. Molluscs for Sale: Assessment of Freshwater Gastropods and Bivalves in the Ornamental Pet Trade. *PLoS ONE*. 11(8): e0161130. doi:10.1371/journal.pone.0161130.

Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996. Establecimiento de cuarentenas para animales y sus productos (D. O. F. 08 de junio 1998).

OMS, 2016. Nota descriptiva No. 15: Esquistosomiasis. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs115/es/>

Pérez-Rodríguez, R., Saldaña-Arias A., Vicente Velazquez, V. & Badillo-Solís, A. 2001. Hábitat y Presencia de *Thiara (Melanoides) tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae), en la Presa de Apizaquito, Tlaxcala. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. 50 (1): 15-23.

Pointier, J. P. 1989. Conchological studies of *Thiara (Melanoides) tuberculata* (Mollusca: Gastropoda: Thiaridae) in the French West Indies. *Walkerana*. 3: 203-209.

Pointier, J. P. 1993. The introduction of *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) to the island of Saint Lucia (West Indies) and its role in the decline of *Biomphalaria glabrata*, the snail intermediate host of *Schistosoma mansoni*. *Acta Tropica*. 54(1):13-18.

Pointier, J. P., Delay, B., Toffart, J. L., Lefevre, M. & Romero-Alvarez, R. 1992. Life-history traits of three morphs of *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae), an invading snail in the French West Indies. *Journal of Molluscan Studies*. 58: 415-423.

- Pointier, J. P. & Guyard, A. 1992. Biological control of the snail intermediate hosts of *Schistosoma mansoni* in Martinique, French West Indies. *Tropical Medicine and Parasitology*. 43 (2): 98-101.
- Pointier, J. P., Guyard, A. & Mosser, A. 1989. Biological control of *Biomphalaria glabrata* and *B. straminea* by the competitor snail *Thiara tuberculata* in a transmission site of schistosomiasis in Martinique, French West Indies. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology*. 83 (3): 263-269.
- Pointier, J. P. & Jourdan, J. 2000. Biological control of the snail hosts of schistosomiasis in areas of low transmission: the example of the Caribbean area. *Acta Tropica*. 77 (1): 53-60.
- Pointier, J. P. & McCullough, F. 1989. Biological control of the snail hosts of *Schistosoma mansoni* in the Caribbean area using *Thiara* spp. *Acta Tropica*. 46: 147-155.
- Pointier, J. P., Pernot, A. F., Thaler, L. & Delay, B. 1993. Invasion of the Martinique island by the parthenogenetic snail *Melanoides tuberculata* and succession of morphs. *Acta Oecologica*. 14: 33-42.
- Pointier, J. P. & Théron, A. 2006. Transmission de la bilharziose intestinale aux Antilles Guyane. *Bulletin d'Alerte et de Surveillance Antilles Guyane*. 1: 1-4.
- Pointier, J. P., Théron, A. & Borel, G. 1993. Ecology of the introduced snail *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) in relation to *Biomphalaria glabrata* in the marshy forest zone of Guadeloupe, French West Indies. *Journal of Molluscan Studies*. 59 (4): 421-428.
- Pointier, J. P., Théron, A., Imbert-Establet, D. & Borel, G. 1991. Eradication of a sylvatic focus of *Schistosoma mansoni* using biological control by competitor snails. *Biological Control*. 1 (3): 244-247.
- Prentice, M. A. 1983. Displacement of *Biomphalaria glabrata* by the snail *Thiara granifera* in field habitats in St. Lucia, West Indies. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology*. 77 (1): 51-59.
- Rangel Ruiz, L. J. & Gamboa Aguilar, J. 2001. Diversidad malacológica en la región maya. I. "Parque estatal de la Sierra", Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 82: 1-12.
- Roessler, M. A., Beardsley, G. L. & Tabb, D. C. 1977. New records of the introduced snail, *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) in south Florida. *Florida Scientist*. 40: 87-94.
- Samadi, S., Balzan, C., Delay, B. & Pointier, J. P. 1997. Local distribution and abundance of Thiarid snails in recently colonized rivers from the Caribbean area. *Malacological Review*. 30:45-52.
- Samadi, S., Mavárez, J., Pointier, J. P., Delay, B. & Jarne, P. 1999. Microsatellite and morphological analysis of population structure in the parthenogenetic freshwater snail *Melanoides tuberculata*: insights into the creation of clonal variability. *Molecular Ecology*. 8 (7): 1141-1153.

Scholz, T. & Salgado-Maldonado, G. 2000. The introduction and dispersal of *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) (Digenea: Heterophyidae) in Mexico: A review. *American Midland Naturalist*. 143: 185-200.

Sri-aroon, P., Butraporn, P., Limsomboon, J., Kerdpuech, Y., Kaewpoolsri, M. & Kiansiri, S. 2005. Freshwater mollusk of medical importance in Kalasin Province, northeast Thailand. *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*. 36(3): 653-657.

Thompson, F. G. 1984. *The freshwater snails of Florida: a manual for identification*. Gainesville, Florida, USA: University of Florida Press, 94 p.

Thompson, F. G. 2004. An identification manual for the freshwater snails of Florida. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.flmnh.ufl.edu/malacology/fl-snail/snails1.html>.

Van Damme, D. 2014. *Melanoides tuberculata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T155675A42420839. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T155675A42420839.en>.

Velásquez, L. E., Bedoya, J. C., Araiza, A. & Vélez, I. 2000. First record of *Centrocestus formosanus* (Digenea : Heterophyidae) in Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 77:117-121.

Williamson, P. G. 1981. Palaeontological documentation of speciation in Cenozoic molluscs from Turkana Basin. *Nature*. 293: 437-443.

Wisconsin Administrative Code NR 40. The invasive species rule (Wis. Adm. Code ch. NR 40).

Pomacea canaliculata (Lamarck, 1822)



Figura 1. *Pomacea canaliculata*, adulto y huevo. Fuente: http://uruguay1.blogspot.mx/2005_02_24_archive.html

1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO

El caracol manzano es un molusco dulceacuícola del orden Orden Architaenioglossa, Familia Ampullariidae. Dentro del contexto de esta revisión, los análisis de riesgo aquí presentados a través del Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) y del Freshwater invertebrate scoring kit (FI-ISK) son específicos para *Pomacea canaliculata* en México, una especie comercializada para consumo humano, y de alta demanda en el mercado de mascotas, acuariofilia, control biológico y como modelo en investigación científica.

La ficha técnica ofrece la información disponible a la fecha sobre la especie (taxonomía, biología e historia natural, usos y comercialización, rutas de introducción, potencial de establecimiento y colonización, impactos, control, mitigación y marco legal existente). Se procuraron en primera instancia, fuentes de información confiables como libros o artículos científicos o técnicos; publicaciones oficiales e información de especialistas. En segunda instancia, se consultaron bases de datos de información especializada en especies invasoras, documentos científicos o técnicos no publicados y blogs. Y también se consultaron sitios de ventas por internet, principalmente para estimar el costo del molusco en el mercado internacional.

Se hace énfasis en la normatividad existente en México, Estados Unidos y Canadá, principalmente. La solidez de los análisis reside en la información recabada en los tópicos antes mencionados, siendo indispensable para responder con un valor de incertidumbre a cada una de las preguntas implícitas en el MERI y el FI-ISK.

2. INTRODUCCIÓN

a) Información taxonómica

Reino Animalia

Phylum Mollusca

Clase Gastropoda

Subclase Caenogastropoda

Orden Architaenioglossa

Superfamilia Ampullarioidea

Familia Ampullariidae

Nombre científico *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822)

Sinónimos: *Ampullaria australis*, *Ampullaria dorbignyana*, *Pomacea canaliculata chaquensis* (Hayes et al. 2012).

Nombres comunes

Español: caracol manzano, caracol manzana, caracol manzano acanalado, caracol del arroz.

Inglés: golden apple snail, Argentinian apple snail, channeled apple snail, South American apple snail.

b) Descripción de la especie

La concha es globosa, delgada, su coloración es de tonos marrón, desde el café oscuro hasta el beige (Figura 1), con textura cubierta de líneas de crecimiento axiales y radiales que forman un tenue reticulado que puede estar enmascarado por una costra de lodo, pero siempre es evidente en la superficie ventral del último anfracto; en vista dorsal el último anfracto es dos veces más largo que la longitud de la espiral. La abertura es dextrógira, grande, oval, ligeramente alargada, con margen del labio externo simple. El ombligo es de abertura amplia y profunda, que llega a nivel medio del labio parietal. La espiral es baja de cinco anfractos, la sutura es muy profunda en forma de canal, carácter que fundamenta el nombre específico de este taxón. El opérculo es grueso, translúcido, con espiral nuclear excéntrica y líneas de crecimiento con bandas intercaladas de color café oscuro y claro, superficie interna brillante de color negro o café oscuro. Longitud total de más de 70 mm (Jackson y Jackson, 2009; Campos et al. 2013).

c) Biología e historia natural de la especie

-Reproducción

Especie dioica, ovípara con fertilización interna y dimorfismo sexual: el tamaño de la abertura de la concha es más grande en las hembras que en los machos (Cazzaniga, 1990). La proporción de sexos en Malasia, es de un macho por cada cinco hembras; sin embargo,

la proporción puede variar de una región a otra, por ejemplo, en Hawái es de 1:1 (Sin, 2003).

Una característica notable en las hembras, es el almacenamiento de esperma hasta por periodos de 140 días y la capacidad de ovipositar más de 3,000 huevos en ese tiempo (Estebenet y Martín, 2002), razón por la cual, las hembras que se encuentran aisladas en una parcela pueden seguir ovipositando sin la presencia del macho (Sin, 2003).

La cópula y la oviposición se realizan frecuentemente durante la noche y madrugada, probablemente para evitar la depredación o los riesgos de desecación (Albretch et al. 1996; Estebenet y Martín, 2002). Un día después de la cópula, los huevos son depositados en paquetes por encima del agua en las partes expuestas de la vegetación, rocas, compuertas y paredes de estanques, etc. Los huevos son de color rosa brillante y son los primeros signos visibles de una infestación (Figuras 2, 3 y 5). La eclosión ocurre generalmente alrededor de dos semanas después de la oviposición, pero este período varía en gran medida y el desarrollo depende de la temperatura (Koch et al. 2009). Los caracoles recién nacidos caen inmediatamente al agua o se arrastran por las superficies hasta alcanzar el agua. En condiciones semi-artificiales *P. canaliculata* alcanzó la madurez en menos de dos meses en Japón (Chang, 1985).

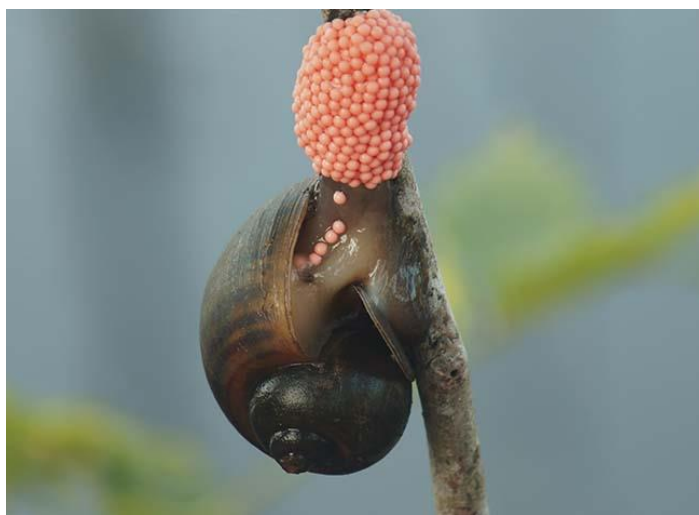


Figura 2. Adulto de *Pomacea canaliculata* depositando su hueva. Fuente: <http://axcela.lonza.com/slugs-and-snails/pomacea-canaliculata>

-Longevidad

Con base en datos tanto de su zona nativa (Argentina) como de las áreas invadidas (Filipinas, Japón, Hawái y Taiwán), la longevidad de *P. canaliculata* va de 119 días hasta 5 años (Cowie, 2002).

-Hibridación

Matsukura et al. (2013) reportaron intercambio genético y posible hibridación entre *P. canaliculata* y *P. maculata*.

-Alimentación

Es un caracol herbívoro generalista, predominantemente de macrófitas, aunque se puede alimentar también de ranas, briozoarios y otras especies de caracoles pequeños y los huevos de estos (Morrison y Hay, 2011; Wood et al. 2005, 2006). En Hong Kong, el contenido estomacal de *P. canaliculata* presentó una mayor proporción de detrito que de macrófitas, consumiendo incluso cianobacterias, algas verdes y diatomeas (Kwong et al. 2010).

-Conducta

Es una especie de caracol anfibio con un pie móvil muy carnoso. La mayor parte del tiempo, se encuentran sumergidos en el agua respirando por medio de branquias; sin embargo, es común que las hembras salgan por las noches a depositar sus huevos, alejándose varios centímetros fuera del agua y resistiendo un periodo largo en el exterior. Este comportamiento se logra por medio de un sifón que les permite obtener oxígeno del aire (Vásquez-Silva et al. 2011).

-Interacciones ecológicas:

1. Asociaciones: hospedero del parásito nemátodo *Angiostrongylus cantonensis* (Albrecht et al. 1996), que es de relevancia médica al provocar meningitis eosinófila en el humano.
2. Depredación: En su área de distribución natural los principales depredadores de *P. canaliculata* son el gavilán caracolero (*Rhostramus sociabilis*), el caraú (*Aramus guarauna*) y el lagarto caimán (*Dracaena* spp.) (Peterson, 1980; Perera y Walls, 1996). En las áreas invadidas, el caracol manzano es depredado por 46 especies incluyendo insectos (Hemiptera, Orthoptera, Hymenoptera, Odonata, Coleoptera), crustáceos (Decapoda), peces (Cypriniformes, Perciformes), reptiles (Testudines), sanguijuelas (Arhynchobdellae), aves (Anseriformes, Passeriformes, Ciconiiformes, Cuculiformes) y mamíferos (Rodentia) (Yusa, 2006). Asimismo, se ha pensado que el color rosa brillante de los huevos de *P. canaliculata* no son palatables para los depredadores. Sin embargo, en Asia se ha demostrado que la hormiga de fuego *Solenopsis geminata* se alimenta de huevos y juveniles de *P. canaliculata*, por lo que sea sugerido el uso de las hormigas como agentes para su biocontrol (Way et al. 1998; Yusa, 2001), e inclusive, un hemíptero y dos ortópteros se alimentan también de los huevos de *P. canaliculata* (Yusa, 2006).
3. Cadena trófica: los caracoles manzano forman un importante eslabón en la cadena trófica debido a que son una fuente alimentaria directa para otros animales, soportando una parte importante de la productividad en los ecosistemas tropicales. Algunos de los organismos que se alimentan de la especie son el gavilán caracolero (*Rosthramus sociabilis*), que es el mayor depredador de las poblaciones de este molusco; otros depredadores incluye caimanes, tortugas y mamíferos (Vásquez-Silva et al. 2011).

-Hábitat

Pomacea canaliculata es un caracol dulceacuícola común en zonas inundables como pantanos, acequias, diques, canales de irrigación, estanques y lagos con vegetación y

sustratos lodosos. Es muy común en plantaciones de arroz, taro (Figura 3) y habitats artificiales similares (Figura 5).

México: En la presa Matamoros del canal Todo Mexicano donde habita *Pomacea canaliculata*, es común y abundante el helecho acuático invasivo *Salvinia molesta*. Las especies de plantas observadas a la orilla de los canales incluyen: *Tamarix ramossissima*, *Prosopis glandulosa* var. *torreyana*, *Phragmites australis*, *Parkinsonia microphylla*, *Salix exigua*, *S. gooddingii*, *Sesbania herbaceae*, así como las acuáticas *Naja marina*, *Stuckenia pectinata* y el alga filamentosa *Enteromorpha* sp. En el segmento de río Colorado proveniente de la presa Morelos se encontraron masas de huevecillos de *P. canaliculata* adheridas a la parte expuesta del tule (*T. dominguensis*). En todas las localidades reportadas por Campos et al. (2013) fue detectado el bivalvo exótico *Corbicula fluminea* y el helecho *S. molesta*.

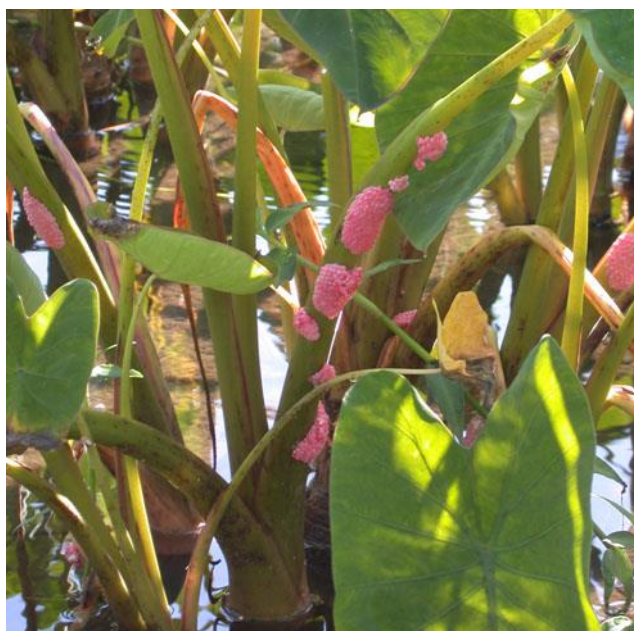


Figura 3. Masas de huevo de *Pomacea canaliculata* en plantaciones de taro. Fuente: <http://pbt.padil.gov.au/pbt/index.php?q=node/20&pbtID=157>

-Abundancia o tamaño poblacional

La densidad de *P. canaliculata* en cultivos de arroz en Filipinas es por lo general de entre 1 y 5 ind/m² aunque se han reportado densidades hasta de 150 individuos/m² (Halwart, 1994; Schnorbach, 1995). En zonas de arroz en Japón se han reportado 3-7 individuos/m² (Okuma et al. 1994) y 12-19 individuos/m² (Litsinger y Estano, 1993). En plantaciones de taro en Hawái se han reportado hasta 130 individuos/m² (Cowie, 2002). *P. canaliculata* es una especie prolífica de rápido crecimiento y debido a sus hábitos reproductivos presenta una rápida sucesión de generaciones durante todo el año, lo que lleva a una rápida expansión de la población alcanzando altas densidades poblacionales (Naylor, 1996).

d) Distribución

Nativa

La distribución original de *P. canaliculata* es Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay (Rawlings et al. 2007) (Figura 4).

