



Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas



ENTRE LA BELLEZA Y EL RIESGO:
Potencial invasor de plantas ornamentales comercializadas
en el Gran Concepción.

Seminario de Título presentado a la
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Para optar al título profesional de Bióloga.

Bárbara Andrea Lazo Rojas

Concepción, enero de 2025



Seminario de Título desarrollado en el Departamento de Botánica,
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas,
Universidad de Concepción.



Prof. Guía

Dra. Nicol Fuentes Parada

Prof. Evaluadores

Dr. Alfredo Saldaña Mendoza

Dr. Aníbal Pauchard Cortes

Prof. Coordinador Seminario de Título

Dr. Víctor Hernández Santander

Concepción, enero de 2025

ÍNDICE

ÍNDICE	3
ÍNDICE DE FIGURAS	4
ÍNDICE DE TABLAS	5
AGRADECIMIENTOS.....	6
RESUMEN	7
ABSTRACT	7
INTRODUCCIÓN	8
EL PROBLEMA DE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS.....	8
SITUACIÓN EN CHILE	8
ROL DE JARDINES BOTÁNICOS Y VIVEROS EN LAS INVASIONES BIOLÓGICAS.....	9
PLANTAS ORNAMENTALES INVASORAS	11
EVALUACIÓN DE RIESGO DE INVASIÓN.....	12
PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	13
HIPÓTESIS DE TRABAJO	14
OBJETIVOS	14
GENERAL	14
ESPECÍFICOS.....	14
METODOLOGÍA	14
SITIOS DE ESTUDIO	14
RECOLECCIÓN DE DATOS	16
MÉTODO ALTERNATIVO	16
SELECCIÓN DE GRUPO CONTROL.....	17
ANÁLISIS DE DATOS.....	19
MÉTODOS ADICIONALES	19

CLASIFICACIÓN FINAL Y PRIORIZACIÓN	20
RESULTADOS	22
DISCUSIÓN	27
RESULTADOS PRINCIPALES.....	27
LISTAS DE PRIORIDAD.....	28
REGULACIÓN DE PLANTAS INTRODUCIDAS.....	31
CONCLUSIONES	34
BIBLIOGRAFÍA	35
Anexo 1	47
Anexo 2	52

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama de flujo que indica los procesos y actores involucrados en la naturalización e invasión de especies de plantas no-nativas con fines ornamentales. Las cajas de borde curvo indican los tres principales grupos de especies de plantas: En verde, aquellas que se encuentran en estado silvestre, en café, las que son cultivadas para su comercialización y en rojo, las que escapan del cultivo. La flecha discontinua indica que las especies que escapan del cultivo forman parte de las silvestres mediante el proceso de naturalización o invasión y pueden recolectarse nuevamente para su comercialización. Las flechas de línea continua indican la vía con mayor tráfico de especies, mientras que las líneas punteadas indican las vías de menor tráfico. Las flechas curvas en jardines botánicos y domésticos indican el intercambio de plantas entre estos actores. Los recuadros a la derecha indican los procesos involucrados en cada etapa. Adaptado de van Kleunen *et al.* (2018).10

Figura 2: Sitios de muestreo seleccionados. Campus Universidad de Concepción (azul) y Huertos Familiares de San Pedro de la Paz (verde) en Concepción, región del Biobío, Chile. 15

Figura 3: Cuestionario Weed Risk Assessment adaptado de (Pheloung *et al.* 1999) para Chile (Fuentes *et al.* 2010; Fuentes & Saldaña 2022).18

Figura 4: Diagrama de flujo para la priorización de especies potencialmente invasoras para clasificar las especies en cuatro categorías: Lista de atención (attention list), lista de observación (watch list), lista de incertidumbre (uncertainty list) y lista verde (green list) (Bayón & Vilà 2019).....	21
Figura 5: Distribución de puntajes WRA-Ch para cada sitio de muestreo y grupo control ($p < 2e-16$). Letras distintas sobre los boxplots indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p < 0.05$).....	23
Figura 6: Correlación entre los puntajes WRA-Ch y las frecuencias de observación ponderadas a partir de la escala de Likert de las especies de plantas ornamentales incluidas en la encuesta ($p = 0,06$).....	24
Figura 7: Frecuencias de observación basadas en la escala de Likert en rangos de potencial invasor: Bajo (≤ 6), Medio ($7 \geq 13$) y Alto (≥ 14) $p = 0,195$	25
Figura 8: Clasificación de especies evaluadas según su lista de prioridad basada en criterios de Bayón & Vilà (2019). Número de especies asignadas a cada lista: atención (41 especies), observación (20 especies), incertidumbre (75 especies) y verde (32 especies). Las listas reflejan un gradiente de riesgo invasor, considerando el clima, la invasividad, y los impactos ambientales y socioeconómicos.....	26

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Distribución de especies ornamentales no-nativas evaluadas mediante WRA-Ch por sitio de muestreo. En la columna WRA-Ch se indica la cantidad de especies aceptadas (A) y rechazadas (R) en cada sitio mediante la evaluación.....	22
---	----

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible con el apoyo incondicional de mis profesores tutores, la Dra. Nicol Fuentes y el Dr. Alfredo Saldaña. Agradezco su dedicación, las oportunidades que me han brindado y los consejos que guiaron esta etapa de mi formación. Gracias por crear un espacio de constante aprendizaje, donde he podido compartir con personas talentosas como la Javi, con quien creamos un mutualismo investigativo.

