



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA  
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

## CATÁLOGO ESPAÑOL DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

*Undaria pinnatifida*  
(Harvey) Suringar, 1873

Memoria Técnica Justificativa

<b>Nombre vulgar</b>	Castellano: wakame Catalán: no tiene Gallego: no tiene Vasco: no tiene Inglés: wakame, Japanese kelp, Asian kelp, sea mustard, precious sea grass
<b>Posición taxonómica</b>	Reino: Chromista Phylum: Ochrophyta Clase: Phaeophyceae Orden: Laminariales Familia: Alariaceae
<b>Observaciones taxonómicas</b>	<u>Sinónimos:</u> <ul style="list-style-type: none"><li>- <i>Alaria pinnatifida</i> Harvey, 1860</li><li>- <i>Ulopteryx pinnatifida</i> (Harvey) Kjellman, 1885</li></ul>
<b>Resumen de su situación e impacto en España</b>	<p><i>U. pinnatifida</i> es un alga parda originaria del noroeste asiático y de gran importancia culinaria en Japón, China y Corea. Desde los 70 se ha ido expandiendo por el mundo, principalmente debido al transporte de ostras y por fouling (CABI, 2020). Es una de las especies invasoras marinas más exitosas, está incluida en la lista de las cien peores invasoras del mundo (Lowe <i>et al.</i>, 2000) y en las diez peores de Europa (Gallardo, 2014), y es considerada la tercera más peligrosa de 113 macroalgas introducidas (Nyberg &amp; Wallentinus, 2005). En España se encuentra en las costas de Galicia, donde está ampliamente distribuida y establecida, de Asturias y de las islas Canarias.</p> <p>Es un alga oportunista, capaz de colonizar y crecer rápidamente sobre cualquier tipo de sustrato duro. Generalmente ocupa nichos ecológicos vacíos, siendo abundante sobre sustratos artificiales o naturales cuya vegetación ha sido alterada. Habita en aguas preferentemente por debajo de los 12 °C y se degrada a temperaturas superiores a 20 °C, aunque la fase gametofítica de su ciclo vital es microscópica y puede permanecer latente durante casi un año, pudiendo sobrevivir así a condiciones adversas. En su área nativa la fase macroscópica (esporófito) desaparece durante el verano, mientras que en áreas más frías las poblaciones tienen generaciones solapadas y su presencia es continua.</p> <p>Sus impactos ecológicos no se conocen con exactitud y dependen de la localización, siendo negativos en algunas áreas y neutros en otras (CABI, 2020). Forma densos bosques bajo el agua, compitiendo por la luz y el espacio y pudiendo llegar a excluir o desplazar a las especies nativas de algas y fauna (GISD, 2020). También puede afectar negativamente a la industria pesquera y de maricultura.</p> <p>Debido a su gran tolerancia frente a un amplio rango de temperaturas,</p>

	<p>capacidad de explotar las alteraciones de las comunidades nativas, y la continua transferencia entre regiones a través de embarcaciones y actividades de acuicultura, es muy probable que esta especie continúe su expansión a lo largo de miles de kilómetros de costa. Es difícil de gestionar porque la erradicación es raramente exitosa. Por lo tanto, conocer las potenciales vías de entrada, mantener a las poblaciones de especies nativas formadoras de dosel que limitan el éxito de <i>U. pinnatifida</i> y gestionar de forma efectiva los vectores antropogénicos de dispersión deberían ser las medidas de gestión prioritarias para reducir su expansión y llegada a nuevas localizaciones (South <i>et al.</i>, 2017).</p>
<b>Normativa nacional</b>	Incluida en el Catálogo español de especies exóticas invasoras, regulado por el Real Decreto 630/2013.
<b>Normativa autonómica</b>	No incluida en Listados o Catálogos regionales de especies exóticas invasoras.
<b>Normativa europea</b>	No incluida en el Listado de Especies Exóticas Preocupantes para la UE, regulado por Reglamento UE 1143/2014.
<b>Acuerdos y Convenios Internacionales</b>	No está recogido en acuerdos o convenios internacionales.
<b>Listas y Atlas de Especies Exóticas Invasoras</b>	<p><b>Mundial:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Global Invasive Species Database (GISD)</li> <li>- World Register of Introduced Marine Species (WRiMS)</li> <li>- Invasive Species Compendium (CABI)</li> <li>- Invasive and Exotic Species of North America</li> <li>- Non-native Species Secretariat (NNSS)</li> </ul> <p><b>Europeo:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Delivering Alien Invasive Species Inventories in Europe (DAISIE)</li> <li>- European Alien Species Information Network (EASIN)</li> </ul> <p><b>Nacional:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- InvasIBER</li> </ul> <p><b>Regional:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- No incluida</li> </ul>
<b>Área de distribución y evolución de la población</b>	<p><b>Área de distribución natural</b></p> <p>Nativa de Rusia y Asia, con grandes poblaciones en China, Japón y Corea del Norte y extensamente cultivada como alimento (Sewell, 2019; Epstein &amp; Smale, 2017; South <i>et al.</i>, 2017). En Japón se cultiva desde principios de los 60 (Guiry, 2020). Su importancia económica como fuente de alimento es muy considerable, siendo la cosecha mundial en 2013 de más de 2 millones de toneladas de peso fresco (Epstein &amp; Smale, 2017).</p> <p><b>Área de distribución mundial</b></p> <p><i>U. pinnatifida</i> se ha convertido también en una de las macroalgas invasoras más ampliamente distribuidas en todo el mundo, habiéndose establecido en extensas áreas del noreste y suroeste del Atlántico, noreste, sureste y suroeste del Pacífico y los mares Mediterráneo y del Norte (South <i>et al.</i>, 2017).</p> <p>Ha sido introducida en China, Corea, Taiwan, Australia (Tasmania, Victoria), Nueva Zelanda, Francia, Italia, España, Portugal, Reino Unido, Irlanda, Bélgica, Países Bajos, Alemania, Rusia, México, EEUU (California) y Argentina (CABI, 2020).</p>