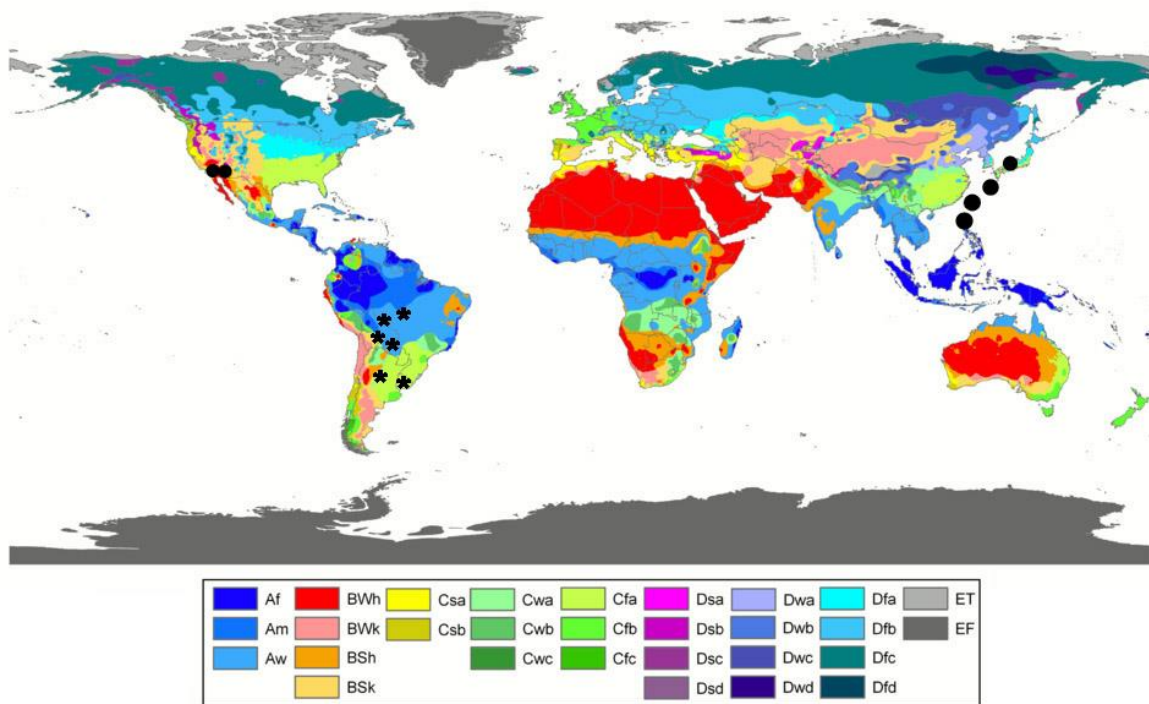


Figura 4. Distribución mundial de *Pomacea canaliculata* y sistema de clasificación climática de Köppen. Área nativa indicada con asteriscos y localidades donde ha sido introducida en puntos negros.

Exótica

México: exótica presente en varias localidades vecinas a la presa derivadora Matamoros-1950, Algodones, Baja California, donde fue detectada en 2009 (Campos et al. 2013).

Exótica invasora

- Asia: Taiwán, Filipinas y Japón (Mochida, 1991; Naylor, 1996).
- Estados Unidos: California y Arizona (Rawlings et al. 2007). En Estados Unidos, esta especie ha sido registrada desde Florida hasta California, e incluso en Hawái. Sin embargo, estos registros han sido adjudicados al complejo *P. canaliculata* (Howells et al. 2006), el cual incluye al menos a 10 especies que comparten el poseer suturas acanaladas profundas en su concha (Cazzaniga, 2002). De acuerdo con Rawlings et al. (2007), los registros para California y Arizona son los únicos que corresponden con *P. canaliculata* (Howells et al. 2006).

3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN

i. Usos

-Control biológico: *Pomacea canaliculata* se ha usado como control biológico de otro molusco, así como de malezas acuáticas: es depredador del caracol *Biomphalaria peregriana*, hospedero de la esquistosomiasis (Cazzaniga, 1990; Estebenet, 1995) y al tener hábitos herbívoros generalizados, se ha utilizado también en el aprovechamiento de malezas acuáticas (Albrecht et al. 1996).

-Ornato: se comercializa en el mercado de la acuariofilia como especie ornamental (Ng et al. 2016).

-Alimento humano: se comercializa su carne para consumo humano, ya sea fresco, congelado, enlatado, curado, procesado o ahumado (MacDonald, 2006; Lv et al. 2009).

-Alimento animal: se ha probado para la alimentación del camarón tigre (Bombeo-Tuburan et al. 1995) y también en pollos nativos de Tailandia (Buwjoom et al. 2016). En estos últimos la dieta a base de caracol manzano es una fuente alternativa de calcio, es económica y disponible para los pollos nativos, además de que favorece el crecimiento, la calidad de la carcasa y la longitud del hueso tibial, por lo que se recomienda su uso.

-Acuicultura: En Filipinas existe acuicultura de *P. canaliculata* a pequeña escala. El producto es destinado como alimento de peces y camarones, por lo que la actividad tiene un valor económico positivo (Castillo y Casal, 2006).

ii. Historia de la comercialización e introducción

Los motivos o causas de la introducción son del tipo intencional. Halwart (1994) señaló que esta especie fue transportada de Argentina en la década de 1980's a países como Taiwán, Filipinas y Japón con el propósito de cultivarla para la alimentación humana (Hayes et al. 2008). Tanaka et al. (1999) señalaron que debido al mal sabor de su carne las granjas de reproducción cerraron, y esto originó la liberación o el escape de individuos hacia los canales de irrigación y los arrozales; este escenario se convirtió en un problema económico por los efectos adversos sobre el cultivo del cereal (Joshi, 2007; Sin, 2003). No obstante, en varias localidades del sur de China *P. canaliculata* se consideró un manjar, desafortunadamente mucha gente fue infectada con el nemátodo *Angiostrongylus cantonensis*. *P. canaliculata* también se vendió en los restaurantes de Beijing con las mismas consecuencias (MacDonald, 2006; Lv et al. 2009).

En Filipinas el departamento de agricultura promovió el uso del caracol manzano como una fuente de proteína adicional para el consumo humano entre toda la población. Así, a partir de 1983, el cultivo de *P. canaliculata* fue extensivo en todo el país (Anderson, 1993). En Hawái también fue introducido con fines de cultivo para consumo humano, asociado a los cultivos de taro (Lach y Cowie, 1999).

Por otro lado, la presencia de *P. canaliculata* en California se remonta al año de 1997 cuando fue descubierta por Cerutti (1998) en el lago Miramar del condado de San Diego, aunque se desconoce el motivo de la introducción. Otras poblaciones adicionales en California fueron descubiertas en Pasadena, condado de Los Ángeles, en los canales de

Riverside en La Mecca (Salton Sea) y en Freemont, condado de Alameda. En esta última localidad, el caracol exótico fue erradicado. La población de *P. canaliculata* de Arizona fue registrada desde el 2005 (Howells et al. 2006). La especie fue descubierta en 2009 varias localidades vecinas a la presa derivadora Matamoros-1950, Algodones, Baja California en 2009 (Campos et al. 2013).

iii. Origen de los individuos comercializados y precios

La especie se vende en portales de internet. En Amazon no se menciona el nombre científico de la especie, solo se refieren a él por su nombre coloquial (apple snail), pero en una nota enfatizan que los ejemplares que venden no pertenecen al caracol manzana, ya que esos son especies invasoras y su venta es ilegal en Estados Unidos, aunque a ciencia cierta se desconoce la identidad de la especie comercializada en el portal. En Mercado libre (México) no se indica el origen de los individuos comercializados, pero el precio de un ejemplar de 3-5 cm es de \$15,00 pesos (golden apple snail). En Amazon tres individuos del caracol manzana cuestan \$8.85 dólares americanos, pero como se menciono antes, no hay certeza de que se trate de *P. canaliculata*.

iv. Condiciones de cultivo

Todos los aspectos de la historia de vida de *P. canaliculata* se ven influenciados por la temperatura (Sueffert et al. 2010, 2012). Un estudio de laboratorio de *P. canaliculata* en su natal Argentina (Estebenet y Cazzaniga, 1992) demuestra el papel crucial de la temperatura en el crecimiento y la reproducción. En una constante de 25°C, los caracoles alcanzaron la maduración en siete meses y luego se reprodujeron de forma continua durante cuatro meses para luego morir. Por el contrario, bajo temperaturas que fluctúan estacionalmente (7–28°C), los caracoles tardaron dos años en alcanzar la madurez, presentando dos temporadas reproductivas anuales para una vida útil de cuatro años. La mortalidad de *P. canaliculata* es alta en temperaturas entre 32–35°C (Seuffert et al. 2010). La especie puede sobrevivir 5–20 días a 0°C, 2 días a -3°C y 6 horas a -6°C (Mochida, 1991; Wada y Matsukura, 2007; Matsukura et al. 2009), aunque su actividad se detiene debajo de los 10°C (Seuffert et al. 2010). La especie puede sobrevivir a condiciones ambientales extremas ocasionadas por la presencia de contaminantes en el agua, ya que pueden respirar aire y vivir en agua con bajos niveles de oxígeno (Lach y Cowie, 1999).

4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN

Pomacea canaliculata comenzó a comercializarse para su producción y venta para el consumo humano y control biológico, de su área natural de dispersión (Sudamérica) hacía Asia, Hawái y Norteamérica (Cazzaniga, 1990; Estebenet, 1995; Albrecht et al. 1996). Actualmente se comercializa en la acuariofilia y como mascota. En el mercado ornamental de Singapur se obtiene de las tiendas de mascotas locales y de criaderos de plantas acuáticas pero también se exporta a otras partes (Ng et al. 2016).

5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COMERCIALIZACIÓN

a) Potencial de colonización

Pomacea canaliculata coloniza con éxito áreas con climas Aw (tropical con invierno seco); BWh (árido cálido); y Cfa (subtropical sin estación seca) (Figura 4). En México se encuentran esos climas, por lo que la especie podría colonizar algunos estados del centro y sur de la vertiente del Pacífico (sur de Sinaloa hasta Chiapas), de la vertiente del Atlántico (sur de Tamaulipas, Veracruz, Campeche, Yucatán y Quintana Roo), estados del norte (Baja California Sur, Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, norte de Sinaloa, Durango y Zacatecas) y del centro del país (Puebla e Hidalgo) (Figura 4). Además, la alta tasa de fecundidad de *P. canaliculata* permite un rápido establecimiento en nuevos habitats, una aceleración de los impactos ecológicos y una alta probabilidad de convertirse en una plaga (Conner et al. 2008).

b) Potencial de dispersión

1. Dispersión natural: La propagación de *P. canaliculata* en aguas mexicanas fue facilitada a través de los afluentes del río Colorado a partir de la población inicialmente introducida en los tributarios de este río en Arizona (Campos et al. 2013). En Asia la especie se dispersa de manera natural también por las afluentes y por las inundaciones.
2. Vector de transmisión (Biótico): Se dispersa adherida a las patas de las aves (Levin et al. 2006).
3. Introducción accidental: En Hawái juveniles de *P. canaliculata* fueron transportados inadvertidamente en las plantas de taro (Levin et al. 2006) e inclusive los huevos pueden ser transportados en las paredes de las embarcaciones (Cowie, 2016).
4. Introducción intencional: La especie fue introducida en Asia con la intención de explotarla para consumo humano. Aunque inicialmente los ejemplares estuvieron confinados a estanques acuícolas, los caracoles escaparon o fueron vertidos a los humedales naturales y sitios de agricultura. En el río Colorado se presume que la especie fue liberada por acuaristas de Yuma, Arizona (Campos et al. 2013).

6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS

i. Impactos/beneficios socioeconómicos

En arroz inundado de plantaciones en Asia, el primer síntoma de daños por *P. canaliculata* es un debilitamiento del soporte de la planta donde los caracoles han cortado los tallos de las plantas por debajo del nivel del agua. Los caracoles primero cortan y consumen los macollos, luego las hojas y los tallos los consumen bajo el agua. El cultivo es muy vulnerable en la etapa inicial de las plántulas (Halwart, 1994). En las plantaciones de taro en Hawái, el daño a los cormos es fácilmente visible, y los caracoles activos se ven fácilmente alimentarse de los bulbos y las hojas que han caído a la superficie del agua (Figura 6) (Levin, 2006; Levin et al. 2006).

En Filipinas los agricultores consideraron *P. canaliculata* como la plaga más severa en los cultivos de arroz durante la década de los 1990's (Halwart, 1994) y las pérdidas

económicas que consideran tanto el costo para el control del caracol (con uso de molusquicidas y retiro a mano) como los daños en los cultivos de arroz, han sido estimados entre los \$425 y \$1,200 millones de dólares (Naylor, 1996; Sin, 2003).

En Tailandia el gobierno destinó entre \$880 y \$38,000 dólares al año en la década de los 1990's en campañas de control enfocadas en la recolecta de caracoles y masas de huevos de *P. canaliculata*, y en los 2000's destinaron cerca de un millón de dólares anuales para el control del caracol manzana (Cowie, 2016). En Malasia, en 1998, el programa de erradicación de la especie en las áreas afectadas costo \$590,000 dólares. En Taiwán el daño a la agricultura de arroz fue estimado en \$200 millones de dólares (Sawangproh y Poonswad, 2010).

ii. Impactos a la salud

-*Impacto a la salud humana*: *P. canaliculata* es un problema de salud en algunas regiones ya que actúa como vector de parásitos que causan problemas de salud humana, incluyendo la esquistosomiasis que causa dermatitis y problemas intestinales severos. Asimismo, *P. canaliculata* es hospedero del nemátodo *Angiostrongylus cantonensis*, que infecta al humano y ocasiona la meningitis eosinofílica (enfermedad conocida como angiostrongiliasis) (Lv et al. 2009, 2011; Sri-aroon et al. 2005; Cowie, 2013; Yang et al. 2013). Por otro lado, las conchas vacías de *P. canaliculata* que fueron sometidas a la acción de pesticidas representaron un peligro a la salud humana, ya que los agricultores fueron expuestos a cortaduras de las extremidades en la temporada de plantación o cosecha, además de que el uso de pesticidas dañinos está pobremente regulado en Asia (Cowie, 2002).



Figura 5. Masas de huevos de *Pomacea canaliculata* en un estanque de Taiwán. Fuente: <https://snailbusters.wordpress.com/latest-news/>

iii. Impactos ambientales

-*Impactos sobre la flora y fauna nativa*: Hasta el momento no han sido detectados efectos dañinos sobre la vegetación o fauna nativa del río Colorado y sus afluentes en el lado mexicano, ni tampoco en el estado fronterizo de Arizona (Campos et al. 2013). En Asia la

presencia de *P. canaliculata* ha ocasionado un declive en las especies de caracoles nativos (Halwart, 1994). En Filipinas poblaciones del caracol nativo del género *Pila* spp., han disminuido severamente como resultado de la aplicación de pesticida para el control de *P. canaliculata* (Anderson, 1993). *P. canaliculata* se alimenta de briozoarios por lo que se piensa que su presencia es un factor significativo en la ausencia de briozoarios en localidades donde estos deberían estar (Wood et al. 2005, 2006).

En Tailandia Carlsson et al. (2004) mostraron que las altas densidades de *P. canaliculata* representan un serio impacto en la vegetación acuática nativa, ya que causan una pérdida total de plantas, un incremento en las concentraciones de nutrientes y en la biomasa fitoplanctónica, ocasionado a su vez por un aumento de los niveles de fósforo en el agua como resultado del ramoneo del caracol en las plantas, y en consecuencia un incremento en la turbidez del agua. En Laos, Carlsson et al. (2004) y Carlsson y Lacoursière (2005) demostraron que *P. canaliculata* ocasiona pérdida de biomasa de macrófitas y de perifiton. Así, los caracoles ocasionan un cambio de consideraciones importantes en el estado y función del ecosistema.

iv. Otros impactos

El taro es un cultivo de importancia cultural y espiritual para la gente nativa de Hawái. El cultivo de taro es un estilo de vida para los hawaianos y la gente emplea los sistemas de taro en arte, ciencia, matemáticas, salud y construcción. La introducción de *P. canaliculata* y sus posibles impactos en las plantaciones de taro amenazarían esas actividades culturales-espirituales (Levin, 2006; Levin et al. 2006).



Figura 6. *Pomacea canaliculata* en plantación de taro en Hawái. Fuente: <http://pbt.padil.gov.au/pbt/index.php?q=node/20&pbtID=157>

7. CONTROL Y MITIGACIÓN

-Control en cultivos de arroz: La preparación del suelo para un cultivo de arroz con arado y máquinas excavadoras disminuye la población de caracoles. No obstante, la inundación de la tierra antes de la siembra revive a los caracoles latentes, que a su vez son aplastados

por la propia preparación de la tierra por la maquinaria pesada. También es común el uso de nivelación del terreno para facilitar el drenaje y con ello eliminar los refugios utilizados por los caracoles.