	<p><b>España</b> Presente en Galicia, Asturias y las islas Canarias (Gallardo <i>et al.</i>, 2016). En algunas rías gallegas se encuentran poblaciones irreversiblemente establecidas y en expansión. Es una especie importante para la industria alimentaria, por lo que recientemente se han desarrollado en España técnicas de cultivo destinadas a incrementar su producción (InvasIBER).</p> <p><b>Evolución</b> La primera cita fuera de su área de distribución nativa fue en la costa mediterránea francesa en 1971, desde donde fue transferida a Bretaña intencionadamente para su cultivo en 1983. En el 87 se encontraron individuos reproductores cerca de una de las granjas. También se vio reclutamiento natural en St. Malo y en el estuario de Rance.</p> <p>En España apareció por primera vez en 1990, en la ría de Arousa, y posteriormente se encontraba a lo largo de la costa atlántica hasta Portugal. Ese año también se registró su presencia en Bélgica y Países Bajos, siendo estas las citas más al norte de su distribución. En 1994 llegó al sur de Reino Unido y las Channel Islands. El descubrimiento más reciente fue en Argentina (DAISIE; CABI, 2020).</p>
<p><b>Vías de entrada y expansión</b></p>	<p><b>Vectores potenciales de introducción, entre otros:</b> Los vectores antropogénicos, incluyendo la navegación comercial, pesquera y recreativa, y la transferencia de stock y equipamiento de acuicultura están profundamente implicados en la dispersión de <i>U. pinnatifida</i> entre regiones (South <i>et al.</i>, 2017; Epstein &amp; Smale, 2017). En el Mediterráneo se cree que fue introducida accidentalmente en importaciones de ostras del Pacífico (<i>Crassostrea gigas</i>) (invasIBER), y también ha sido introducida intencionadamente para su cultivo en la Bretaña francesa. Por lo tanto, la mayoría de introducciones iniciales han ocurrido en hábitats antropogenizados (Epstein &amp; Smale, 2017). Su presencia en estos, junto con análisis genéticos, demuestran que los vectores antropogénicos han facilitado la dispersión de <i>U. pinnatifida</i> mucho más lejos de lo que le permitirían los mecanismos de dispersión natural (South <i>et al.</i>, 2017).</p> <p>Otra posible vía de entrada es la llegada de escombros debido a inundaciones y otros desastres naturales. Por ejemplo, en Oregón, se ha encontrado adherida a restos de puertos japoneses arrastrados a la orilla tras un tsunami (CABI, 2020).</p> <p><b>Vectores potenciales de dispersión, entre otros:</b> La expansión de su área de distribución a otros hábitats antropogénicos ha sido facilitada por el transporte humano, principalmente por fouling en los cascos de embarcaciones (Epstein &amp; Smale, 2017; CABI, 2020). En un estudio realizado entre 1998 y 2001, <i>U. pinnatifida</i> se encontraba en el 31-50% de los busques comerciales y recreativos en los puertos de Nueva Zelanda (Forrest &amp; Hopkins, 2013). Una vez establecida, puede dispersarse a hábitats naturales, aunque su tasa de dispersión natural es variable y más baja que la mediada por humanos (Epstein &amp; Smale, 2017).</p> <p>Durante la fase esporofítica puede liberar 100-700 millones de esporas, que pueden ser viables hasta 10 días (Epstein &amp; Smale, 2017). Se estima que la tasa de dispersión por esporas es baja (1-100 m/año) y depende de la mortalidad de estas, velocidad y dirección de las corrientes, dilución de las esporas en la columna de agua y disponibilidad de sustrato adecuado para su establecimiento (Forrest <i>et al.</i>, 2000; Schiel &amp; Thompson, 2012). La deriva de esporófitos enteros libres o unidos a sustratos inestables, como guijarros que son transportados por acción de las olas y las corrientes de agua, puede incrementar la dispersión a escala local hasta 1-</p>

	<p>10 km al año (Epstein &amp; Smale, 2017; South <i>et al.</i>, 2017).</p> <p>En la dispersión de <i>U. pinnatifida</i> en medios naturales influyen las hidrodinámicas locales, presión de propágulos, tipo de sustrato y estructura de las comunidades locales (Forrest <i>et al.</i>, 2000; Russell <i>et al.</i>, 2008; Schiel &amp; Thompson, 2012). En Timaru (Nueva Zelanda), solo consiguió expandirse 1 km hacia la costa abierta a pesar de su prolífica presencia durante 20 años dentro del puerto, probablemente debido al sustrato de grava dominante en la línea de costa (Russell <i>et al.</i>, 2008). En sistemas costeros abiertos de sustrato duro, su dispersión puede ser más rápida. Por ejemplo, en los puertos de Otago y Moeraki (Nueva Zelanda) la tasa de dispersión era de 1 y 2 km por año, respectivamente (Russell <i>et al.</i>, 2008), y en Tasmania, de 10 km por año, llegando a ocupar 320 km de costa en 2002 (Shepherd, 2013). Sin embargo, es difícil distinguir si las nuevas áreas son colonizadas solamente por dispersión natural o con ayuda de vectores antropogénicos (South <i>et al.</i>, 2017).</p>
<p><b>Descripción del hábitat y biología de la especie</b></p>	<p>Es un alga parda que puede llegar a medir 1-3 m de longitud, con un nervio central en forma de correa de 1-3 cm de ancho cuyos bordes se expanden en forma de lámina dividida en pinnas de 50-80 cm de largo. En su base se origina un estipe a cada lado del cual, al alcanzar la madurez, se forma un esporófilo ondulado (InvasIBER; GISD, 2020; Sewell, 2019). La morfología de esta especie varía a lo largo de su área de distribución (CABI, 2020).</p> <p>Presenta un ciclo de vida anual, digenético y heteromórfico, alternando entre un esporófito diploide macroscópico y un gametófito haploide microscópico. La temperatura, luz y profundidad son señales importantes para su desarrollo. El esporófito se desarrolla durante el invierno. Su esperanza de vida es de 6-8 meses, durante los que puede crecer hasta 1-1,7 mm al día, lo que le permite ocupar el espacio rápidamente (Epstein &amp; Smale, 2017; South <i>et al.</i>, 2017). Al aproximarse el verano desarrolla esporófilos con esporangios que liberan zoosporas de 9 µm de longitud, biflageladas y móviles que se dispersan, se asientan y germinan dando lugar a gametófitos masculinos y femeninos. Estos pueden pasar un periodo de latencia, siendo capaces de sobrevivir en condiciones adversas. Cuando las condiciones son favorables dan lugar a gametos y, tras la fecundación, se forma un nuevo esporófito (GISD, 2020; DAISIE; InvasIBER; Sewell, 2019; CABI, 2020). Los gametófitos pueden permanecer viables hasta 2 años, creando un banco de semillas en expansión (Epstein &amp; Smale, 2017). Esto, junto con su capacidad de retrasar el desarrollo y su productividad masiva (puede producir hasta 1,2 millones de esporas por cm<sup>2</sup> de tejido y hasta 700 millones por individuo) le proporciona a <i>U. pinnatifida</i> un significativo potencial para persistir en las áreas invadidas (Schiel &amp; Thompson, 2012).</p> <p>La temperatura es el principal factor que determina la dinámica anual de las poblaciones de esta especie (Epstein &amp; Smale, 2017):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Crecimiento del esporófito: 0-27 °C (óptimo 5-20 °C)</li> <li>- Madurez del esporófito: 5-27 °C</li> <li>- Senescencia del esporófito: 24 °C o más</li> <li>- Liberación y asentamiento de esporas: 11-25 °C</li> <li>- Supervivencia del gametófito: -1-30 °C</li> <li>- Crecimiento óptimo del gametófito: 15-20 °C</li> <li>- Gametogénesis y fecundación: 10-15 °C</li> </ul> <p>Muchos otros factores abióticos afectan al crecimiento y distribución de <i>U. pinnatifida</i>, incluyendo la salinidad, duración del día, concentración de nutrientes y exposición al oleaje. Es viable en un amplio rango de regímenes de luz, aunque cambios en la irradiancia y longitud del día</p>

afectan a su ciclo vital. El gametófito puede soportar al menos 7 meses en completa oscuridad (Epstein & Smale, 2017). Ambas fases vitales requieren salinidades por encima de 27 PSU (DAISIE), aunque experimentos de laboratorio han demostrado que pueden sobrevivir a 6 PSU y que la salinidad mínima en la que pueden asentarse las zoosporas es de 19 PSU (Epstein & Smale, 2017)

Algunas especies de copépodos, anfípodos, erizos de mar y peces depredan sobre *U. pinnatifida* (DAISIE), pero se sabe muy poco sobre cómo afecta la presión del ramoneo a su abundancia (South *et al.*, 2017).

#### **Hábitat en su área de distribución natural**

En el área nativa de *U. pinnatifida* la temperatura de la superficie del mar es de -0,6-16,8 °C en los meses más fríos y 23-29,5 °C en los más cálidos (Epstein & Smale, 2017). La capacidad de tolerar este amplio rango de temperaturas se debe a la supervivencia de los gametófitos microscópicos, que pueden sobrevivir a entre -1 y 30 °C. El crecimiento del esporófito tiene un rango de temperatura más restringido, por encima de los 20 °C se degrada y con temperaturas superiores a 23 °C muere (GISD, 202). Por lo tanto, en el área de distribución nativa los esporófitos desaparecen cada verano y las poblaciones macroscópicas son discontinuas en el tiempo.