La remoción manual de los caracoles y la eliminación de las masas de huevos es un método de control extendido en Asia y es relativamente eficaz, especialmente a pequeña escala, pero es extremadamente lento (Cowie, 2002; Levin, 2006). La recolección manual se realiza mejor en la mañana o al atardecer, que es cuando los caracoles son más activos. Para ello se desarrolló un dispositivo mecánico llamado badajo de huevo para permitir a los agricultores aplastar las masas de huevos sin que éstos tengan que inclinar el cuerpo, por lo que es menos agotador (Awadhwai y Quick, 1991). Para destruir los huevos de *P. canaliculata* se utilizan estacas en los cultivos de arroz para que los caracoles ovipongan sobre éstas estructuras y así, solo sea necesaria la extracción de las estacas (Cowie, 2002). Del mismo modo, se han utilizado mallas de alambre o de bambú en las entradas de los canales de riego para atrapar los caracoles y con ello evitar que éstos se desplacen a otros campos de cultivo (Cowie, 2002). Este procedimiento ha sido utilizado en las granjas de taro en Hawai (Levin et al. 2006). El uso de cebos a base de lechuga, hojas de yuca, hojas de camote, hojas de taro y hojas de papaya se utilizan para lograr que los caracoles se congreguen en una zona en particular y así, sea más fácil su recolección (Cowie, 2002). Los caracoles recogidos se trituran y con ello se alimentan a patos; con lo que ésta actividad ofrece, además, un empleo temporal a la población.

-Control biológico: Los productores de arroz a menudo crían patos en los campos de arroz con el propósito de que estas aves se coman a los caracoles antes del trasplante del cereal (Cowie, 2002; Wada, 2004). Una actividad similar se ha hecho para campos de taro en Hawai (Levin, 2006). No obstante, algunos agricultores rechazan esta práctica, ya que las heces de los patos contienen cercarias, mismas que penetran en la piel, lo que resulta en picazón o dermatitis. Dado que los patos pasan a través de los cultivos, éstos pueden aplastar las plántulas de arroz jóvenes, por lo que éstos deben ser retirados de los campos de cultivo cuando las plántulas trasplantadas tienen cuatro semanas de edad (Cagauan y Joshi, 2003).

Algunos peces también han sido usados como control biológico: *Cyprinus carpio* (carpa común) y *Oreochromis niloticus* (tilapia del Nilo) son las especies más populares para el control de *P. canaliculata*, siendo el primero más efectivo que el segundo en la eliminación de los caracoles (Halwart, 1994). *Cyprinus carpio* agrieta la concha del caracol, ingiere el tejido blando y escupe la cáscara rota, por lo que puede alimentarse de caracoles hasta 12 mm de altura. Por el contrario, *O. niloticus* ingiere toda la concha y por lo tanto sólo puede alimentarse de los ejemplares menores de 3 mm. En Japón, la carpa negra o china (*Mylopharyngodon piceus*) y alevines de *C. carpio* han sido usados en los cultivos húmedos, ya que se alimentan de caracoles recién nacidos (Mochida et al. 1991). Uno de los problemas con el uso de peces es que el agua debe mantenerse lo suficientemente profunda para ellos y muchas veces esto es perjudicial para los cultivos (Wada, 2004). Recientemente se ha usado la tortuga china de caparazón blando (*Pelodiscus sinensis*) para controlar las poblaciones de *P. canaliculata* en el cultivo de arroz salvaje *Zizania latifolia* en China (Dong et al. 2012).

-Control químico: Varios de los molusquicidas que se han utilizado contra *P. canaliculata* a base de compuestos orgánicos de estaño, sulfato de cobre, cianamida de calcio y de sodio, y pentaclorofenolato representan un riesgo ambiental (Yang et al. 2006; Litsinger y Estano, 1993; Halwart, 1994). El uso de los productos tóxicos ha sido prohibido en muchos países desde hace algún tiempo, pero muchos de ellos siguen siendo utilizados ilegalmente en la actualidad (Cowie, 2002). El uso de molusquicidas pulverizados o en forma de gránulos presenta la desventaja de que la lluvia los lava fácilmente, por lo que son necesarias aplicaciones continuas, lo que incrementa los costos del método de control. Por otra parte, cualquier tratamiento de control que sea directamente en el agua no afecta a los huevos que son depositados por encima del agua, y éstos pueden eclosionar después de que el plaguicida se ha disipado. Por ello una segunda aplicación es necesaria para matar a los caracoles recién nacidos antes de que alcancen la madurez reproductiva (Cowie, 2002).

En Japón, se ha utilizado un cebo salvado de trigo revuelto con metaldehído granulado en forma de pellets. Los pellets se utilizan después de la siembra de arroz y es un método eficaz, ya que un 90% de caracoles mueren después del tratamiento, aunque es un método costoso (Wada et al. 2001).

8. NORMATIVIDAD

a) México

Pomacea canaliculata no figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996). No obstante, en el país existe un marco bien establecido para el manejo de plagas de plantas y animales a través de normas fitosanitarias y zoonosanitarias que emplean la cuarentena, todas ellas fundadas y motivadas en las leyes de sanidad vegetal y animal, respectivamente. La Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), a través del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), se encarga de aplicar estas normas y, a través de la Secretaría de Salud (SS), establece las que son necesarias para combatir plagas relacionadas con la salud humana. Dichas normas pueden servir como base para la implementación de otras aplicables a especies invasoras que no necesariamente amenazan directamente a la agricultura o a la salud humana, sino al ambiente. Por su parte, la SEMARNAT, por medio de la Procuraduría Federal de Protección al ambiente (PROFEPA) y de la Dirección General de Inspección de la Vida Silvestre (DGIVS), es la responsable de vigilar el cumplimiento de la normatividad aplicable al manejo y aprovechamiento de la vida silvestre. Sin embargo, a pesar de que México dispone de bases generales, no cuenta con instrumentos específicos que regulen los problemas que ocasionan las especies invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Las leyes mexicanas que hacen referencia a las especies exóticas y que pudieran aplicar en el caso del caracol manzano *Pomacea canaliculata* son las siguientes: Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento; Ley General de Vida Silvestre (LGVS); Ley Federal de Sanidad Animal (LFSA) y su reglamento; Ley Federal

de Sanidad Vegetal (LFSV) y su reglamento; Ley general de Pesca y Acuicultura Sustentable (LGPAS), Ley General de Salud (LGS) y el Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Los extractos de dichas leyes con referencia a las especies exóticas se encuentran en el Anexo A.

b) Internacional

-Estados Unidos

Pomacea canaliculata es considerada una plaga con cuarentena obligada y su transporte esta restringido en Estados Unidos, así como entre las islas del archipiélago hawaiano, permitiendo únicamente su movimiento para propósitos de investigación bajo la inspección del Servicio de inspección de sanidad animal y vegetal (APHIS) (Gaston, 2006; Cowie et al. 2009; USDA-APHIS).

-Otros

El caracol manzano se encuentra en documentos que son meramente informativos y que carecen de implicaciones legales, como la lista de 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe et al. 2004). Es considerado como una plaga con potencial de introducción en Australia (Plant Health Australia, 2009), China, Malasia, Vietnam y España (Yang et al. 2013).

9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO

MÉTODO DE EVALUACIÓN RÁPIDA DE INVASIVIDAD (MERI): el análisis de riesgo de *Pomacea canaliculata* con el método de evaluación rápida de invasividad fue 0.7906, que lo sitúa en una especie con un **valor de invasividad muy alto**.

FRESHWATER INVERTEBRATE SCORING KIT (FISK): el puntaje obtenido para *Pomacea canaliculata* fue 42, que lo sitúa en una **especie de alto riesgo** cuya introducción en México debe ser rechazada o prohibida.

10. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Pomacea canaliculata es un caracol de agua dulce nativo para Argentina y Uruguay, donde es muy abundante. Fue introducido en Asia como fuente de alimento para consumo humano en la década de 1980's. Actualmente se comercializa para acuicultura, acuarismo y control biológico. Una vez establecido en un área, este caracol se dispersa rápidamente en los cuerpos de agua como canales y ríos y coadyuvado por las inundaciones. Se alimenta de plantas acuáticas y puede devastar los plantíos de arroz en el sureste Asiático, y las plantaciones de taro en Hawái. Compite con caracoles nativos y altera la función natural del ecosistema. Es un importante vector de parásitos que ocasionan la esquistosomiasis y angistrongiliasis en el hombre. Compite y desplaza especies nativas; ocasiona la pérdida total de plantas de interés económico; incrementa las concentraciones de nutrientes y biomasa fitoplactónica, así como de los niveles de fósforo en el agua. Es difícil controlar el ingreso del caracol manzano a nuevas áreas y su costo de manejo, contra y erradicación es muy alto. Al ser comercializado en tiendas de acuarismo o criado en establecimientos de acuicultura para alimento humano, se producen escapes

o liberaciones en ambientes acuáticos muy lejanos a su distribución original, y allí donde las condiciones ambientales lo permiten, la especie se establece en el nuevo hábitat y desarrolla poblaciones invasivas, las que se convierten en plagas al dañar cultivos o especies locales. En México, el caracol manzano acanalado se encontró en el 2013 en el canal Todo Mexicano, Baja California. El riesgo de que la especie logre su dispersión a otros sistemas naturales de México es alto debido a su mecanismo natural de dispersión y también por efecto de su posible comercio en el acuarismo; además de que también se han establecido poblaciones de la especie en un país vecino (suroeste de Estados Unidos: Río Colorado, California y Arizona). En el análisis de riesgo por el método FI-ISK la especie obtuvo una puntuación de 42: especie de alto riesgo cuya introducción en México debe prohibirse. El análisis de riesgo de *P. canaliculata* con el método de evaluación rápida de invasividad arrojó un valor de 0.7906, que lo sitúa en una especie con un valor de invasividad muy alto en México.

11. BIBLIOGRAFÍA

- Albrecht, E. A., Carreño, N. B. & Castro-Vázquez, A. 1996. A quantitative study of copulation and spawning in the South American apple-snail, *Pomacea canaliculata* (Prosobranchia: Ampullariidae). *The Veliger*. 39 (2): 142-147.
- Anderson, B. 1993. The Philippine snail disaster. *The Ecologist*. 23: 70-72.
- Awadhwal, N. K. & Quick, G. R. 1991. Crushing snail eggs with a 'snail egg clapper'. *International Rice Research Newsletter*. 16 (5): 26-27.
- Benson, A. J. 2010. *Pomacea insularum*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=2633>
- Bombero-Tuburan, I., Fukumoto, S., & Rodriguez, E.M. 1995. Use of the golden apple snail, cassava and maize as feed for the tiger shrimp, *Penaeus monodon*. In ponds. *Aquaculture*. 131: 91-100.
- Buwjoom, T., Maneewan, B., Yamauchi, K., Pongpisantham, B. & Yamauchi, K-en. 2016. Effects of Golden Apple Snail (*Pomacea Canaliculata*, Lamarck) Shell Particle Size on Growth Performance, Carcass Quality, Bone Strength and Small Intestinal Histology in Thai Native Chickens (Pradu Hang Dum Chiangmai 1). *International Journal of Biology*. 8(3): 58-65.
- Cagauan, A. G. & Joshi, R. C. 2003. Golden apple snail *Pomacea* spp. in the Philippines: Review on levels of infestation, control methods, utilization and future research directions. *Journal of Agriculture and Life Sciences*. 37: 7-32.
- Campos, E., Ruiz-Campos, G. & Delgadillo, J. 2013. Primer registro del caracol manzano exótico *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae) en México, con comentarios sobre su propagación en el bajo río Colorado. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84: 671-675.

- Carlsson, N. O. L., Brönmark, C. & Hansson, L. A. 2004. Invading herbivory: the golden apple snail alters ecosystem functioning in asian wetlands. *Ecology*. 85 (6): 1575-1580.
- Carlsson, N. O. L. & Lacoursière, J. O. 2005. Herbivory on aquatic vascular plants by the introduced golden apple snail (*Pomacea canaliculata*) in Lao PDR. *Biological Invasions*. 7 (2): 233-241.
- Castillo, L. V. & Casal, C. M. V. 2006. Golden apple snail utilization in small-scale aquaculture in the Philippines. In: Joshi, R. C. & Sebastian, L. S. (eds.). *Global advances in ecology and management of golden apple snails*. Los Baños, Philippines: Philippine Rice Research Institute (PhilRice). 475-482 p.
- Cazzaniga, N. J. 1990. Sexual dimorphism in *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae). *Veliger*. 33 (4): 384-388.
- Cazzaniga, N. J. 2002. Old species and new concepts in the taxonomy of *Pomacea* (Gastropoda: Ampullariidae). *Biocell*. 26: 71-81.
- Cerutti, R. 1998. An infestation of *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1804) in Lake Miramar, San Diego, California. *Festivus*. 30: 25-27.
- Chang, W-C. 1985. The ecological studies on the Ampullaria snails (Cyclophoracea: Ampullariidae). *Bulletin of Malacology*, Republic of China. 11: 43-51.
- Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. CONABIO, SEMARNAT, CONANP. México. 114 p.
- Conner, S. L., Pomory, C. M. & Darby, P. C. 2008. Density effects of native and exotic snails on growth in juvenile apple snails *Pomacea paludosa* (Gastropoda: Ampullariidae): a laboratory experiment. *Journal of Molluscan Studies Advance*. 74 (4): 355-362.
- Cowie, R. H. 2002. Apple snails (Ampullariidae) as agricultural pests: their biology, impacts and management. *Molluscs as crop pests*. 145-192.
- Cowie, R. H. 2013. Pathways for transmission of angiostrongyliasis and the risk of disease associated with them. *Hawái Journal of Medicine and Public Health*. 72 (6, Suppl. 2): 70-74.
- Cowie, R. 2016. *Pomacea canaliculata* (golden apple snail). Invasive Species Compendium: Datasheets, maps, images, abstracts and full text on invasive species of the world. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/68490>.
- Cowie, R. H., Dillon, R. T., Robinson, D. G. & Smith, J. W. 2009. Alien non-marine snails and slugs of priority quarantine importance in the United States: a preliminary risk assessment. *American Malacological Bulletin*. 27: 113-132.
- Dong, S., Zheng, G., Yu, X. & Fu, C. 2012. Biological control of golden apple snail, *Pomacea canaliculata* by Chinese soft-shelled turtle, *Pelodiscus sinensis* in the wild rice, *Zizania latifolia* field. *Scientia Agricola*. 69 (2): 142-146.

- Estebenet, A. L. 1995. Food and feeding in *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae). *The Veliger*. 38: 277-283.
- Estebenet, A. L., Cazzaniga, N. J. 1992. Growth and demography of *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae) under laboratory conditions. *Malacological Review*. 25 (1-2): 1-12.
- Estebenet, L. A. & Martín, R. P. 2002. Workshop: "Biology of Ampullariidae" *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae): Life-history Traits and their Plasticity. *Biocell*. 26 (1): 83-89.
- Gaston, E. E. 2006. Aquatic snails; permit requirements for importation and interstate movement. *Federal Register*. 71 (65): 16973-16975.
- Halwart, M. 1994. The golden apple snail *Pomacea canaliculata* in Asian rice farming systems: present impact and future threat. *International Journal of Pest Management*. 40: 199-206.
- Hayes, K. A., Cowie, R. H., Thiengo, S. C. & Strong, E. E. 2012. Comparing apples with apples: clarifying the identities of two highly invasive Neotropical Ampullariidae (Caenogastropoda). *Zoological Journal of the Linnean Society*. 166: 723-753.
- Hayes, K. A., Joshi, R. C., Thiengo, S. C. & Cowie, R. H. 2008. Out of South America: multiple origins of non-native apple snails in Asia. *Diversity and Distributions*. 14 (4): 701-712.
- Howells, R. G., Burlakova, L. F., Karatayev, A. Y., Marfurty, R. K. & Burks. R. L. 2006. Native and introduced Ampullariidae in North America: history, status, and ecology. In: Joshi, R. C. & Sebastian, L. S. (eds.). *Global advances in ecology and management of golden apple snails*. Los Baños, Philippines: Philippine Rice Research Institute (PhilRice). 73-112 p.
- Jackson, D. & Jackson, J. 2009. Registro de *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) (Ampullariidae), molusco exótico para el norte de Chile. *Gayana*. 73: 40-44.
- Joshi, R. C. 2007. Problems with the management of the Golden Apple Snail *Pomacea canaliculata*: an important exotic pest of rice in Asia. In: Vreysen, M. J. B., Robinson, A. S. & Hendrichs, J. (eds.). *Area-wide control of insect pests*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 257-264 p.
- Koch, E., Winik, B. C. & Castro-Vazquez, A. 2009. Development beyond the gastrula stage and the digestive organogenesis in the apple-snail *Pomacea canaliculata* (Architaenioglossa, Ampullariidae). *Biocell*. 33: 49-65.
- Kwong, K. L., Dudgeon, D., Wong, P. K. & Qiu, J. W. 2010. Secondary production and diet of an invasive snail in freshwater wetlands: implications for resource utilization and competition. *Biological Invasions*. 12 (5): 1153-1164.
- Lach, L. & Cowie, R. H. 1999. The spread of introduced freshwater apple snail, *Pomacea canaliculata* (Lamarck) (Gastropoda: Ampullariidae) on O'ahu, Hawai'i. *Bishop Museum Occasional Papers*. 58: 66-71.

Levin, P. 2006. Statewide strategic control plan for apple snail (*Pomacea canaliculata*) in Hawai'i. Wailuku, Hawai'i: The Hawai'i Land Restoration Institute. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.hear.org/articles/levin2006/>.

Levin, P., Cowie, R. H., Taylor, J. M., Hayes, K. A., Burnett, K. M., & Ferguson, C. A. 2006. Apple snail invasions and the slow road to control: ecological, economic, agricultural, and cultural perspectives in Hawai'i. In: Joshi, R. C. & Sebastian, L. S. (eds.). *Global advances in ecology and management of golden apple snails*. Los Baños, Philippines: Philippine Rice Research Institute (PhilRice). 325-335 p.

Ley Federal de Sanidad Animal (D. O. F. 7 junio 2012).

Ley Federal de Sanidad Vegetal (D. O. F. 16 noviembre 2011).

Ley General de Salud (D. O. F. 12 noviembre 2015).

Ley General de Vida Silvestre (D. O. F. 26 enero 2015).

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (D. O. F. 9 enero 2015).

Litsinger, J. A. & Estano, D. B. 1993. Management of the golden apple snail *Pomacea canaliculata* (Lamarck) in rice. *Crop Protection*. 12 (5): 363-370.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. The invasive species specialist group. World Conservation Union. Hollands Printing Ltd, New Zealand. 12 p.

Lv S., Zhang Y., Liu H. X., Hu L., Yang K., Steinmann, P., Chen, Z., Wang L. Y., Utzinger, J., & Zhou, X. N. 2009. Invasive snails and an emerging infectious disease: results from the first national survey on *Angiostrongylus cantonensis* in China. *PLoS Neglected Tropical Diseases*. 3(2): e368.

Lv S., Zhang Y., Steinmann, P., Yang, G. J., Yang, K., Zhou X. N. & Utzinger, J. 2011. The emergence of angiostrongyliasis in the People's Republic of China: the interplay between invasive snails, climate change and transmission dynamics. *Freshwater Biology*. 56 (4): 717-734.

MacDonald, R. 2006. Eating raw snails leads to angiostrongylus meningitis in Beijing. *The Lancet Infectious Diseases*. 6: 622.

Matsukura, K., Okuda, M., Cazzaniga, N. J. & Wada, T. 2013. Genetic exchange between two freshwater apple snails, *Pomacea canaliculata* and *Pomacea maculata* invading East and Southeast Asia. *Biological Invasions*. 15 (9): 2039-2048.

Matsukura, K., Tsumuki, H., Izumi, Y. & Wada, T. 2009. Physiological response to low temperature in the freshwater apple snail, *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae). *Journal of Experimental Biology*. 212 (16): 2558-2563.

Mochida, O. 1991. Spread of freshwater *Pomacea* snails (Pilidae, Mollusca) from Argentina to Asia. *Micronesica*. 3(Supplement): 51-62.

Morrison, W. E. & Hay, M. E. 2011. Feeding and growth of native, invasive and non-invasive alien apple snails (Ampullariidae) in the United States: invasives eat more and grow more. *Biological Invasions*. 13 (4): 945-955.

Naylor, R. 1996. Invasions in agriculture: assessing the cost of the golden apple snail in Asia. *Ambio*. 25 (7): 443-448.

Ng, T. H., Tan, S. K., Wong, W. H., Meier, R., Chan, S-Y, Tan, H. H. et al. 2016b. Molluscs for Sale: Assessment of Freshwater Gastropods and Bivalves in the Ornamental Pet Trade. *PLoS ONE*. 11(8): e0161130. doi:10.1371/journal.pone.0161130.

Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996. Establecimiento de cuarentenas para animales y sus productos (D. O. F. 08 de junio 1998).

Okuma, M., Tanaka, K. & Sudo, S. 1994. Weed control method using apple snail (*Pomacea canaliculata*) in paddy fields. *Weed Research* (Tokyo). 39 (2): 114-119.

Perera, G. & Walls, J. G. 1996. *Apple Snails in the Aquarium*. Neptune City, New Jersey, USA: T.F.H. Publications, Inc, 121 p.

Peterson, R. T. 1980. *A Field Guide to the Birds*. Boston, USA: Houghton Mifflin, 384 p.

Plant Health Australia, 2009. *Contingency plan: golden apple snail*. Plant Health Australia. Australia, 15 p.

Rawlings, T. A., Hayes, K. A., Cowie, R. H. & Collins, T. M. 2007. The identity, distribution, and impacts of non-native apple snails in the continental United States. *BMC Evolutionary Biology*. 7: 97.

Sawangproh, W. & Poonswad, P. 2010. The population dynamics of *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) in relation to rice cultivation practice and seasons in Nakhon Pathom, Thailand. *Khon Kaen University Science Journal*. 38: 228-238.

Schnorbach, H. J. 1995. The golden apple snail (*Pomacea canaliculata* Lamarck), an increasingly important pest in rice, and methods of control with Bayluscid®. *Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer*. 48 (2): 313-346.

Seuffert, M. E., Burela, S. & Martín, P. R. 2010. Influence of water temperature on the activity of the freshwater snail *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda: Ampullariidae) at its southernmost limit (Southern Pampas, Argentina). *Journal of Thermal Biology*. 35 (2): 77-84.

Seuffert, M. E., Saveanu, L. & Martín, P. R. 2012. Threshold temperatures and degree-day estimates for embryonic development of the invasive apple snail *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda: Ampullariidae). *Malacologia*. 55 (2): 209-217.

Sin, S. T. 2003. Damage potential of the golden apple snail *Pomacea canaliculata* (Lamarck) in irrigated rice and its control by cultural approaches. *International Journal of Pest Management*. 49 (1): 139-148.

Sri-aroon, P., Butraporn, P., Limsomboon, J., Kerdpuech, Y., Kaewpoolsri, M. & Kiansiri, S. 2005. Freshwater mollusk of medical importance in Kalasin Province, northeast Thailand. *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*. 36(3): 653-657.

Tanaka, K., Watanabe, T., Higuchi, H., Miyamoto, K., Yusa, Y., Kiyonaga, T., Kiyota, H., Suzuki, Y. & Wada, T. 1999. Density dependent growth and reproduction of the apple snail, *Pomacea canaliculata*: a density manipulation experiment in a paddy field. *Researches on Population Ecology*. 41: 253-262.

USDA-APHIS. Regulated Organisms and Soil permits. Snails Slugs. https://www.aphis.usda.gov/aphis/ourfocus/planthealth/import-information/permits/regulated-organism-and-soil-permits/sa_snails_slugs/ct_snails_slugs

Vásquez-Silva, G., Castro-Barrera, T., Castro-Mejía, J. & Mendoza-Martínez, G. D. 2011. Los caracoles del género *Pomacea* (Perry, 1810) y su importancia ecológica y socioeconómica. *Contactos*. 81: 28-33.

Wada, T. 2004. Strategies for controlling the apple snail *Pomacea canaliculata* (Lamarck) (Gastropoda: Ampullariidae) in Japanese direct-sown paddy fields. *Japan Agricultural Research Quarterly*. 38 (2): 75-80.

Wada, T. & Matsukura, K. 2007. Seasonal changes in cold hardiness of the invasive freshwater apple snail, *Pomacea canaliculata* (Lamarck) (Gastropoda: Ampullariidae). *Malacologia*. 49 (2): 383-392.

Wada, T., Yusa, Y., Ichinose, K., Kanno, H., Matsumura, M., Arimura, K. & Urano, S. 2001. Control of the apple snail, *Pomacea canaliculata*, in direct-sown paddy fields, using drainage and molluscicide applications. *Kyushu Plant Protection Research*. 47: 58-64.

Way, M. J., Islam, Z., Heong, K. L. & Joshi, R. C. 1998. Ants in tropical irrigated rice: distribution and abundance, especially of *Solenopsis geminata* (Hymenoptera: Formicidae). *Bulletin of Entomological Research*. 88 (4): 467-476.

Wood, T. S., Anurakpongsatorn, P., Chaichana, R., Mahujchariyawong, J. & Satapanajaru, T. 2005. Predation on freshwater bryozoans by the apple snail, *Pomacea canaliculata*, Ampullariidae, an invasive species in Southeast Asia: a summary report. *Denisia Neue Serie*. 28: 283-286.

Wood, T. S., Anurakpongsatorn, P., Chaichana, R., Mahujchariyawong, J. & Satapanajaru, T. 2006. Heavy predation on freshwater bryozoans by the golden apple snail, *Pomacea canaliculata* Lamarck, 1822 (Ampullariidae). *The Natural History Journal of Chulalongkorn University*. 6 (1): 31-36.

Yang T. B., Wu, Z. D. & Lun, Z. R. 2013. The apple snail *Pomacea canaliculata*, a novel vector of the rat lungworm, *Angiostrongylus cantonensis*: its introduction, spread, and control in China. *Hawái Journal of Medicine and Public Health*. 72(6, Suppl. 2): 23-25.

Yang, P. S. H., Chen, Y. H., Lee, W. C. H. & Chen, Y. H. 2006. Golden apple snail management and prevention in Taiwan. In: Joshi, R. C. & Sebastian, L. S. (eds.). *Global*

advances in ecology and management of golden apple snails. Los Baños, Philippines: Philippine Rice Research Institute (PhilRice). 169-179 p.

Yusa, Y. 2001. Predation on eggs of the apple snail *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae) by the fire ant *Solenopsis geminata*. *Journal of Molluscan Studies*. 67 (3): 275-279.

Yusa, Y. 2006. Predators of the introduced apple snail, *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae): their effectiveness and utilization in biological control. In: Joshi, R. C. & Sebastian, L. S. (eds.). *Global advances in ecology and management of golden apple snails*. Los Baños, Philippines: Philippine Rice Research Institute (PhilRice). 345-361 p.

Pomacea maculata Perry, 1810



Figura 1. *Pomacea maculata*. Fuente: <https://www.eddmaps.org/florida/distribution/point.cfm?id=615377>

1. ÁMBITO DEL ANÁLISIS DE RIESGO

El caracol manzano churo es un molusco dulceacuícola del orden Orden Architaenioglossa, Familia Ampullariidae. Dentro del contexto de esta revisión, los análisis de riesgo aquí presentados a través del Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) y del Freshwater invertebrate scoring kit (FI-ISK) son específicos para *Pomacea maculata* en México, una especie comercializada para consumo humano, y de alta demanda en el mercado de mascotas, acuariofilia, control biológico y como modelo en investigación científica.

La ficha técnica ofrece la información disponible a la fecha sobre la especie (taxonomía, biología e historia natural, usos y comercialización, rutas de introducción, potencial de establecimiento y colonización, impactos, control, mitigación y marco legal existente). Se procuraron en primera instancia, fuentes de información confiables como libros o artículos científicos o técnicos; publicaciones oficiales e información de especialistas. En segunda instancia, se consultaron bases de datos de información especializada en especies invasoras, documentos científicos o técnicos no publicados y blogs. Y también se consultaron sitios de ventas por internet, principalmente para estimar el costo del molusco en el mercado internacional.

Se hace énfasis en la normatividad existente en México, Estados Unidos y Canadá, principalmente. La solidez de los análisis reside en la información recabada en los tópicos antes mencionados, siendo indispensable para responder con un valor de incertidumbre a cada una de las preguntas implícitas en el MERI y el FI-ISK.

2. INTRODUCCIÓN

a) Información taxonómica

Reino Animalia

Phylum Mollusca

Clase Gastropoda

Subclase Prosobranchia

Orden Mesogastropoda

Superfamilia Cerithioidea

Familia Thiaridae

Nombre científico *Pomacea maculata* Perry, 1810

Sinónimos: *Ampullaria amazonica*; *Ampullaria castelnaudii*; *Ampullaria georgii*; *Ampullaria gigas*; *Ampullaria haustum*; *Ampullaria immersa*; *Ampullaria insularum* y *Ampullaria vermiformis* (Hayes et al. 2012).

Nombres comunes

Español: caracol manzana, caracol churo.

Inglés: Channeled apple snail; golden apple snail; island apple snail.

b) Descripción de la especie

Concha: globosa, gruesa, amarilla-parda (Figura 1), generalmente suave con líneas de crecimiento axiales finas, de tamaño variable en los adultos (~35 to >165 mm); bandas espirales gruesas y variables en color (rojizas a verde-pardas o pardo oscuro); cuando el periostraco esta presente es grueso, variable en color de amarillo-verde a verde-pardo, o de color castañas oscuras; concha con 5 o 6 espirales en promedio, incrementando rápidamente en talla, separadas por una sutura profunda; hombro anulado; la espira es generalmente baja, variable, con una relación del alto de la espira de 0.026 a 0.114; ombligo delgado, moderadamente profundo; apertura grande, de ancho variable, generalmente ovoide; dentro del labio paleal de la concha el color es amarillo claro a naranja-rojizo (Hayes et al. 2012) (Figura 2A).

Anatomía externa: opérculo corneo, grueso, inflexible, café oscuro, sella completamente la apertura (Figura 2A); con dimorfismo sexual: en hembras es cóncavo uniforme mientras que en machos es cóncavo en el núcleo y convexo hacia los márgenes; el núcleo es exéntrico, desplazado hacia el borde columelar, con líneas de crecimiento continuo; superficie interna suave, cicatriz de atadura ovoide, cerca del borde columnelar. Pie oval, elongado, aplanado con un borde anterior cuadrado, ligeras constricciones separan el propodio del mesopodio; glándula pedal anterior corre a lo largo del borde anterior del propodio, abriendo hacia un canal profundo. Tentáculos cerámicos largos, aguzados, muy extensibles con pedúnculos oculares en las bases externas. Hocico corto, cuadrado, con puntas anteriores laterales elaboradas en palpos labiales largos y estrechos. Cuello

modificado en un lóbulo nucas ligeramente cóncavo, corto y ancho en la parte derecha, y en la parte izquierda un sifón largo, enrollado y extensible (Hayes et al. 2012).

Cavidad del manto: Cavidad del manto profunda, ancha, mide de 1/3 a 1/2 de la profundidad de la espiral del cuerpo, con un borde suave y ondulado; en machos el pene se ubica encima de la cavidad del manto sobre el tentáculo cefálico derecho; saco pulmonar voluminoso, ocupando al menos 4/5 del centro-izquierdo del techo del manto, abriendo vía el neumostoma muscular que se ubica cerca del margen centro anterior; osfradio en el techo del manto, anterior al pulmón, justo en la parte posterior de la base del sifón; osfradio elongado, oval, pedunculado con bordes bipectinados saliendo de la parte central del eje longitudinal. El techo derecho del manto está ocupado por el intestino y los gonoductos paleales; el recto es papilado y abre justo al lado de la cavidad del manto sobre el lóbulo nual; la glándula hipobranquial es delgada y separa el intestino del ctenidio; el ctenidio es largo, curvo, extendiéndose del margen del manto a lo largo del pulmón hasta el pericardio, en la parte posterior de la cavidad del manto en la izquierda; vena ctenidial eferente es simple; filamentos del ctenidio altos, ligeramente triangulares y ápices alineados, desplazados ligeramente del centro hacia la derecha. Base de la cavidad del manto atada por el pericardio a la izquierda y por el riñón a la derecha; pliegue palial extiende de la punta posterior del ctenidio a través del piso de la cavidad del manto, pasando por un nefrostoma delgado en la base de la cavidad del manto a la derecha, y girando anteriormente a lo largo del margen derecho del piso del manto, cruzando ya sea la próstata o la vagina y extendiéndose a la izquierda, hacia el margen posterior del lóbulo nual. Músculo columelar muy corto (Hayes et al. 2012).

Rádula: tenioglosada, 8.0–15 mm largo y 3.5 mm de ancho con ~29–40 hileras (Hayes et al. 2012).

NOTA: Es muy difícil diferenciar *Pomacea maculata* de *P. canaliculata* como lo han hecho notar Cowie et al. (2006). Ambas especies son nativas de Sudamérica; su área de origen se traslapa; ambos son plagas en varias partes del mundo; y sus conchas, opérculos y rádulas son muy similares desde las primeras etapas de desarrollo hasta el estado adulto (Figura 2A-B). Sin embargo, Hayes et al. (2012) demostraron que hay diferencias sutiles en los caracteres del sistema alimentario, del sistema renal-pericardial y del sistema reproductivo como se resume en la tabla 1, pero en la práctica, esos caracteres son muy difíciles de estudiar en los organismos porque implican disección, y esta depende en gran medida de las técnicas empleadas en la fijación y preservación de los ejemplares, haciendo su interpretación subjetiva.

Por otro lado, quizá la identificación molecular y el uso de las masas de huevos sean métodos más recomendables para discernir entre estas dos especies. De acuerdo con Hayes et al. (2012), *P. maculata* y *P. canaliculata* son dos especies distintas, cada una con un promedio de 2.71-2.81% de divergencia en las secuencias del gen COI dentro de las poblaciones y entre 4.8 y 6.87% de divergencia entre poblaciones separadas, respectivamente. Aunque en ambas especies los huevos son color rosa brillante, las masas de *P. canaliculata* contienen menos huevos, pero son más grandes que en *P. maculata* (Cowie et al. 2006; Hayes et al. 2012). Por su parte, en *P. maculata* las masas de huevo a

menudo exceden los 1,000 huevos y son más pequeños que en *P. canaliculata* (Rawlings et al. 2007; Hayes et al. 2012) (Figura 2A-B, Tabla 1).

Tabla 1. Diferencias morfológicas de *Pomacea maculata* y *P. canaliculata* (modificada de Hayes et al. 2012).

Caracter	<i>Pomacea maculata</i>	<i>Pomacea canaliculata</i>
Rádula	Base cóncava	Base convexa
Ganglio bucal	Seis nervios	Cinco nervios
Esófago medio	Alto. pliegues longitudinales	Bajo. pliegues longitudinales simples
Seno gástrico	Grande	Pequeño
Glándula rectal	Grande	Pequeña
Cámara del riñón anterior	Delgada	Ancha
Ámniota	Sin arteria pericárdica	Con arteria pericárdica
Bolsa conulatrix	Grande	Pequeña
Número de huevos por masa	1500	260
Diámetro del huevo	menor a 2 mm	mayor a 3 mm

c) Biología e historia natural de la especie

-Reproducción

Es una especie dioica con fertilización interna.

-Oviposición: Las hembras escalan fuera del agua para depositar sus masas de huevos en estructuras terrestres emergentes tales como plantas, árboles, pilotes de concreto y cisternas ya que los huevos requieren estar expuestos al aire para su desarrollo (Howells et al. 2006; Barnes et al. 2008). En Texas *P. maculata* oviposita preferentemente en el taro silvestre *Colocasia esculenta* sobre otras plantas o estructuras hechas por el hombre (Burks et al. 2010; Kyle et al. 2011). La coloración de los huevos se debe a la presencia de carotenoproteínas que juegan un papel muy importante en la protección contra la radiación solar; en la estabilización y transporte de moléculas antioxidantes y en la protección de los embriones contra la desecación y depredadores (Pasquevich et al. 2014).

-Incubación: La incubación tarda de una a tres semanas, dependiendo de la temperatura y otras variables ambientales (Howells et al. 2006; Burks et al. 2010).

-Fecundidad: Produce 2,000 huevos por puesta (Barnes et al. 2008).

-Eclosión: Los huevos eclosionan dos o tres semanas después de la oviposición (Burlakova et al. 2010).

-Longevidad: *Pomacea maculata* puede vivir tres años (Estebenet y Cazzangia, 1992).