Los esporófitos crecen sobre rocas y otros sustratos duros a profundidades de hasta 15 m y temperaturas de 4-25 °C, desde finales de octubre o principios de noviembre hasta la primavera (CABI, 2020). Debido a que requieren sustratos duros, se encuentran predominantemente en arrecifes rocosos, aunque también pueden encontrarse invadiendo lechos de plantas marinas y comunidades de sedimentos mixtos. Su crecimiento muestra una correlación positiva con la concentración de nutrientes, por lo que se encuentran en mayor abundancia en costas abiertas moderadamente protegidas o moderadamente expuestas o bahías cerca de mar abierto (Epstein & Smale, 2017).

#### **Hábitat en su área de introducción**

Muchas zonas de la distribución de *U. pinnatifida* tienen menores variaciones anuales de temperatura que la mayoría de su área nativa, lo que significa que las señales térmicas para su historia de vida anual se pierden y los esporófitos macroscópicos pueden estar presentes durante todo el año. En las regiones con temperaturas estivales superiores a 25 °C las poblaciones son discontinuas en el tiempo, mientras que, en regiones más frías, donde la temperatura no es suficientemente alta para inducir la latencia de los gametófitos, las poblaciones tienen generaciones solapadas y su presencia es continua en el tiempo, aunque los individuos esporófitos sigan siendo anuales (CABI, 2020).

Habita en aguas costeras con un amplio rango de exposición al oleaje, desde puertos protegidos hasta costas abiertas, y se extiende desde el nivel de la marea baja hasta los 18 m de profundidad, aunque es más común a 1-3 m (Epstein & Smale, 2017). Tolerancia también un amplio rango de irradiancia. (GISD, 2020; Sewell, 2019).

Es una especie oportunista que coloniza rápidamente sustratos nuevos, degradados o artificiales, formando densos tapices sobre el sustrato o cubriendo la biota existente (invasIBER). Puede desarrollarse en casi cualquier tipo de sustrato duro, como quijarros, lechos rocosos, conchas, algas coralinas, algas formadoras de doseles y praderas marinas, y superficies artificiales como boyas de plástico, cascos de metal de embarcaciones, pilotes de hormigón, cables de acero, pontones de madera, cuerdas de amarre y cultivos comerciales de mejillones (DAISIE; GISD, 2020; Sewell, 2019). En puertos y otros hábitats artificiales abundan

	<p>los sustratos en los que <i>U. pinnatifida</i> puede proliferar, formando poblaciones extensas y estables que pueden servir como fuentes de propágulos para la introducción en áreas distantes mediante dispersión antropogénica y en las comunidades nativas adyacentes (Forrest &amp; Hopkins, 2013; South <i>et al.</i>, 2017).</p> <p>Se ha visto que aparece más frecuentemente o en mayor abundancia donde hay menor densidad de especies nativas, lo que indica que ocupa hábitats sometidos a estrés antropogénico donde las algas nativas formadoras de bosques son limitadas. Sin embargo, bajo ciertas condiciones competitivas o ambientales, puede constituir una de las algas dominantes formando bosques marinos en hábitats naturales (Epstein &amp; Smale, 2017).</p>
<p><b>Impactos y amenazas</b></p>	<p>Los impactos provocados por <i>U. pinnatifida</i> no se conocen con exactitud y parecen variar dependiendo de la localización (GISD, 2020; InvasIBER). Se cree que la falta de una cobertura persistente es la responsable del impacto relativamente débil de <i>U. pinnatifida</i> en algunas localizaciones (Thompson &amp; Schiel, 2012; South <i>et al.</i>, 2016; South &amp; Thomsen, 2016), mientras que su capacidad para convertirse en una de las algas dominantes y estar presente durante todo el año en algunas partes de su área de distribución sugiere que podría tener impactos ecológicos significativos en algunas de las comunidades invadidas (Epstein &amp; Smale, 2017).</p> <p><b><u>Sobre el hábitat</u></b></p> <p>Puede cambiar la estructura de los ecosistemas, especialmente en áreas donde las algas nativas están ausentes (GISD, 2020). Generalmente ocupa nichos ecológicos vacíos o se beneficia de la disponibilidad de recursos que genera temporalmente el estrés del ecosistema, con un limitado impacto en las comunidades receptoras. Sin embargo, puede impulsar cambios ecosistémicos en ciertos ambientes. En un estudio llevado a cabo por Carnell &amp; Keough (2014), <i>U. pinnatifida</i> requería la degradación del dosel de algas nativas para establecerse, pero su presencia parecía limitar la recuperación de estas. Muchas algas formadoras de dosel son perennes mientras que <i>U. pinnatifida</i> puede estar presente durante todo el año en algunas partes de su área de distribución, pudiendo ocupar el sustrato disponible tras la senescencia natural de las algas nativas y monopolizar lentamente el espacio, excluyéndolas (Epstein &amp; Smale, 2017).</p> <p>El establecimiento de grandes poblaciones de <i>U. pinnatifida</i> puede aumentar sustancialmente la producción primaria neta y la captura de nutrientes en arrecifes invadidos. Los nutrientes almacenados en el talo son lentamente redistribuidos en la columna de agua y probablemente modifiquen los ciclos bioquímicos locales y las redes tróficas, especialmente cuando se encuentra en gran abundancia (Dean &amp; Hurd, 2007; South <i>et al.</i>, 2016).</p> <p><b><u>Sobre las especies autóctonas</u></b></p> <p>Dado que forma densos bosques bajo el agua, es probable que compita por recursos como la luz y el espacio con otras especies de algas y animales epibentónicos, pudiendo producir su desplazamiento (Sewell, 2019; InvasIBER). En hábitats antropogénicos puede causar un declive en la densidad y diversidad de la flora y fauna. Existe evidencia de que en sustratos rocosos de la Patagonia <i>U. pinnatifida</i> provoca una reducción de la diversidad y riqueza de macroalgas nativas y reduce la abundancia de peces. También puede provocar el retraso del crecimiento y desarrollo de moluscos bivalvos (Epstein &amp; Smale, 2017). Además, <i>U. pinnatifida</i> muestra un rápido crecimiento, corta vida y morfología simple comparado</p>