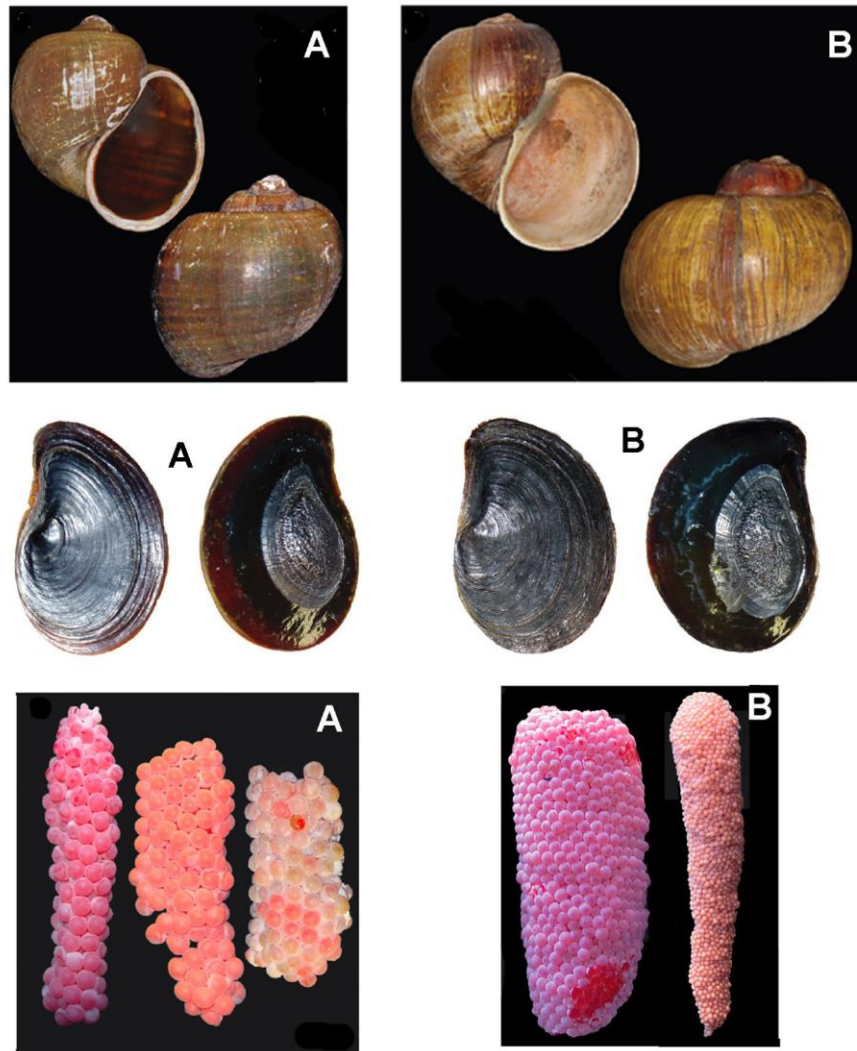


Figura 2. Conchas, opérculos y masas de huevos de *Pomacea canaliculata* (A) y *Pomacea maculata* (B).
Fuente: Modificada de Hayes et al. 2012.

-Hibridación

Matsukura et al. (2013) reportaron intercambio genético y posible hibridación entre *P. canaliculata* y *P. maculata*.

-Alimentación

Se trata de una especie herbívora muy voraz, de modo que afecta directamente a los vegetales y algas acuáticas por ingesta, así que todas las especies vegetales cultivadas en medio acuático son susceptibles al ataque de *P. maculata* (Burlakova et al. 2010). Cuando se encuentra en densidades altas en un arrozal puede devastarlo (Figura 3), y análogamente en humedales naturales.

-Conducta

Es una especie de caracol anfibio con un pie móvil muy carnoso. La mayor parte del tiempo, se encuentran sumergidos en el agua respirando por medio de branquias; sin

embargo, es común que las hembras salgan por las noches a depositar sus huevos, alejándose varios centímetros fuera del agua y resistiendo un periodo largo en el exterior. Este comportamiento se logra por medio de un sifón que les permite obtener oxígeno del aire (Vásquez-Silva et al. 2011).



Figura 3. *Pomacea maculata* en cultivos de arroz. Fuente: <http://www.myaquariumclub.com/the-apple-snail-pomacea-canaliculata-5469.html>

-Interacciones ecológicas

1. Asociaciones: hospedero del parásito nemátodo *Angiostrongylus cantonensis*, que es de relevancia médica al provocar meningitis eosinófila en el humano (Teem et al. 2013).
2. Depredación: En Texas *Pomacea* es consumido por cinco especies de peces (*Lepomis microlophus*, *L. macrochirus*, *L. humilis*, *Cichlasoma cyanoguttatum* y *Micropterus salmoides*); dos tortugas (*Trachemys scripta elegans* y *Kinosternon subrubrum*), y un cangrejo de río de género *Procambarus* (Yusa, 2006; Yusa et al. 2006; Snyder y Snyder, 1971).
3. Cadena trófica: los caracoles manzano forman un importante eslabón en la cadena trófica debido a que son una fuente alimentaria directa para otros animales, soportando una parte importante de la productividad en los ecosistemas tropicales. Algunos de los organismos que se alimentan de la especie son el gavilán caracolero (*Rosthramus sociabilis*), que es el mayor depredador de las poblaciones de este molusco; otros depredadores incluyen caimanes, tortugas y mamíferos (Vásquez-Silva et al. 2011). Por otro lado, los huevos de *P. maculata* están defendidos por polisacáridos no digestibles y proteínas tóxicas, por lo que son evitados y no son consumidos por los depredadores (Giglio et al. 2016).
4. Competencia: En Florida poblaciones de *P. maculata* (invasor) y *P. paludosa* (nativo) comparten habitats y recursos. Monette (2014) examinó cuatro mecanismos diferentes de interacción: competencia por interferencia, amensalismo, intimidación visual, neutralismo y competencia directa para investigar su efecto en el crecimiento entre adultos de ambas especies. Solo cuando son juveniles, los individuos de ambas especies presentan diferentes tasas de crecimiento cuando compiten por recursos (favoreciendo

a la especie invasora), mientras que en estado adulto la competencia no representa un impacto negativo en la población nativa. Ambas especies interactúan mientras se alimentan, pero no se observó un comportamiento agresivo o de evitarse los unos a los otros, y los resultados de los otros mecanismos ecológicos no fueron significativos.

-Hábitat

Especie acuática que habita generalmente cuerpos de agua con movimiento lento o aguas estancadas, pantanos, canales de riego, arroyos, estanques, lagos, ríos, cultivos acuáticos de arroz y taro (Burlakova et al. 2010). También habita en humedales y lagos con macrófitas emergentes, particularmente de taro silvestre, que son sitios ideales para la oviposición de *P. maculata* (Burks et al. 2010).

-Abundancia o tamaño poblacional

En habitats permanentes (estanques y arroyos) de Texas la densidad de *Pomacea maculata* es baja (2 ind/m^2) y se mantiene constante de marzo a noviembre, donde a pesar de su alta producción de huevos, los juveniles fueron raros. En contraste, en sistemas agrícolas de la misma región de Texas, la densidad de *P. maculata* fue mayor (130 ind/m^2) y el tamaño y estructura de la población varió a lo largo del periodo analizado, teniendo los picos máximos en el otoño (Burlakova et al. 2010).

d) Distribución

Nativa

La distribución original de *P. maculata* es Argentina, Uruguay, Paraguay y Brasil (Hayes et al. 2012) (Figura 4).

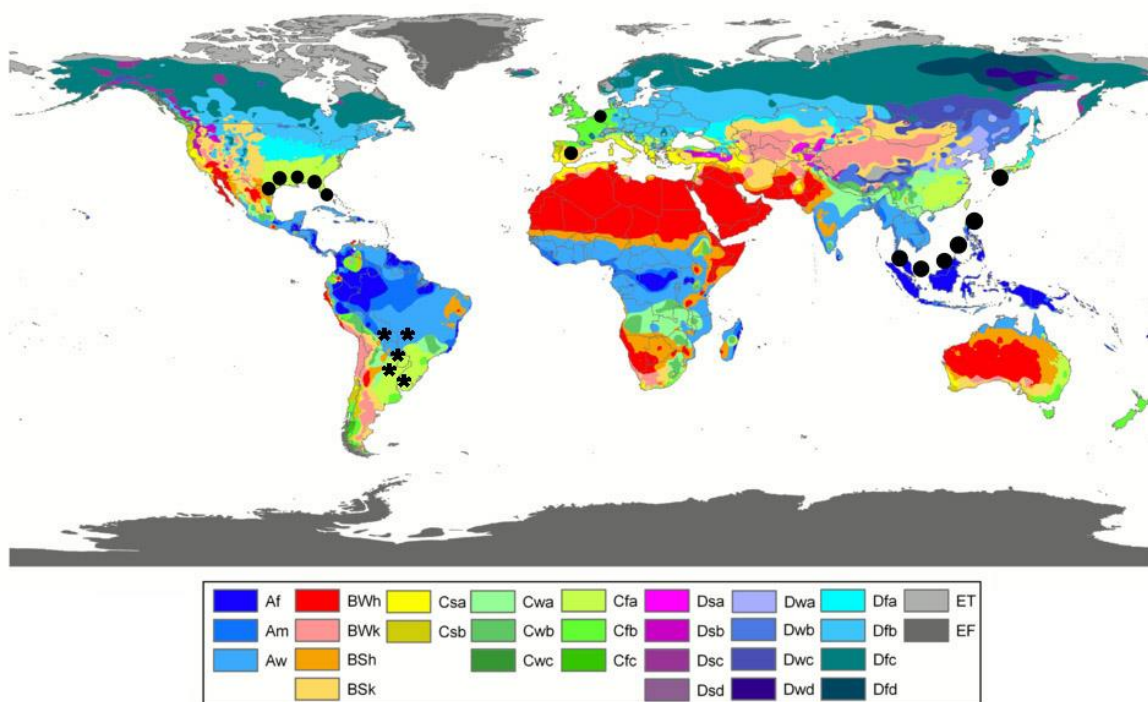


Figura 4. Distribución mundial de *Pomacea maculata* y sistema de clasificación climática de Köppen. Área nativa indicada con asteriscos y localidades donde ha sido introducida en puntos negros.

Exótica invasora

- Europa: Bélgica y España (Hayes et al. 2008; Andre y López, 2013).
- Asia: Camboya, Japón, Corea, Malasia, Filipinas, Singapur, Tailandia y Vietnam (Hayes et al. 2008; Matsukura et al. 2013).
- Estados Unidos de América: En Estados Unidos de Norte América su introducción inicial ocurrió en Texas en 1989 y en Florida de mediados a finales de la década de los 1990's y en Georgia en 2005 (Rawlings et al. 2007). Actualmente se encuentra en ocho estados del sur de Estados Unidos: Alabama, Georgia, Florida, Luisiana, Mississippi, Carolina del Norte, Carolina del Sur y Texas (Karatayev et al. 2009). Rawlings et al. (2007) mencionan que *P. maculata* solo está distribuida en el sureste de Estados Unidos; mientras que *P. canaliculata* en el suroeste: California y Arizona.

3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN

i. Usos

- Ambiental: control biológico de plantas (Burlakova et al. 2009).
- Alimento humano: en Sudamérica y Asia (Hayes et al. 2008).
- Ornamental: se comercializa en la acuariofilia (Ng et al. 2016).

ii. Historia de la comercialización e introducción

Se desconoce cuando ocurrió la primera introducción de *P. maculata*. Hayes et al. (2008) sugiere que *Pomacea canaliculata* y *P. maculata*, pudieron arribar a Asia juntas en la década de 1980's sin distinguir entre una u otra debido a que son muy parecidas y ambas son nativas de Sudamérica (Argentina, Uruguay, Paraguay y norte de Brasil). Al igual que *P. canaliculata*, los motivos o causas de la introducción son del tipo intencional: se comercializó con el propósito de cultivarla para la alimentación humana.

iii. Origen de los individuos comercializados y precios

Halwart (1994) señaló que esta especie fue transportada de su área nativa (Argentina) a países como Taiwán, Filipinas y Japón con propósitos de cultivarla para alimentación humana. En Texas y Florida (Estados Unidos) fue introducida al inicio de los 1990's transportada desde su área nativa (Byers et al. 2013). En el mercado ornamental de Singapur se obtiene de las tiendas de mascotas locales y de criaderos de plantas acuáticas (Ng et al. 2016).

En Mercado libre no se indica el origen de los individuos comercializados por internet, pero el precio de un ejemplar de 3-5 cm es de \$15,00 pesos (apple snail).

En Amazon no se menciona el nombre científico de la especie, solo se refieren a él por su nombre coloquial (apple snail), pero en una nota enfatizan que los ejemplares que venden no pertenecen al caracol manzana, ya que esos son especies invasoras y su venta es ilegal en Estados Unidos, aunque a ciencia cierta se desconoce la identidad de la especie

comercializada en el portal y tres individuos del caracol manzana cuestan \$8.85 dólares americanos pero no hay certeza de que se trate de *P. maculata*.

4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN

La especie fue transportada de su área nativa (Sudamérica) hacia Asia y el sureste de los Estados Unidos para consumo humano. Actualmente se comercializa para su venta como mascota y en la acuariofilia.

5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COMERCIALIZACIÓN

a) Potencial de colonización

Pomacea canaliculata coloniza con éxito áreas con climas Aw (tropical con invierno seco); BWh (árido cálido); y Cfa (subtropical sin estación seca) (Figura 4). En México se encuentran esos climas, por lo que la especie podría colonizar algunos estados de la vertiente del Pacífico (sur de Sinaloa hasta Chiapas), de la vertiente del Atlántico (sur de Tamaulipas, Veracruz, Campeche, Yucatán y Quintana Roo), del norte (Baja California, Baja California Sur, Sonora, norte de Sinaloa, Chihuahua, Durango, Zacatecas y Nuevo León) y del centro del país (Puebla) (Figura 4).

Además, la alta tasa de fecundidad de *P. maculata* permite un rápido establecimiento en nuevos habitats, una aceleración de los impactos ecológicos y una alta probabilidad de convertirse en una plaga (Conner et al. 2008). Las condiciones de sitios estuarios no limitan la colonización del caracol *P. maculata* en rangos oligohalinos y mesohalinos, los huevos se mantienen viables aún cuando son expuestos a inundaciones periódicas típicas de un régimen de mareas, aunque se reduce el crecimiento y la supervivencia en salinidades moderadas entre 5 y 10 ppt (Martin y Valentine, 2014).

b) Potencial de dispersión

1. Dispersión natural: *Pomacea maculata* es una especie acuática con capacidad de desplazarse en medio terrestre, en donde deposita las puestas. Tiene respiración branquial y pulmonar según el medio en el que se encuentre. *P. maculata* se desplaza activamente contra la corriente fluvial y pasivamente aguas abajo. Byers et al. (2013) predijeron el rango de invasividad de *P. maculata* en el sureste de Estados Unidos con base en variaciones climáticas y valores de pH. De acuerdo con las condiciones climáticas actuales, *P. maculata* estaría confinado únicamente a la línea de costa del sureste de Estados Unidos, donde se encuentra limitada por temperaturas mínimas en el mes más frío y condiciones de precipitación en el mes más cálido. Los cuerpos de agua con valores bajos de pH (pH 5,5) son perjudiciales para la supervivencia y persistencia del caracol, por lo que este factor limitaría la dispersión del caracol, confinada a la zona sur de Estados Unidos (Byers et al. 2013).
2. Vector de transmisión (Biótico): Se puede dispersar adherida a las patas de las aves como ocurre con *Pomacea canaliculata* (Levin et al. 2006).

3. Introducción accidental: se puede adherir a las máquinas cosechadoras de arroz y otro tipo de máquinas o herramientas de trabajo procedentes de zonas con presencia de *P. maculata*.
4. Introducción intencional: la especie fue introducida en Asia con la intención de explotarla para consumo humano. Aunque inicialmente los ejemplares estuvieron confinados a estanques acuícolas, los caracoles escaparon o fueron vertidos a los humedales naturales y sitios de agricultura.

6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS

i. Impactos/beneficios socioeconómicos

En Malasia se destinan 102 USD por hectárea de cultivo de arroz para el control de *Pomacea* (Yahaya et al. 2006) y el costo global de la infestación podría alcanzar el billón de dólares (Horgan et al. 2014). En el delta del río Ebro (España), la infestación del caracol manzano tuvo pérdidas en el cultivo de arroz de varios millones de euros, sin indicar una cifra específica (Arias y Torralba-Burrial, 2014).

ii. Impactos a la salud

Pomacea maculata es un problema de salud en algunas regiones ya que actúa como vector de un número de parásitos que causan problemas de salud humana, incluyendo la esquistosomiasis que causa dermatitis y problemas intestinales severos. Asimismo, *P. maculata* es hospedero del nemátodo *Angiostrongylus cantonensis*, que infecta al humano y ocasiona la meningitis eosinofílica (enfermedad conocida como angiostrongiliasis) (Lv et al. 2009, 2011). Teem et al. (2013) detectaron la presencia del parásito *A. cantonensis* en caracoles de *P. maculata* provenientes de Nueva Orleans y Luisiana, siendo los primeros registros del parásito en caracoles invasores en los Estados Unidos.

iii. Impactos ambientales

TEXAS: Impactos en plantas nativas (Conner et al. 2008; Baker et al. 2010; Burlakova et al. 2010). De acuerdo con Burlakova et al. (2010), *Pomacea maculata* se alimenta de trece especies de plantas acuáticas nativas de importancia en la restauración de humedales en Texas, pero también de plantas invasoras, como las orejas de elefante (*Colocasia esculenta*), la hierba de cocodrilo (*Alternanthera philoxeroides*) y el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*). Sin embargo, aunque *P. maculata* presenta una alta tasa de alimentación de plantas invasoras, el consumo de plantas nativas es mayor.

FLORIDA: *Pomacea maculata* compite con una especie nativa (*P. paludosa*). *P. maculata* presenta una talla mayor y es más fecunda que el caracol *P. paludosa*. En *P. maculata* cada paquete contiene 2,000 huevos contra 20-30 huevos que produce la especie nativa *P. paludosa* (Perera y Walls, 1996; Barnes et al. 2008; Turner, 1996). En un experimento, Conner et al. (2008) encontraron que la presencia de adultos de *P. maculata* y de *P. paludosa* ocasionan una disminución en el crecimiento de los juveniles y también una disminución de la supervivencia de juveniles; pero un solo individuo adulto de *P. maculata* tiene el efecto equivalente a 3 o 4 adultos de *P. paludosa* (la especie nativa). Con base en

ello, las poblaciones de *P. paludosa* podrían ser impactadas negativamente por la expansión de *P. maculata*.

Pomacea maculata es una amenaza para el caracol nativo *P. paludosa*, ya que ambas compiten por alimento. Y esta competencia puede declinar a su vez, las poblaciones del gavilán caracolero *Rostrhamus sociabilis*, que es una especie amenazada y cuya principal fuente de alimento es *Pomacea paludosa* (Rawling et al. 2007; Cattau et al. 2010; Darby et al. 2007). Además, el gavilán caracolero presenta dificultades para capturar y consumir el caracol invasor: el gavilán deja caer 44% de los caracoles capturados de *P. maculata* en contraste con un 0% cuando captura la especie nativa *P. paludosa*, y además, tarda más tiempo en extraer la carne del caracol en *P. maculata* que en *P. paludosa* por lo que su hábito alimentario también está siendo afectado (Darby et al. 2007).

Pomacea paludosa también es una fuente importante de alimento para otras aves incluyendo el caraú (*Aramus guarauna*), peces, tortugas y caimanes, por lo que las poblaciones de sus depredadores naturales también se verían afectadas (Rawling et al. 2007).

En Florida, *P. maculata* y *P. canaliculata* presentan preferencia sobre las plantas *Utricularia* sp., y *Bacopa caroliniana*, porque comen más, crecen más y tienen eficiencias de conversión más altas que la especie nativa *P. paludosa* y que la exótica (pero no invasora) *P. haustorium* (Morrison y Hay, 2011).

También existe el riesgo de que las especies de *Pomacea* introducidas en la costa sureste de Estados Unidos ocasionen extinción de las especies nativas por hibridación, particularmente con la nativa *P. paludosa*, que es la especie hermana de *Pomacea maculata* y *Pomacea canaliculata* (Rhymer y Simberloff, 1996; Rawlings et al. 2007).

ASIA: los impactos ecológicos y en la agricultura que han sido atribuidos a *P. canaliculata* en realidad corresponden a *P. maculata*, ya que esta especie también está presente en la región. Sin embargo, no ha sido reconocida como una plaga severa debido a la confusión que existe en la identificación de ambas especies y a que la mayoría de la literatura hace referencia a *P. canaliculata* (Rawling et al. 2007).



Figura 5. Conchas de *Pomacea maculata* retiradas de un cultivo de arroz en Asia. Fuente: <http://www.myaquariumclub.com/the-apple-snail-pomacea-canaliculata-5469.html>

7. CONTROL Y MITIGACIÓN

-Control en cultivos de arroz: La preparación del suelo para un cultivo de arroz con arado y máquinas excavadoras disminuye la población de caracoles. No obstante, la inundación de la tierra antes de la siembra revive a los caracoles latentes, que a su vez son aplastados por la propia preparación de la tierra por la maquinaria pesada. También es común el uso de nivelación del terreno para facilitar el drenaje y con ello eliminar los refugios utilizados por los caracoles.

La remoción manual de los caracoles y la eliminación de las masas de huevos es un método de control extendido en Asia y es relativamente eficaz, especialmente a pequeña escala, pero es extremadamente lento (Cowie, 2002; Levin, 2006). La recolección manual se realiza mejor en la mañana o al atardecer, que es cuando los caracoles son más activos. Para ello se desarrolló un dispositivo mecánico llamado badajo de huevo para permitir a los agricultores aplastar las masas de huevos sin que éstos tengan que inclinar el cuerpo, por lo que es menos agotador (Awadhwai y Quick, 1991). Para destruir los huevos de *P. maculata* se utilizan estacas en los cultivos de arroz para que los caracoles ovipongan sobre éstas estructuras y así, solo sea necesaria la extracción de las estacas (Cowie, 2002). Del mismo modo, se han utilizado mallas de alambre o de bambú en las entradas de los canales de riego para atrapar los caracoles y con ello evitar que éstos se desplacen a otros campos de cultivo (Cowie, 2002). Este procedimiento ha sido utilizado en las granjas de taro en Hawai (Levin et al. 2006). El uso de cebos a base de lechuga, hojas de yuca, hojas de camote, hojas de taro y hojas de papaya se utilizan para lograr que los caracoles se congreguen en una zona en particular y así, sea más fácil su recolección (Cowie, 2002). Los caracoles recogidos se trituran y con ello se alimentan a patos; con lo que ésta actividad ofrece, además, un empleo temporal a la población.

En Malasia se utilizan trampas botánicas en cultivos de arroz a base de piel de yaca (*Artocarpus heterophyllus*, hojas de tapioca (*Manihot esculenta*), hojas de espinaca acuática (*Ipomoea aquatica*), toronjas maduras o pasadas (*Citrus maxima*) y papel periódico (Syamsul et al. 2016). Todas las trampas atraen a juveniles y adultos de *P. maculata* por lo que tienen uso potencial en el manejo de la especie en los cultivos de arroz.

En Luisiana, Olivier et al. (2016) usaron dos molusquicidas para combatir *P. maculata*: uno de origen natural (té *Camellia sinensis*) y uno sintético (niclosamida monohidratada) en alta y baja concentración. Con el uso de *C. sinensis* se obtuvo un 100% de mortalidad de *P. maculata* en ambas concentraciones mientras que el sintético 100% y 17% de mortalidad respectivamente.

Martin et al. (2012) mencionan que, a pesar de los esfuerzos de personal de gobierno y voluntarios, para erradicar *P. maculata* en Alabama, éstos no han sido completamente útiles por lo que recomiendan concentrar los esfuerzos en la prevención de sitios donde aún el caracol no ha logrado invadir.



Figura 6. Caracoles y huevos de *Pomacea maculata* removidos por voluntarios en Mobile, Alabama en 2014.
Fuente: <https://snailbusters.wordpress.com/latest-news/>

8. NORMATIVIDAD

a) México

Pomacea maculata no figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996). No obstante, en el país existe un marco bien establecido para el manejo de plagas de plantas y animales a través de normas fitosanitarias y zoosanitarias que emplean la cuarentena, todas ellas fundadas y motivadas en las leyes de sanidad vegetal y animal, respectivamente. La Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), a través del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), se encarga de aplicar estas normas y, a través de la Secretaría de Salud (SS), establece las que son necesarias para combatir plagas relacionadas con la salud humana. Dichas normas pueden servir como base para la implementación de otras aplicables a especies invasoras que no necesariamente amenazan directamente a la agricultura o a la salud humana, sino al ambiente. Por su parte, la SEMARNAT, por medio de la Procuraduría Federal de Protección al ambiente (PROFEPA) y de la Dirección General de Inspección de la Vida Silvestre (DGIVS), es la responsable de vigilar el cumplimiento de la normatividad aplicable al manejo y aprovechamiento de la vida silvestre. Sin embargo, a pesar de que México dispone de bases generales, no cuenta con instrumentos específicos que regulen los problemas que ocasionan las especies invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Las leyes mexicanas que hacen referencia a las especies exóticas y que pudieran aplicar en el caso del caracol manzano *Pomacea maculata* son las siguientes: Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento; Ley General de

Vida Silvestre (LGVS); Ley Federal de Sanidad Animal (LFSA) y su reglamento; Ley Federal de Sanidad Vegetal (LFSV) y su reglamento; Ley general de Pesca y Acuicultura Sustentable (LGPAS), Ley General de Salud (LGS) y el Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Los extractos de dichas leyes con referencia a las especies exóticas se encuentran en el Anexo A.

b) Internacional

-Estados Unidos

En Estados Unidos, el movimiento interestatal de especies de *Pomacea* está regulado, permitiendo únicamente su movimiento para propósitos de investigación bajo la inspección del Servicio de inspección de sanidad animal y vegetal (APHIS) (Gaston, 2006; Cowie et al. 2009; USDA-APHIS).

-Otros

El caracol manzano se encuentra en documentos que son meramente informativos y que carecen de implicaciones legales, como la lista de 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe et al. 2004). En agosto de 2013, la legislación española incluyó a todas las especies de la familia Ampullariidae como especies invasoras en el Real Decreto 630/2013 (Arias y Torralba-Burrial, 2014).

9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO

MÉTODO DE EVALUACIÓN RÁPIDA DE INVASIVIDAD (MERI): El análisis de riesgo de *P. maculata* con el método de evaluación rápida de invasividad arrojó un valor de 0.85, que lo sitúa en una especie con un **valor de invasividad muy alto** en México.

FRESHWATER INVERTEBRATE SCORING KIT (FISK): el puntaje obtenido para el *Pomacea maculata* fue 38, que lo sitúa en una **especie de alto riesgo** cuya introducción en México debe ser rechazada o prohibida.

10. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Pomacea maculata es un caracol de agua dulce nativo caracol de América del Sur, desde el Río de la Plata, en Argentina y Uruguay, hasta la Amazonia en Brasil. Se suele confundir con cualquier otro caracol manzana, destacando entre ellos *Pomacea canaliculata* (considerado entre los 100 de las peores especies invasoras del mundo). Ambas especies se han introducido en el Sudeste y Este de Asia. Debido a la confusión en la identificación de especies, la historia de la introducción de *P. maculata* sigue siendo algo incierto como lo es su invasividad y su potencial como plaga. Al igual que *Pomacea canaliculata*, una vez introducido a un área, *P. maculata* se propaga rápidamente a través de los cuerpos de agua tales como ríos y canales y durante las inundaciones. Se alimenta de plantas acuáticas y puede devastar el arroz en el sudeste asiático y otros cultivos acuáticos o semi-acuáticos. Puede dejar fuera de competencia a caracoles nativos. Se alimentan de la fauna nativa y altera la función de los ecosistemas naturales. También es un vector importante de diversos parásitos incluyendo el nemátodo *Angiostrongylus cantonensis*, que causa meningitis eosinofílica humana. En lugares a los que ha sido introducido se ha convertido

en invasor debido a su alta fecundidad, a su alimentación generalizada y a su amplia tolerancia a factores abióticos. La especie no se ha reportado en México, pero se ha detectado la venta de caracoles manzano en un portal de internet de México, aunque no se ha corroborado que los individuos en venta correspondan a *P. maculata*, y, además, la especie actualmente se encuentra en ocho estados del sur de Estados Unidos: Alabama, Georgia, Florida, Luisiana, Mississippi, Carolina del Norte, Carolina del Sur y Texas. En el análisis de riesgo por el método FI-ISK la especie obtuvo una puntuación de 38: especie de alto riesgo cuya introducción en México debe prohibirse. El análisis de riesgo de *P. maculata* con el método de evaluación rápida de invasividad arrojó un valor de 0.85, que lo sitúa en una especie con un valor de invasividad muy alto en México.

11. BIBLIOGRAFÍA

Awadhwai, N. K. & Quick, G. R. 1991. Crushing snail eggs with a 'snail egg clapper'. *International Rice Research Newsletter*. 16 (5): 26-27.

Andre, K. B. & Lopez, M. A. 2013. Species identification from archived snail shells via genetic analysis: a method for DNA extraction from empty shells. *Molluscan Research*. 3 (1): 1-5.

Arias, A. & Torralba-Burrial, A. 2014. First European record of the giant ramshorn snail *Marisa cornuarietis* (Linnaeus, 1758) (Gastropoda: Ampullariidae) from northern Spain. *Limnetica*. 33(1): 65–72.

Baker, P., Zimmanck, F. & Baker, S. M. 2010. Feeding rates of an introduced freshwater gastropod *Pomacea insularum* on native and nonindigenous aquatic plants in Florida. *Journal of Molluscan Studies*. 76: 138–143.

Barnes, M. A., Fordham, R. K., Burks, R. L. & Hand, J. J. 2008. Fecundity of the exotic applesnail, *Pomacea insularum*. *Journal of the North American Benthological Society*. 27: 738–745.

Burks, R. L., Kyle, C. H. & Trawick, M. K. 2010. Pink eggs and snails: field oviposition patterns of an invasive snail, *Pomacea insularum*, indicate a preference for an invasive macrophyte. *Hydrobiologia*. 646 (1): 243-251.

Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Padilla, D. K., Cartwright, L. D. & Hollas, D. N. 2009. Wetland Restoration and Invasive Species: Apple snail (*Pomacea insularum*) Feeding on Native and Invasive Aquatic Plants. *Restoration Ecology*. 17 (3): 433-440.

Burlakova, L. E., Padilla, D. K., Karatayev, A. Y., Hollas, D. N., Cartwright, L. D. & Nichol, K. D. 2010. Differences in population dynamics and potential impacts of a freshwater invader driven by temporal habitat stability. *Biological Invasions*. 12 (4): 927-941.

Byers, J. E., McDowell, W. G., Dodd, S. R., Haynie, R. S., Pintor, L. M. et al. 2013 Climate and pH Predict the Potential Range of the Invasive Apple Snail (*Pomacea insularum*) in the Southeastern United States. *PLoS ONE*. 8(2): e56812. doi:10.1371/journal.pone.0056812

Carlsson, N. O. L., Brönmark, C. & Hansson, L. A. 2004. Invading herbivory: the golden apple snail alters ecosystem functioning in asian wetlands. *Ecology*. 85 (6): 1575-1580.

- Carlsson, N. O. L. & Lacoursière, J. O. 2005. Herbivory on aquatic vascular plants by the introduced golden apple snail (*Pomacea canaliculata*) in Lao PDR. *Biological Invasions*. 7 (2):233-241.
- Cattau, C. E., Martin, J. & Kitchens, W. M. 2010. Effects of an exotic prey species on a native specialist: Example of the snail kite. *Biological Conservation*. 143: 513–520.
- Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. CONABIO, SEMARNAT, CONANP. México. 114 p.
- Conner, S. L., Pomory, C. M. & Darby, P. C. 2008. Density effects of native and exotic snails on growth in juvenile apple snails *Pomacea paludosa* (Gastropoda: Ampullariidae): a laboratory experiment. *Journal of Molluscan Studies*. 74: 355–362.
- Cowie, R. H. 2002. Apple snails (Ampullariidae) as agricultural pests: their biology, impacts and management. *Molluscs as crop pests*. 145-192.
- Cowie, R. H., Dillon, R. T., Robinson, D. G. & Smith, J. W. 2009. Alien non-marine snails and slugs of priority quarantine importance in the United States: a preliminary risk assessment. *American Malacological Bulletin*. 27: 113-132.
- Cowie RH, Hayes KA, Thiengo SC. 2006. What are apple snails? Confused taxonomy and some preliminary resolution. In: Joshi, R. C. & Sebastian, L. S. (eds.). *Global advances in ecology and management of golden apple snails*. Los Baños, Philippines: Philippine Rice Research Institute (PhilRice). 3-23p.
- Darby, P. C., Mellow, D. J. & Watford, M. L. 2007. Food-handling difficulties for snail kites capturing non-native apple snails. *Florida Field Naturalist*. 35 (3): 79-85.
- Estebenet, A. L., Cazzaniga, N. J. 1992. Growth and demography of *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae) under laboratory conditions. *Malacological Review*. 25 (1-2): 1-12.
- Gaston, E. E. 2006. Aquatic snails; permit requirements for importation and interstate movement. *Federal Register*. 71 (65): 16973-16975.
- Giglio, M. L., Ituarte, S., Pasquevich, M. Y. & Heras Heras, H. 2016. The eggs of the apple snail *Pomacea maculata* are defended by indigestible polysaccharides and toxic proteins. *Canadian Journal of Zoology*. 10.1139/cjz-2016-0049.
- Halwart M, 1994. The golden apple snail *Pomacea canaliculata* in Asian rice farming systems: present impact and future threat. *International Journal of Pest Management*. 40 (2):199-206.
- Hayes, K. A., Cowie, R. H., Thiengo, S. C. & Strong, E. E. 2012. Comparing apples with apples: clarifying the identities of two highly invasive Neotropical Ampullariidae (Caenogastropoda). *Zoological Journal of the Linnean Society*. 166: 723–753.
- Hayes, K. A., Joshi, R. C., Thiengo, S. C. & Cowie, R. H. 2008. Out of South America: multiple origins of non-native apple snails in Asia. *Diversity and Distributions*. 14 (4): 701-712.

Horgan, F. G., Stuart, A. M., & Kudavidanage, E. P. 2014. Impact of invasive apple snails on the functioning and services of natural and managed wetlands. *Acta Oecologica*. 54: 90-100.

Howells, R. G., Burlakova, L. F., Karatayev, A. Y., Marfurty, R. K. & Burks. R. L. 2006. Native and introduced Ampullariidae in North America: history, status, and ecology. In: Joshi, R. C. & Sebastian, L. S. (eds.). *Global advances in ecology and management of golden apple snails*. Los Baños, Philippines: Philippine Rice Research Institute (PhilRice). 73-112 p.

Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Karatayev, V. A. & Padilla, D. K. 2009. Introduction, distribution, spread, and impacts of exotic freshwater gastropods in Texas. *Hydrobiologia*. 619: 181–194.

Kyle, C. H., Kropf, A. W. & Burks, R. L. 2011. Prime waterfront real estate: Apple snails choose wild taro for oviposition sites. *Current Zoology*. 57 (5): 630-641.

Levin, P. 2006. Statewide strategic control plan for apple snail (*Pomacea canaliculata*) in Hawai'i. Wailuku, Hawai'i: The Hawai'i Land Restoration Institute. Fecha de actualización: 22 de junio de 2016. <http://www.hear.org/articles/pdfs/applesnailcontrolplanlevin2006.pdf>

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. The invasive species specialist group. World Conservation Union. Hollands Printing Ltd, New Zealand. 12 p.