	<p>con otras macroalgas, por lo que proporciona un hábitat pobre y alberga una comunidad de organismos epifaunales reducida (Jiménez, 2015; Arnold <i>et al.</i>, 2015), lo cual podría significar una pérdida neta de biodiversidad si reemplaza a las macroalgas nativas (South <i>et al.</i>, 2017).</p> <p>Hasta la fecha, existe poca evidencia del desplazamiento las especies nativas formadoras de dosel por parte de <i>U. innatifida</i> (Valentine &amp; Johnson, 2005; South <i>et al.</i>, 2016; South &amp; Thomsen, 2016). Parece ser competitivamente inferior a muchas de estas algas en condiciones estables a largo plazo, mostrando típicamente un alto reclutamiento en áreas donde estas han sido retiradas (Valentine &amp; Johnson, 2005; Thompson &amp; Schiel, 2012; Carnell &amp; Keough, 2014; South &amp; Thomsen, 2016). Por lo tanto, la presencia de un dosel de algas nativas intacto reduce en gran medida el éxito de invasión de <i>U. pinnatifida</i> a escala local (Raffo <i>et al.</i>, 2009; De Leij <i>et al.</i>, 2017). Sin embargo, existe evidencia de que <i>U. pinnatifida</i> puede inhibir a especies de algas nativas más pequeñas, estacionales u oportunistas (Valentine &amp; Johnson, 2005; South <i>et al.</i>, 2016; South &amp; Thomsen, 2016), por lo que sus impactos directos podrían ser de mayor importancia cuando la comunidad recipiente está dominada por taxones de pequeño tamaño con distribuciones variables temporalmente que coinciden con las de <i>U. pinnatifida</i> (South <i>et al.</i>, 2017).</p> <p><b><u>Sobre los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural</u></b></p> <p>Puede constituir un problema para la acuicultura y maricultura debido a su desarrollo sobre las jaulas y cuerdas. Si es abundante puede obstruir la maquinaria, restringir el flujo de agua a través de las jaulas, etc. (GISD, 2020). También puede crecer sobre los cultivos de moluscos como ostras y mejillones, perjudicando a las cosechas (DAISIE) y provocando un aumento de los costes asociados a su manejo y comercialización (Sewell, 2019). Al ser resbaladiza puede causar problemas a los recolectores. Debido a su preferencia por sustratos artificiales, los barcos y equipos de acuicultura requieren limpiezas constantes. Su asentamiento sobre los cascos de los barcos disminuye su eficacia en la navegación (InvasIBER; GISD, 2020).</p>
<p><b>Medidas y nivel de dificultad para su control</b></p>	<p>No existe consenso sobre cómo gestionar esta especie y las acciones específicas llevadas a cabo han tenido un éxito muy reducido (CABI, 2020). La erradicación de <i>U. pinnatifida</i> plantea muchos problemas debido a ciertas características de esta especie: fase gametofítica microscópica, que puede permanecer en estado de latencia si las condiciones no son adecuadas para su desarrollo, gran tolerancia frente a un amplio rango de temperaturas, capacidad de explotar las alteraciones de las comunidades nativas, y continua transferencia entre regiones a través de embarcaciones y actividades de acuicultura (South <i>et al.</i>, 2017). Por lo tanto, la gestión de <i>U. pinnatifida</i> debería enfocarse en reducir su dispersión y la probabilidad de que llegue a nuevas localizaciones (GISD, 2020).</p> <p><b><u>Desarrolladas</u></b></p> <p>En general, las medidas que se han adoptado en algunos países para controlar la abundancia y dispersión de <i>U. pinnatifida</i> son muy genéricas y aplicables a otras especies. En Nueva Zelanda estas medidas incluían la vigilancia y respuesta a nuevas infestaciones en áreas de alto valor, seguimiento y control de vectores, prohibición de la liberación intencionada, control de las descargas de agua de lastre, y mejora de la investigación, educación y concienciación (Epstein &amp; Smale, 2017).</p> <p>Las experiencias hasta la fecha respaldan la necesidad de gestionar las vías de entrada de <i>U. pinnatifida</i> como principal prioridad, ya que la gestión tras su establecimiento es difícil, costosa y rara vez exitosa (South</p>