Lv S., Zhang Y., Liu H. X., Hu L., Yang K., Steinmann, P., Chen, Z., Wang L. Y., Utzinger, J., & Zhou, X. N. 2009. Invasive snails and an emerging infectious disease: results from the first national survey on *Angiostrongylus cantonensis* in China. *PLoS Neglected Tropical Diseases*. 3(2): e368.

Lv S., Zhang Y., Steinmann, P., Yang, G. J., Yang, K., Zhou X. N. & Utzinger, J. 2011. The emergence of angiostrongyliasis in the People's Republic of China: the interplay between invasive snails, climate change and transmission dynamics. *Freshwater Biology*. 56 (4): 717-734.

Martin, C. W. & Valentine, J. F. 2014. Tolerance of embryos and hatchlings of the invasive apple snail *Pomacea maculata* to estuarine conditions. *Aquatic Ecology*. 48: 321-326.

Martin, C. W., Bayha, K. M. & Valentine, J. F. 2012. Establishment of the Invasive Island Apple Snail *Pomacea insularum* (Gastropoda: Ampullariidae) and Eradication Efforts in Mobile, Alabama, USA. *Gulf of Mexico Science* .(1–2): 30–38.

Matsukura, K., Okuda, M., Cazzaniga, N. J. & Wada, T. 2013. Genetic exchange between two freshwater apple snails, *Pomacea canaliculata* and *Pomacea maculata* invading East and Southeast Asia. *Biological Invasions*. 15 (9): 2039-2048.

Monette, D. 2014. Resource use, competition, grazing behavior, and ecosystem invasion impacts of *Pomacea maculata*. PhD Thesis. Florida Atlantic University. 84 p.

Morrison, W. E. & Hay, M. E. 2011. Feeding and growth of native, invasive and non-invasive alien apple snails (Ampullariidae) in the United States: Invasives eat more and grow more. *Biological Invasions*. 13: 945–955.

Ng, T. H., Tan, S. K., Wong, W. H., Meier, R., Chan, S-Y, Tan, H. H. et al. 2016b. Molluscs for Sale: Assessment of Freshwater Gastropods and Bivalves in the Ornamental Pet Trade. *PLoS ONE*. 11(8): e0161130. doi:10.1371/journal.pone.0161130.

Norma Oficial Mexicana NOM-054-ZOO-1996. Establecimiento de cuarentenas para animales y sus productos (D. O. F. 08 de junio 1998).

Olivier, H. M., Jenkins, J. A., Berhow, M. & Carter, J. 2016. A Pilot Study Testing a Natural and a Synthetic Molluscicide for Controlling Invasive Apple Snails (*Pomacea maculata*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 96 (3): 289-94.

Pasquevich, M. Y., Dreon, M. S. & Heras, H. 2014. The major egg reserve protein from the invasive apple snail *Pomacea maculata* is a complex carotenoprotein related to those of *Pomacea canaliculata* and *Pomacea scalaris*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*. 169: 63–71.

Perera, G. & Walls, J. G. 1996. Apple snails in the aquarium. Neptune City, NJ: TFH Publications.

Rawlings, T. A., Hayes, K. A., Cowie, R. H. & Collins, T. M. 2007. The identity, distribution, and impacts of non-native apple snails in the continental United States. *BMC Evolutionary Biology*. 7: 97.

Rhymer, J. M. & Simberloff, D. 1996 Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review Ecology and Systematics*. 27: 83-109.

Snyder, N. F. R. & Snyder, H. A. 1971. Defenses of the Florida apple snail *Pomacea paludosa*. *Behavior*. 40: 7–10.

Syamsul, R. B., Muhamad, R., Arfan, A. G. & Manjeri, G. 2016. Effectiveness of Various Botanical Traps against Apple Snail, *Pomacea maculata* (Gastropoda: Ampullariidae) in a Rice Field. *Pertanika Journal of Tropical Agriculture Science*. 39 (2): 137-143.

Teem, J. L., Qvarnstrom, I., Bishop, H. S., da Silva, A. J., Carter, J., White-Mclean, J. & Smith, T. 2013. The Occurrence of the Rat Lungworm, *Angiostrongylus cantonensis*, in Nonindigenous Snails in the Gulf of Mexico Region of the United States. *Hawai'i Journal of Medicine & Public Health*. 72(6, Supplement 2): 11-14.

Turner, R. L. 1996. Use of stems of emergent vegetation for oviposition by the Florida apple snail (*Pomacea paludosa*), and implications for marsh management. *Florida Scientist*. 59: 34–49.

USDA-APHIS. Regulated Organisms and Soil permits. Snails Slugs. https://www.aphis.usda.gov/aphis/ourfocus/planthealth/import-information/permits/regulated-organism-and-soil-permits/sa_snails_slugs/ct_snails_slugs

Vásquez-Silva, G., Castro-Barrera, T., Castro-Mejía, J. & Mendoza-Martínez, G. D. 2011. Los caracoles del género *Pomacea* (Perry, 1810) y su importancia ecológica y socioeconómica. *Contactos*. 81: 28-33.

Yahaya, H., Nordin, M., Hisham, M. & Sivapragasam, A. 2006. Golden apple snails in Malaysia. In: Joshi, R. C. & Sebastian, L. S. (eds.). *Global advances in ecology and management of golden apple snails*. Los Baños, Philippines: Philippine Rice Research Institute (PhilRice). 215-230 p.

Yusa, Y. N. 2006. Predators of the introduced Apple Snail, *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae): their effectiveness and utilization in biological control. In: Joshi, R. C. & Sebastian, L. S. (eds.). *Global advances in ecology and management of golden apple snails*. Los Baños, Philippines: Philippine Rice Research Institute (PhilRice). 133–392 p.

Yusa, Y., Sugiura, N. & Wada, T. 2006. Predatory potential of freshwater animals on an invasive agricultural pest, the apple snail *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae), in southern Japan. *Biological Invasions*. 8: 137–147.

ANEXO A. LEYES MEXICANAS Y REGLAMENTOS QUE HACEN REFERENCIA A LAS ESPECIES EXÓTICAS

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y su reglamento

SECCIÓN II

Tipos y Características de las Áreas Naturales Protegidas

El Artículo 46 estipula que en las áreas naturales protegidas queda prohibida la introducción de especies exóticas invasoras.

El Artículo 51 establece que para el establecimiento, administración y vigilancia de las áreas naturales protegidas establecidas en las zonas marinas mexicanas, así como para la elaboración de su programa de manejo, se deberán coordinar, atendiendo a sus respectivas competencias, la Secretaría y la Secretaría de Marina. En todos los casos queda prohibida la introducción de especies exóticas invasoras.

El Artículo 80 menciona que los criterios para la preservación y aprovechamiento sustentable de la flora y fauna silvestre, a que se refiere el artículo 79 de esta Ley, serán considerados en IV.- La protección y conservación de la flora y fauna del territorio nacional, contra la acción perjudicial de especies exóticas invasoras, plagas y enfermedades, o la contaminación que pueda derivarse de actividades fitopecuarias.

Ley General de Vida Silvestre (LGVS)

CAPÍTULO V

EJEMPLARES Y POBLACIONES EXÓTICOS

Artículo 27. El manejo de ejemplares y poblaciones exóticos sólo se podrá llevar a cabo en condiciones de confinamiento que garanticen la seguridad de la sociedad civil y trato digno y respetuoso hacia los ejemplares, de acuerdo con un plan de manejo que deberá ser previamente aprobado por la Secretaría y el que deberá contener lo dispuesto por el artículo 78 Bis, para evitar los efectos negativos que los ejemplares y poblaciones exóticos pudieran tener para la conservación de los ejemplares y poblaciones nativos de la vida silvestre y su hábitat.

Las personas que posean algún o algunos ejemplares referidos en el párrafo anterior, como mascota o animal de compañía, deberán de contar con autorización expresa de la Secretaría. Aquellos ejemplares de especies que por su naturaleza, ante un inadecuado manejo o evento que ponga en riesgo a la población civil, deberán ser reubicados por la Secretaría.

Artículo 27 Bis.- No se permitirá la liberación o introducción a los hábitats y ecosistemas naturales de especies exóticas invasoras.

La Secretaría determinará dentro de normas oficiales mexicanas y/o acuerdos secretariales las listas de especies exóticas invasoras. Las listas respectivas serán revisadas y actualizadas cada 3 años o antes si se presenta información suficiente para la inclusión de alguna especie o población. Las listas y sus actualizaciones indicarán el género, la especie y, en su caso, la subespecie y serán publicadas en el Diario Oficial de la Federación y en la Gaceta Ecológica.

Asimismo, expedirá las normas oficiales mexicanas y/o acuerdos secretariales relativos a la prevención de la entrada de especies exóticas invasoras, así como el manejo, control y erradicación de aquéllas que ya se encuentren establecidas en el país o en los casos de introducción fortuita, accidental o ilegal.

Artículo 27 Bis 1.- No se autorizará la importación de especies exóticas invasoras o especies silvestres que sean portadoras de dichas especies invasoras que representen una amenaza para la biodiversidad, la economía o salud pública.

CAPÍTULO V

INFRACCIONES Y SANCIONES ADMINISTRATIVAS

Artículo 122. Son infracciones a lo establecido en esta Ley: VI. Manejar ejemplares de especies exóticas fuera de confinamiento controlado o sin respetar los términos del plan de manejo aprobado.

Ley Federal de Sanidad Animal (LFSA) y su reglamento

TÍTULO TERCERO

DEL BIENESTAR DE LOS ANIMALES, IMPORTACIÓN, TRÁNSITO INTERNACIONAL Y EXPORTACIÓN

Capítulo II (De la Importación, Tránsito Internacional y Exportación)

El Artículo 26 prohíbe la importación de animales cuando sean originarios o procedan de zonas, regiones o países que no han sido reconocidos por la Secretaría como libres de enfermedades o plagas exóticas o enzoóticas que se encuentren bajo esquema de campaña oficial en territorio nacional, salvo aquellas mercancías que la Secretaría determine que no implican riesgo zoonosanitario. Ante la notificación oficial de un caso o foco de enfermedad o plaga exótica o enfermedad o plaga que se encuentre bajo campaña oficial, la Secretaría prohibirá de forma inmediata la importación de las mercancías que representen riesgo zoonosanitario.

El artículo 45 establece que la Secretaría suspenderá las importaciones de mercancías reguladas que presenten contaminantes, infección, enfermedad o plaga exótica o enfermedad o plaga bajo campaña oficial en el territorio nacional, lo cual se notificará al país exportador.

TÍTULO QUINTO

DEL DISPOSITIVO NACIONAL DE EMERGENCIA DE SANIDAD ANIMAL, RECURSO DE OPERACIÓN Y FONDO DE CONTINGENCIA Y TRAZABILIDAD

Capítulo I (Del Dispositivo Nacional de Emergencia de Sanidad Animal)

El Artículo 78 establece que cuando se detecte o se tenga evidencia científica sobre la presencia o entrada inminente de enfermedades y plagas exóticas y de notificación obligatoria, erradicadas, desconocidas o inexistentes en el país, que pongan en situación de emergencia zoonosanitaria a una o varias especies o poblaciones de animales en todo o en parte del territorio nacional, o cuando en una enfermedad endémica se rebase el número de casos esperados, la Secretaría activará, integrará y operará el Dispositivo Nacional de Emergencia de Salud Animal que implicará la publicación inmediata mediante acuerdo en el Diario Oficial de la Federación y en su caso, expedirá las disposiciones de sanidad animal, que establezcan las medidas de prevención, control y erradicación que deberán aplicarse al caso particular.

El Artículo 79 estipula que la Secretaría podrá acordar y convenir con las entidades federativas, el Distrito Federal y los municipios, órganos de coadyuvancia y particulares interesados, la creación de uno o varios fondos de contingencia para afrontar inmediatamente las emergencias zoonosanitarias que surjan por la presencia de enfermedades y plagas exóticas, de notificación obligatoria, erradicadas, desconocidas o inexistentes que pongan en peligro el patrimonio pecuario en el territorio nacional; o las emergencias de contaminación en los bienes de origen animal cuando éstos excedan los límites máximos permisibles o se encuentre prohibida su presencia o existan contaminantes microbiológicos que afecten a los consumidores o animales.

Capítulo II (Del Recurso de Operación y Fondo de Contingencia)

El Artículo 82 indica que le corresponde a la Secretaría asumir los costos inmediatos de despoblación en las unidades de producción, cuando se presenten en territorio nacional emergencias zoonosanitarias por enfermedades exóticas.

TÍTULO SEXTO

DEL CONTROL DE PRODUCTOS PARA USO O CONSUMO ANIMAL, ESTABLECIMIENTOS Y ACTIVIDADES Y SERVICIOS

Capítulo I (Del Control de Productos para Uso o Consumo Animal)

El Artículo 96 establece que queda prohibida la importación, producción, almacenamiento o comercialización de cualquier material biológico de enfermedades o plagas exóticas, sin autorización específica de la Secretaría.

Ley Federal de Sanidad Vegetal (LFSV) y su reglamento

CAPITULO V

DEL DISPOSITIVO NACIONAL DE EMERGENCIA DE SANIDAD VEGETAL

Artículo 47.- La Secretaría podrá acordar y convenir con los gobiernos de los estados, organismos auxiliares y particulares interesados, la creación de uno o varios fondos de contingencia para afrontar inmediatamente las emergencias fitosanitarias que surjan por la presencia de plagas exóticas o existentes en el territorio nacional, que pongan en peligro el patrimonio agrícola o forestal del país.

Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables (LGPAS)

TÍTULO TERCERO

DE LA POLÍTICA NACIONAL DE PESCA Y ACUACULTURA SUSTENTABLES

CAPÍTULO I

PRINCIPIOS GENERALES

ARTÍCULO 17.- Para la formulación y conducción de la Política Nacional de Pesca y Acuicultura Sustentables, en la aplicación de los programas y los instrumentos que se deriven de ésta Ley, se deberán observar los siguientes principios: VI. El ordenamiento de la acuicultura a través de programas que incluyan la definición de sitios para su realización, su tecnificación, diversificación, buscando nuevas tecnologías que reduzcan los impactos ambientales y que permitan ampliar el número de especies nativas que se cultiven, dando prioridad en todo momento al cultivo de especies nativas sobre las especies exóticas.

Ley General de Salud (LGS)

CAPITULO XII

Plaguicidas, Nutrientes Vegetales y Substancias Tóxicas o Peligrosas

Artículo 278.- Para los efectos de esta ley se entiende por: I. Plaguicida: Cualquier sustancia o mezcla de sustancias que se destina a controlar cualquier plaga, incluidos los vectores que transmiten las enfermedades humanas y de animales, las especies no deseadas que causen perjuicio o que interfieran con la producción agropecuaria y forestal, así como las sustancias defoliantes y las desecantes.

Artículo 279.- Corresponde a la Secretaría de Salud: II. Autorizar, en su caso, los productos que podrán contener una o más de las sustancias, plaguicidas o nutrientes vegetales, tomando en cuenta el empleo a que se destine el producto. V. Establecer, en coordinación con las dependencias competentes, las normas oficiales mexicanas en las que se especifiquen las condiciones que se deberán cumplir para fabricar, formular, envasar, etiquetar, embalar, almacenar, transportar, comercializar y aplicar plaguicidas, nutrientes vegetales y sustancias tóxicas o peligrosas en cualquier fase de su ciclo de vida. A efecto de proteger la salud de la población prevalecerá la opinión de la Secretaría de Salud.

Artículo 280.- La Secretaría de Salud emitirá las normas oficiales mexicanas de protección para el proceso, uso y aplicación de los plaguicidas, nutrientes vegetales y sustancias tóxicas o peligrosas.

CAPITULO XIII

Importación y Exportación

Artículo 298.- Se requiere autorización sanitaria de la Secretaría de Salud para la importación de los plaguicidas, nutrientes vegetales y sustancias tóxicas o peligrosas que constituyan un riesgo para la salud.

TITULO DECIMO SEXTO

Autorizaciones y Certificados

CAPITULO I

Autorizaciones

Artículo 376.- Requieren registro sanitario los medicamentos, estupefacientes, sustancias psicotrópicas y productos que los contengan; equipos médicos, prótesis, ayudas funcionales, agentes de diagnóstico, insumos de uso odontológico, materiales quirúrgicos, de curación y productos higiénicos, estos últimos en los términos de la fracción VI del artículo 262 de esta Ley, así como los plaguicidas, nutrientes vegetales y sustancias tóxicas o peligrosas.

Acuerdo por el que se determina la lista de las especies exóticas invasoras para México

ARTÍCULO PRIMERO.

Se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México, mismas que se señalan en el Anexo I del presente Acuerdo, en la cual se indican el nombre científico y su distribución natural, de conformidad con el Artículo 27 Bis de la Ley General de Vida Silvestre.

ARTÍCULO SEGUNDO.

En las Áreas Naturales Protegidas que cuentan con cuerpos de agua continentales y marinos; en los hábitats críticos para la conservación de la vida silvestre; y en las áreas de refugio para proteger especies acuáticas; las especies del Anexo II serán consideradas como especies exóticas invasoras, ya que pueden representar una amenaza para la biodiversidad, la economía o la salud pública y causar severos impactos en los ecosistemas y en los servicios ambientales que proporcionan.