*et al.*, 2017). Generalmente la erradicación de especies invasoras marinas requiere un esfuerzo sostenido e intensivo, y a menudo parece que solo es posible debido a circunstancias atípicas. En el caso de *U. pinnatifida*, se consiguió en un arrastrero naufragado en las islas Chatham (Nueva Zelanda) mediante tratamiento con agua caliente, aunque costó 0,4 millones de dólares (Wotton *et al.*, 2004). Sin embargo, otros intentos de erradicación han fracasado. En Tasmania se comprobó que tras la eliminación mensual de *U. pinnatifida* de un área de 800 m<sup>2</sup> de arrecife rocoso, su abundancia se reducía significativamente, pero en cada visita subsiguiente seguían encontrándose esporófitos. En Nueva Zelanda e Italia se limpiaron completamente pequeñas áreas (0,5 m<sup>2</sup>) de sustrato rocoso dominado por *U. pinnatifida* y también mostraban reclutamiento en un periodo de un año. En 2010 se encontró un esporófito maduro de *U. pinnatifida* en un área de Nueva Zelanda donde estaba ausente, se llevaron a cabo inmersiones de seguimiento y eliminación cada 4-5 semanas con un coste de más de un millón de dólares, y seis años después todavía se encontraban individuos jóvenes ocasionalmente (ES, 2016).

Los fracasos en la erradicación de *U. pinnatifida* reflejan la dificultad que presentan las características del ciclo vital de esta alga. Debido a su rápido crecimiento, siendo los esporófitos capaces de alcanzar la madurez en menos de 2 meses tras el reclutamiento, la eliminación debe ser regular. Esto, combinado con la persistencia del gametófito, significa que las zonas gestionadas que han quedado visiblemente libres de *U. pinnatifida* deben ser revisadas mensualmente durante al menos tres años después de que se haya detectado un esporófito. La detección puede ser difícil, especialmente en presencia de otras algas formadoras de dosel, y si queda un solo esporófito sin detectar puede ser suficiente para que la población se reestablezca (South *et al.*, 2017).

A pesar de esto parece que, a través de un control intensivo y sostenido, empleando variedad de medidas, las poblaciones de *U. pinnatifida* pueden ser contenidas y las infestaciones de buques pueden ser reducidas a prácticamente cero (Hunt *et al.*, 2009; Forrest & Hopkins, 2013). El tratamiento con agua caliente ha sido eficaz para matar esporas en aguas de lastre. Además, se han realizado pruebas con herbicidas y pinturas antifouling que han demostrado que algunas toxinas son eficientes impidiendo la germinación de las zoosporas o provocando la mortalidad del gametófito. En Fiordland, los operadores de embarcaciones deben obtener un pase que certifica que la embarcación está limpia antes de entrar en esa región como parte de un plan de gestión de vías de entrada desarrollado por la autoridad regional (Environment Southland, 2017).

Los métodos de antifouling siguen siendo una de las mejores estrategias, pero se están investigando nuevos métodos para reducir la presencia de *U. pinnatifida* y otras especies de riesgo asociadas con vectores de transporte antropogénicos, como por ejemplo: métodos de esterilización basados en encapsulación de cascos de embarcaciones (Coutts & Forrest, 2007; Atalah *et al.*, 2016), tratamientos químicos o con calor para huecos y tuberías en buques (Piola & Hopkins, 2012); y tratamientos para acuicultura y stock de semillas (Forrest & Blakemore, 2006; Forrest *et al.*, 2007).

En muchas regiones donde se considera que la erradicación no es factible, se está desarrollando la cosecha y cultivo comercial de *U. pinnatifida*. La maricultura se extendió por Bretaña tras la introducción inicial de esta alga en 1981. El cultivo y maricultura se ha llevado a cabo también en Galicia desde finales de los 90 y continúa desarrollándose a lo largo de la costa norte de España (Peteiro *et al.*, 2016).