ANEXO B. PUNTOS GENERALES

Achatina fulica (Bowdich, 1822)

- *Nombre común*: caracol gigante africano.
- *Hábito*: terrestre.
- *Usos*: mascota, alimento humano y de peces, investigación, medicina-farmacéutica y fines religiosos.
- *Beneficios económicos*: se explota en la industria farmacológica, ya que es una especie que tiene propiedades antimicrobianas y anticancerígenas, y también en el mercado de mascotas.
- *Impactos económicos*: en agricultura (más de 500 especies de plantas, algas y líquenes, aunque el impacto mayor lo presentan las cucurbitáceas y leguminosas), construcción e infraestructura.
- *Impactos a la salud*: transmite meningitis eosinofílica en el hombre y patógenos a plantas y cultivos.
- *Impactos ambientales*: desplaza fauna nativa; ocasiona declive y extinción de especies endémicas y nativas; los métodos de control químico empleados contra *A. fulica* afectan indirectamente al ambiente.
- *Presencia en México*: ausente.
- *Riesgo de introducción en México*: es altamente susceptible de ser importada de cualquier país hacia México debido a que su introducción ha sido prohibida tan solo hace un par de meses (diciembre de 2016) y su comercio no está regulado aún. No figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (NOM-054-ZOO-1996) y la especie ha establecido poblaciones en un país vecino desde hace más de cinco décadas (Estados Unidos: Florida). No se ha encontrado a la venta en portales de internet en México. La dispersión de *A. fulica* en todos sus estados de desarrollo ocurre de manera accidental asociado a la actividad agrícola (los huevos y juveniles se adhieren a la maquinaria agrícola, vehículos y cajas de cosecha de productos vegetales), el mercado de plantas, escapes (de terrarios y jardines), y también de manera intencional para venderlo como alimento y en el mercado de mascotas (ornato y carnada para la pesca) y para fines farmacéuticos.
- *Puntaje MERI*: 0.8179 (valor de invasividad muy alto).
- *Recomendaciones*:
 - A pesar de que la especie fue incluida recientemente en el Acuerdo por el que se determina la lista de las especies exóticas invasoras para México (2016), y con ello se prohíbe su importación al país (artículo 27 Bis 1 de la Ley General de Vida Silvestre), ahora es necesario ahora un programa de detección temprana y manejo de la especie en México.

- Si bien el Programa de Vigilancia Epidemiológica Fitosanitaria de la SENASICA cuenta con una guía de síntomas y daños del caracol gigante africano disponible en internet; es necesaria su divulgación masiva en aeropuertos, puertos, aduanas y centrales de abastos para detectar y frenar el posible ingreso de la especie al país, ya sea con la intención de importarlo o cuando su introducción es no intencional (desapercibida).
- Inspeccionar locales, tiendas y mercados de mascotas de las principales ciudades para detectar oportunamente su comercialización y alertar sobre sus riesgos.
- Revisar con frecuencia, el principal sitio de ventas por internet en el país con el propósito de detectar oportunamente la comercialización de la especie.

Cipangopaludina chinensis (Gray, 1834)

- *Nombre común*: caracol misterio chino.
- *Hábito*: dulceacuícola.
- *Usos*: alimento humano, ornato, acuarismo y bioremediación.
- *Beneficios económicos*: la especie se comercializa par consumo humano y acuarismo, por lo que representa una fuente de ingresos en la población.
- *Impactos económicos*: afectaciones en tuberías.
- *Impactos a la salud*: es vector de diversos parásitos que ocasionan enfermedades intestinales en el hombre.
- *Impactos ambientales*: competencia con especies nativas; tasas de filtración mayores a las especies nativas; declinación y extirpación de especies nativas; reducción de la biomasa algal; incremento de la relación nitrógeno-fósforo en la columna de agua.
- *Presencia en México*: ausente.
- *Riesgo de introducción en México*: es altamente susceptible de ser importada de cualquier país hacia México debido a que su introducción ha sido prohibida tan solo hace un par de meses (diciembre de 2016) y su comercio no está regulado aún. No figura en la lista de plagas sujetas a cuarentena obligada (NOM-054-ZOO-1996) y la especie ha establecido poblaciones en Estados Unidos y Canadá desde hace varias décadas. No se ha encontrado a la venta en portales de internet en México. La especie puede viajar escondida entre las macrófitas que se adhieren a las embarcaciones de recreación. Estas embarcaciones al dirigirse hacia otros lagos y cuerpos de agua, transporta desapercibidamente los caracoles junto con las macrófitas y éste esta ha sido el principal vector para la dispersión no intencional de la especie en Norteamérica.
- *Puntaje MERI*: 0.6625 (valor de invasividad muy alto).
- *Puntaje FIS-IK*: 36 (rechazada, alto riesgo).
- *Recomendaciones*:
 - A pesar de que la especie fue incluida recientemente en el Acuerdo por el que se determina la lista de las especies exóticas invasoras para México (2016), y con ello se prohíbe su importación al país (artículo 27 Bis 1 de la Ley General de Vida Silvestre), ahora es necesario ahora un programa de detección temprana y manejo de la especie en México.
 - Emitir una ficha de alerta para la detección temprana del caracol misterio chino en aeropuertos, puertos y aduanas del país.
 - Inspeccionar locales, tiendas y mercados de mascotas de las principales ciudades para detectar oportunamente su comercialización y alertar sobre sus riesgos.
 - Revisar con frecuencia, el principal sitio de ventas por internet en el país con el propósito de detectar oportunamente la comercialización de la especie.

Clea helena (Meder en Philippi, 1847)

- *Nombre común*: caracol asesino.
- *Hábito*: dulceacuícola.
- *Usos*: ornato, acuarismo, control biológico e investigación.
- *Beneficios económicos*: la especie se comercializa por lo que representa una fuente de ingresos en un sector de la población.
- *Impactos económicos*: no han sido estimados.
- *Impactos a la salud*: desconocidos en el humano, pero es un hospedero intermediario de parásitos de aves, peces y sanguijuelas.
- *Impactos ambientales*: desconocidos.
- *Presencia en México*: sí, en cautiverio. La especie se comercializa en un portal de internet (mercado libre) cuyos vendedores se ubican en Puerto Vallarta, Cuernavaca y la Ciudad de México. La identificación de los ejemplares requiere ser corroborada por expertos taxónomos.
- *Riesgo de dispersión en México*: la especie solo se ha encontrado en cautiverio; sin embargo, su costo es relativamente accesible (100 pesos/caracol) y su tamaño es pequeño (máximo 2.8 cm), por lo que se puede esconder entre las plantas y algas de los acuarios y correr el riesgo de ser removidos junto con las plantas de los acuarios. Es común que estas plantas y algas que han sido reemplazadas de los acuarios se viertan directamente en ríos, riachuelos, canales o lagos, y, en consecuencia, la liberación de los caracoles puede ser inadvertida.
- *Puntaje MERI*: 0.3875 (valor de invasividad alto).
- *Puntaje FIS-IK*: 17 (rechazada, alto riesgo).
- *Recomendaciones*:
 - Se espera que la información vertida en este estudio sirva para que la reglamentación del país en materia ambiental prohíba el ingreso de *Clea helena* en México; que la especie sea incluida en el Acuerdo por el que se determina la lista de las especies exóticas invasoras para México; y se establezca un programa de detección temprana y manejo de la especie invasora.
 - Emitir una ficha de alerta para la detección temprana del caracol misterio chino en aeropuertos, puertos, aduanas, para detectar el posible ingreso de la especie al país, ya sea con la intención de importarlo o cuando su introducción es no intencional (desapercibida).
 - Inspeccionar locales, tiendas y mercados de mascotas de las principales ciudades para detectar oportunamente su comercialización y alertar sobre sus riesgos.
 - Revisar con frecuencia, el principal sitio de ventas por internet en el país con el propósito de detectar oportunamente la comercialización de la especie.

Cornu aspersum (Müller, 1774)

- *Nombre común*: caracol de jardín.
- *Hábito*: terrestre.
- *Usos*: alimento humano y animal, mascota, cosméticos, farmaceutica, biomonitoreo.
- *Beneficios económicos*: la especie se comercializa, se consume y se cultiva en México, por lo que representa una fuente de ingresos en varios sectores de la población.
- *Impactos económicos*: en agricultura, fruticultura, vinicultura y jardinería.
- *Impactos a la salud*: hay casos de alergia por ingesta en el humano. También es portador del nemátodo causante de la aelurostrongilosis felina en gatos domésticos y silvestres (leopardos, jaguares, pumas, leones, tigres y panteras).
- *Impactos al ambiente*: compite con especies nativas; modifica la estructura de las comunidades vegetales; aumenta la biomasa de bacterias y hongos; y aumenta las tasas de descomposición.
- *Presencia en México*: sí, desde hace más de un siglo se ha reportado en ambientes naturales. Se comercializa en el mercado de mascotas (locales, mercados e internet) y también se cultiva (helicultura).
- *Riesgo de dispersión en México*: en México se encuentra en por lo menos 12 estados: Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Estado de México, Puebla, San Luis Potosí, Tlaxcala, Veracruz, y en la Ciudad de México. Su costo es bastante accesible (desde 3 pesos/caracol) y se puede esconder entre las plantas y tierra para macetas que comúnmente son comercializadas en el país (en estado de huevo, juvenil y adulto), por lo que se corre el riesgo de seguir dispersando a la especie en otras regiones que aún están libres de ella, por medio del mercado de plantas y tierra para macetas.
- *Puntaje MERI*: 0.8593 (valor de invasividad muy alto).
- *Recomendaciones*:
 - Se espera que la información vertida en este estudio sirva para que la especie sea incluida en el Acuerdo por el que se determina la lista de las especies exóticas invasoras para México, y que se prohíban nuevos ingresos de *Cornu aspersum* al país e impida su traslado entre estados.
 - Establecer un programa de detección temprana y manejo de la especie invasora.
 - Realizar un censo de los sitios formales e informales de helicultura en el país.
 - Elaborar programas de aprovechamiento de la especie invasora a través de proyectos comunitarios.
 - Apoyar proyectos de investigación que permitan comprender las relaciones del caracol de jardín con la biota nativa y su entorno, con énfasis en áreas naturales protegidas e islas.

Euglandina rosea (Ferussac, 1821)

- *Nombre común*: caracol lobo.
- *Hábito*: terrestre.
- *Uso*: control biológico.
- *Beneficios económicos*: la especie no se comercializa aún y en consecuencia, no representa una actividad económica.
- *Impactos económicos*: no han sido estimados.
- *Impactos a la salud*: es hospedero intermediario de parásitos que ocasionan enfermedades intestinales en el hombre.
- *Impactos ambientales*: disminución y extinción de especies nativas.
- *Presencia en México*: sí, se ha reportado en Matamoros (Tamaulipas), área que junto con Texas, Luisiana, Mississippi, Alabama y Georgia, se considera su área natural de distribución de la especie. No obstante, también se ha reportado en la Reserva de la Biosfera de San Ka'an (Quintana Roo). No se ha encontrado a la venta en portales de internet en México, pero es necesario visitar los locales, tiendas y mercados de mascotas de las ciudades más importantes para detectar su posible oportunamente su comercialización y alertar sobre sus riesgos.
- *Riesgo de dispersión en México*: el riesgo de que la especie logre su dispersión a otros sistemas naturales de México, no propiamente su área de distribución natural, es alto debido a sus mecanismos naturales de dispersión y también a que en los últimos años es común encontrar videos en internet del caracol lobo mostrando su alta capacidad para atrapar a sus presas, que usualmente son otras especies de moluscos. Esta característica ha despertado el interés de los comerciantes de mascotas y de los usuarios por adquirir la especie, y en consecuencia, no se descarta su venta como mascota en un futuro inmediato.
- *Puntaje MERI*: 0.7375 (valor de invasividad muy alto).
- *Recomendaciones*:
 - Se espera que la información vertida en este estudio sirva para que la especie sea incluida en el Acuerdo por el que se determina la lista de las especies exóticas invasoras para México, y se prohíba el traslado de *Euglandina rosea* entre estados del norte con el centro y sur del país.
 - Establecer un programa de detección temprana y manejo de la especie invasora.
 - Realizar muestreos en los estados norteños de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas que permitan reconocer el rango de distribución actual de la especie.
 - Corroborar el registro del caracol lobo en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an.
 - Inspeccionar locales, tiendas y mercados de mascotas de las principales ciudades para detectar oportunamente su comercialización y alertar sobre sus riesgos.

- Revisar con frecuencia, el principal sitio de ventas por internet en el país con el propósito de detectar oportunamente la comercialización de la especie.
- Emitir fichas de alerta para la detección temprana de la especie en el país.

Melanoides tuberculata (Müller, 1774)

- *Nombre común*: caracol melanoide.
- *Hábito*: dulceacuícola.
- *Usos*: acuarismo y control biológico.
- *Beneficios económicos*: la especie se comercializa en México, por lo que representa una fuente de ingresos en un sector de la población.
- *Impactos económicos*: no han sido estimados.
- *Impactos a la salud*: portador de tremátodos que ocasionan enfermedades en el hombre, peces de interés comercial, aves y mamíferos.
- *Impactos ambientales*: hospedero intermediario de parásitos; desplazamiento de especies nativas por competencia; cambios en el flujo de nutrientes; cambios en las tasas de sedimentación y eutroficación.
- *Presencia en México*: sí, su presencia en el medio natural data de los años 1970's y actualmente se encuentra en Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Colima, Durango, Jalisco, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Tabasco, Tamaulipas, Tlaxcala y Veracruz. También se comercializa en un portal de internet en México (mercado libre).
- *Riesgo de dispersión en México*: el riesgo de que la especie logre su dispersión a otros sistemas naturales de México es alto debido a su mecanismo natural de dispersión, y también por efecto de su comercio y de su liberación intencional o no intencional en los sistemas acuáticos, además de su tamaño que es muy pequeño por lo que su detección no es fácil.
- *Puntaje MERI*: 0.7687 (valor de invasividad muy alto).
- *Puntaje FIS-IK*: 34 (rechazada, alto riesgo).
- *Recomendaciones*:
 - A pesar de que la especie fue incluida recientemente en el Acuerdo por el que se determina la lista de las especies exóticas invasoras para México (2016), y con ello se prohíbe su importación al país (artículo 27 Bis 1 de la Ley General de Vida Silvestre), ahora es necesario un programa de detección temprana y manejo de la especie en México, además de la prohibición de nuevos ingresos de *Melanoides tuberculata* al país y se impida su traslado entre estados.
 - Establecer un programa de detección temprana y manejo de la especie invasora.
 - Apoyar proyectos de investigación que permitan comprender las relaciones del caracol melanoide con la biota nativa y su entorno, particularmente en las áreas naturales protegidas donde ha sido reportada la especie.

Pomacea canaliculata (Lamarck, 1822)

- *Nombre común*: caracol manzano.
- *Hábito*: dulceacuícola.
- *Usos*: alimento humano, acuicultura, acuarismo, control biológico.
- *Beneficios económicos*: la especie se comercializa por lo que representa una fuente de ingresos en un sector de la población.
- *Impactos económicos*: cultivos de arroz y taro.
- *Impactos a la salud*: vector de parásitos que ocasionan esquistosomiasis y angistrongiliasis en el hombre.
- *Impactos ambientales*: competencia y desplazamiento de especies nativas; pérdida total de plantas; incremento en las concentraciones de nutrientes y en la biomasa fitoplanctónica; aumento de los niveles de fósforo en el agua.
- *Presencia en México*: sí, se encuentra en la presa derivadora Matamoros-1950 del canal Todo Mexicano, Algodones (Baja California). Se ha detectado la venta de caracoles manzano en un portal de internet de México (mercado libre), pero no se ha corroborado que los individuos en venta correspondan a *P. canaliculata*.
- *Riesgo de dispersión en México*: el riesgo de que la especie logre su dispersión a otros sistemas naturales de México es alto debido a su mecanismo natural de dispersión y también por efecto de su posible comercio en el acuarismo; además de que también se han establecido poblaciones de la especie en un país vecino (suroeste de Estados Unidos: Río Colorado, California y Arizona).
- *Puntaje MERI*: 0.7906 (valor de invasividad muy alto).
- *Puntaje FIS-IK*: 42 (rechazada, alto riesgo).
- *Recomendaciones*:
 - Se espera que la información vertida en este estudio sirva para que la especie sea incluida en el Acuerdo por el que se determina la lista de las especies exóticas invasoras para México; se prohíban nuevos ingresos de *P. canaliculata* al país y se impidan sus traslado entre estados.
 - Establecer un programa de detección temprana y manejo de la especie invasora.
 - Realizar muestreos en el canal Todo Mexicano para verificar si la especie logró establecer poblaciones viables en la localidad.
 - Inspeccionar locales, acuarios y mercados de peces para detectar oportunamente la comercialización de la especie.
 - Corroborar la identificación de los ejemplares comercializados en los portales de internet de México.

- Emitir fichas de alerta para la detección temprana de la especie en otras localidades del país.

Pomacea maculata Perry, 1810

- *Nombre común*: caracol manzano.
- *Hábito*: dulceacuícola.
- *Usos*: alimento humano, acuicultura, acuarismo, control biológico.
- *Presencia en México*: no, pero se ha detectado la venta de caracoles manzano en un portal de internet de México, aunque no se ha corroborado que los individuos en venta correspondan a *P. maculata*.
- *Riesgo de dispersión en México*: el riesgo de que la especie logre su ingreso y dispersión a los sistemas naturales de México es alto debido a su mecanismo natural de dispersión, a que ha establecido poblaciones en el sureste de Estados Unidos (Alabama, Georgia, Florida, Luisiana, Mississippi, Carolina del Norte, Carolina del Sur y Texas) y su posible comercialización en el acuarismo.
- *Beneficios económicos*: la especie se comercializa por lo que representa una fuente de ingresos en un sector de la población.
- *Impactos económicos*: cultivos de arroz y taro.
- *Impactos a la salud*: vector de parásitos que ocasionan esquistosomiasis y angiostrongiliasis en el hombre.
- *Impactos ambientales*: competencia, desplazamiento y extinción de especies nativas; pérdida total de plantas; incremento en las concentraciones de nutrientes y en la biomasa fitoplanctónica; aumento de los niveles de fósforo en el agua.
- *Puntaje MERI*: 0.85 (valor de invasividad muy alto).
- *Puntaje FIS-IK*: 38 (rechazada, alto riesgo).
- *Recomendaciones*:
 - Se espera que la información vertida en este estudio sirva para que la especie sea incluida en el Acuerdo por el que se determina la lista de las especies exóticas invasoras para México; se prohíban nuevos ingresos de *P. canaliculata* al país y se impidan sus traslado entre estados.
 - Establecer un programa de detección temprana y manejo de la especie invasora.
 - Realizar muestreos en los estados norteros de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas para detectar *P. maculata*.
 - Inspeccionar locales, acuarios y mercados de peces para detectar la comercialización de la especie.
 - Corroborar la identificación de los ejemplares comercializados en los portales de internet de México.
 - Emitir fichas de alerta para la detección temprana de la especie.