	<p><b>Propuestas</b></p> <p>Debido a la importancia de los medios artificiales o antropogénicos para el establecimiento de <i>U. pinnatifida</i> y su baja tasa de dispersión natural, el control de poblaciones nuevas o aisladas debería ser plausible. El monitoreo de puertos, áreas de alto valor natural y fronteras naturales, junto a una rápida respuesta de erradicación ante cualquier nuevo avistamiento, podría reducir considerablemente su dispersión a gran escala (Epstein &amp; Smale, 2017).</p> <p>Otras medidas más generales para evitar la dispersión son el tratamiento de los cascos de los barcos mediante luz ultravioleta, uso de sistemas de alta presión o agua caliente para matar las esporas, limpieza de los cascos de los barcos fuera del agua y retirada de los organismos desprendidos fuera del alcance del mar, control de vertidos de aguas de depuración de mariscos, ya que son focos de infección, y cuidado de medidas de seguridad en los procesos de acuicultura, principalmente en el cultivo del mejillón, evitando la liberación del alga al mar durante la limpieza y desdoble de las cuerdas. Tampoco debería usarse esta especie en exposiciones de acuarios públicos, ni llevarse a cabo experimentos científicos en el medio natural donde esta alga todavía no está presente. También se ha sugerido reducir, mitigar o impedir la alteración antropogénica de la cobertura marina natural para limitar la dispersión y abundancia de <i>U. pinnatifida</i>. Sin embargo, donde ya está establecida en altas densidades, estas medidas no son efectivas y debería considerarse una gestión específica (Epstein &amp; Smale, 2017).</p> <p>En el caso de la cosecha comercial como medida para reducir la abundancia de <i>U. pinnatifida</i>, debería ser implementada con estrictas medidas de bioseguridad para evitar su dispersión y minimizar el daño a la cobertura natural, por ejemplo, mediante un sistema de licencias para recolectar a mano solo en zonas específicas. También deberían tenerse en cuenta los tiempos de recolecta. La retirada antes de la maduración podría reducir considerablemente las densidades de esporas y banco de semillas, y quizás con el tiempo limitaría la abundancia y densidad de <i>U. pinnatifida</i> (Epstein &amp; Smale, 2017).</p> <p>Se necesita más investigación antes de que puedan tomarse decisiones de gestión caso por caso bien consideradas y basadas en la evidencia (Epstein &amp; Smale, 2017).</p>
<p><b>Conclusión</b></p>	<p>El resultado del análisis de riesgo de <i>Undaria pinnatifida</i> determina que esta es una especie de riesgo ALTO debido a sus características biológicas, que le han permitido convertirse en una invasora altamente exitosa en todo el mundo: alta tasa reproductiva, rápido crecimiento, madurez temprana y capacidad de retrasar el desarrollo durante largos periodos de tiempo en condiciones desfavorables (South <i>et al.</i>, 2017); además de los impactos negativos que puede ocasionar su establecimiento y de la gran dificultad que plantea su control una vez establecida.</p>
<p><b>Bibliografía</b></p>	<p>Arnold, M., Teagle, H., Brown, M.P., Smale, D.A. 2015. The structure of biogenic habitat and epibiotic assemblages associated with the global invasive kelp <i>Undaria pinnatifida</i> in comparison to native macroalgae. <i>Biol. Invasions</i>. 1e16.</p> <p>Atalah, J., Brook, R., Cahill, P.M., Fletcher, L.A., Hopkins, G. 2016a. It's a wrap: encapsulation as a management tool for marine biofouling. <i>Biofouling</i>, 32. 277e286.</p>

- CABI, 2020. *Undaria pinnatifida* [Texto original de Ohno, M.] [Consultado el 13/03/2020] En: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. [www.cabi.org/isc](http://www.cabi.org/isc).
- Carnell, P. E., Keough, M. J. 2014. Spatially variable synergistic effects of disturbance and additional nutrients on kelp recruitment and recovery. *Oecologia*, 175(1): 409–416.
- Coutts, A.D.M., Forrest, B.M. 2007. Development and application of tools for incursion response: lessons learned from the management of the fouling pest *Didemnum vexillum*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 342. 154e162.
- DAISIE (“Elaboración de inventarios de especies exóticas invasoras de Europa”).
- Dean, P.R., Hurd, C.L. 2007. Seasonal growth, erosion rates, and nitrogen and photosynthetic ecophysiology of *Undaria pinnatifida* (Heterokontophyta) in southern New Zealand. *J. Phycol.*, 43. 1138e1148.
- De Leij, R., Epstein, G., Brown, M.P., Smale, D.A. 2017. The influence of native macroalgal canopies on the distribution and abundance of the non-native kelp *Undaria pinnatifida* in natural reef habitats. *Mar. Biol.*, 164: 156.
- Environment Southland. 2017. <http://www.es.govt.nz> 31/05/2017.
- ES. 2016. Proposal for a fiordland marine regional pathway management plan under the biosecurity act 1993. Report, Environment Southland, 71 pp.
- Epstein, G., Smale, D.A. 2017. *Undaria pinnatifida*: A case study to highlight challenges in marine invasion ecology and management. *Ecology and Evolution*, 7: 8624-8642. DOI: 10.1002/ece3.3430
- Forrest, B.M., Brown, S.N., Taylor, M.D., Hurd, C.L., Hay, C.H. 2000. The role of natural dispersal mechanisms in the spread of *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyceae). *Phycologia*, 39. 547e553.
- Forrest, B.M., Blakemore, K.A. 2006. Evaluation of treatments to reduce the spread of a marine plant pest with aquaculture transfers. *Aquaculture*, 257. 333e345.
- Forrest, B.M., Hopkins, G.A. 2013. Population control to mitigate the spread of marine pests: insights from management of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* and colonial ascidian *Didemnum vexillum*. *Manag. Biol. Invasions*, 4. 317e326.
- Forrest, B.M., Hopkins, G.A., Dodgshun, T.J., Gardner, J.P.A. 2007. Efficacy of acetic acid treatments in the management of marine biofouling. *Aquaculture*, 262. 319e332.
- Gallardo, B. 2014. Europe's top 10 invasive species: relative importance of climatic, habitat and socio-economic factors. *Ethol. Ecol. Evol.*, 26. 130e151.
- Gallardo, T., Bárbara, I., Alfonso-Carrillo, J., Bermejo, R., Altamirano, M., Gómez-Carreta, A., Barceló Martí, M.C., Rull Lluch, J., Ballesteros, E., De La Rosa, J. 2016. Nueva lista de las algas bentónicas marinas de España. *ALGAS, Boletín Informativo de la Sociedad Española de*

*Ficología*, 51: 7-52.

GISD, 2020. Global Invasive Species Database. Species profile: *Undaria pinnatifida*. [Consultado el 13/03/2020] <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Undaria+pinnatifida> on 19-03-2020.

Guiry, M.D. En Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2020. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. [Consultado el 13/03/2020] <http://www.algaebase.org>

Hunt, L., Chadderton, L., Stuart, M., Cooper, S., Carruthers, M. 2009. Results of an Attempt to Control and Eradicate *Undaria pinnatifida* in Southland, New Zealand, April 1997-November 2004. Invercargill, New Zealand, 48pp.

InvasIBER Especies exóticas invasoras de la Península Ibérica. [Consultado el 13/03/2020]. [http://invasiber2.org/fitxa\\_detalls.php?taxonomic=2&id\\_fitxa=53](http://invasiber2.org/fitxa_detalls.php?taxonomic=2&id_fitxa=53)

Jiménez, R.S. 2015. The Ecology of the Invasive Kelp *Undaria pinnatifida*: Functioning at an Ecosystem Level. PhD thesis. University of Otago.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection from the Global Invasive Species Database, vol. 12. Invasive Species Specialist Group Auckland, New Zealand.

Nyberg, C.D., Wallentinus, I., 2005. Can species traits be used to predict marine macroalgal introductions? *Biol. Invasions*, 7. 265e279.

Peteiro, C., Sanchez, N., & Martinez, B. 2016. Mariculture of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* and the native kelp *Saccharina Latissima* along the Atlantic coast of Southern Europe: An overview. *Algal Research*, 15: 9–23.

Piola, R.F., Hopkins, G.A. 2012. Thermal treatment as a method to control transfers of invasive biofouling species via vessel sea chests. *Mar. Pollut. Bull.*, 64. 1620e1630.

Raffo, M.P., Eyras, M.C., Iribarne, O.O. 2009. The invasion of *Undaria pinnatifida* to a *Macrocystis pyrifera* kelp in Patagonia (Argentina, south-west Atlantic). *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 89. 1571e1580.

Russell, L.K., Hepburn, C.D., Hurd, C.L., Stuart, M.D. 2008. The expanding range of *Undaria pinnatifida* in southern New Zealand: distribution, dispersal mechanisms and the invasion of wave-exposed environments. *Biol. Invasions*, 10. 103e115.

Schiel, D. R., Thompson, G.A. 2012. Demography and population biology of the invasive kelp *Undaria pinnatifida* on shallow reefs in southern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 434-435: 25-33.

Sewell, J. 2019. Japanese kelp, *Undaria pinnatifida*. GB non-native species secretariat (NNSS). [Consultado el 13/03/2020]. <http://www.nonnativespecies.org/factsheet/factsheet.cfm?speciesId=3643>

Shepherd, S. 2013. Ecology of Australian Temperate Reefs: the Unique

South. CSIRO publishing.

South, P.M., Floerl, O., Forrest, B.M., Thomsen, M.S. 2017. A review of three decades of research on the invasive kelp *Undaria pinnatifida* in Australasia: An assessment of its success, impacts and status as one of the world's worst invaders. *Marine Environmental Research*, <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.09.015>

South, P.M., Lilley, S.A., Tait, L.W., Alestra, T., Hickford, M.J., Thomsen, M.S., Schiel, D.R. 2016. Transient effects of an invasive kelp on the community structure and primary productivity of an intertidal assemblage. *Mar. Freshw. Res.*, 67.103e112.

South, P.M., Thomsen, M.S. 2016. The ecological role of invading *Undaria pinnatifida*: an experimental test of the driver-passenger models. *Mar. Biol.*, 163. 1e12.

Thompson, G.A., Schiel, D.R. 2012. Resistance and facilitation by native algal communities in the invasion success of *Undaria pinnatifida*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 468. 95e105.

Valentine, J.P., Johnson, C.R. 2005. Persistence of the exotic kelp *Undaria pinnatifida* does not depend on sea urchin grazing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 285. 43e55.

Wotton, D.M., O'Brien, C., Stuart, M.D., Fergus, D.J. 2004. Eradication success down under: heat treatment of a sunken trawler to kill the invasive seaweed *Undaria pinnatifida*. *Mar. Pollut. Bull.*, 49. 844e849.

Fecha de realización de la ficha: septiembre de 2020