Gracias totales a las mujeres de mi familia, especialmente a mi madre y mi hermana, que me han enseñado resiliencia y me inspiran a desarrollar mis talentos. Al amor de vida Angie, en ella siempre encontraré la seguridad y la comprensión para enfrentar cualquier desafío. A mis amistades, en especial Scarleth y Bárbara, quienes iluminan mi vida con su compañía. A todas las personas que llenan mi vida de maravillas: la Doris, la tía Bárbara, la Sra. María y muchas más que siempre llevaré en mis pensamientos. A mis gatos regalones Bubu y Spock. Y a toda la flora y fauna. Ha sido una etapa agri dulce que estoy orgullosa de haber completado con éxito y quedo expectante a mi futuro como botánica.

RESUMEN

La horticultura ornamental es reconocida como la principal vía de introducción de especies no-nativas a nivel mundial, contribuyendo significativamente a las invasiones biológicas. Factores como la globalización, el cambio climático y la urbanización han incrementado la demanda de plantas ornamentales, ejerciendo una presión selectiva sobre especies con atributos adaptativos que facilitan su establecimiento en nuevos entornos. La prevención es la medida más eficiente de mitigar los impactos de las plantas invasoras, por lo que se plantea el objetivo de evaluar el potencial invasor de las especies de plantas ornamentales no-nativas en jardines y viveros de las comunas de Concepción y San Pedro de La Paz. Para ello, se creó una base de datos de plantas no-nativas que fueron evaluadas con el método Weed Risk Assessment adaptado para Chile (WRA-Ch).

Los resultados confirman que el 82% de las plantas evaluadas tienen un alto potencial invasor (WRA-Ch > 6), con un puntaje promedio significativamente mayor al grupo control. Debido a esto, se empleó un método de priorización que integró el origen biogeográfico, la invasividad y los impactos de las especies para crear listas que informen estrategias preventivas y de manejo que limiten su dispersión y la expansión de los impactos asociados. Es esencial fortalecer la colaboración entre academia, autoridades medioambientales e industria hortícola para desarrollar políticas públicas que incluyan sistemas de alerta temprana, regulaciones vinculantes y programas de educación ambiental. Solo mediante un enfoque integral que integre ciencia, legislación y participación ciudadana se podrán prevenir futuras invasiones y conservar la biodiversidad local.

Palabras clave: Evaluación de riesgo, horticultura ornamental, invasiones biológicas, plantas introducidas.

ABSTRACT

Ornamental horticulture is recognized as the main pathway for the introduction of non-native species worldwide, contributing significantly to biological invasions. Drivers such as globalization, climate change and urbanization have increased the demand for ornamental plants, exerting selective pressure on species with adaptive traits that facilitate their establishment in new environments. Prevention is the most efficient measure to mitigate the impacts of invasive plants, so the objective is to evaluate the invasive potential of non-native ornamental plant species in gardens and nurseries in the localities of Concepción and San Pedro de La Paz. To this end, a database of non-native plants was created and evaluated using the Weed Risk Assessment method adapted for Chile (WRA-Ch).

The results confirm that 82% of the plants assessed have a high invasive potential (WRA-Ch > 6), with an average score significantly higher than the control group. Because of this, a prioritization method that integrated the biogeographic origin, invasiveness and impacts of species was employed to create lists that inform preventative and management strategies to limit their spread and the expansion of associated impacts. It is essential to strengthen collaboration between academia, environmental authorities and the horticulture industry to develop public policies that include early warning systems, binding regulations and environmental education programs. Only through a comprehensive approach that integrates science, legislation and citizen participation can future invasions be prevented and local biodiversity conserved.

Keywords: Biological invasions, introduced plants, ornamental horticulture, risk assessment.

INTRODUCCIÓN

EL PROBLEMA DE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS

La velocidad a la que el ser humano traslada especies más allá de sus áreas de distribución nativa ha aumentado exponencialmente durante los últimos siglos (Keller *et al.* 2011; Seebens *et al.* 2017). Cuando estas especies cruzan barreras biogeográficas, pueden establecer poblaciones viables en nuevas regiones, comenzando procesos de colonización que pueden conducir a invasiones biológicas (Blackburn *et al.* 2011; Lockwood *et al.* 2009; Richardson & Pyšek 2012). Estas invasiones generan impactos significativos tanto en los ecosistemas, economía y bien estar humano, causando grandes pérdidas ecológicas y económicas a escala local y global (Diagne *et al.* 2021; IPBES 2023), por ello, representan una gran amenaza tanto para la conservación de la biodiversidad como para los servicios ecosistémicos que benefician a la humanidad (McGeoch *et al.* 2010; IPBES 2023).

SITUACIÓN EN CHILE

Chile central se caracteriza por poseer una gran riqueza de especies y un alto grado de endemismo (Arroyo *et al.* 2000; Myers *et al.* 2000). Sin embargo, es el área geográfica que alberga la mayor cantidad de especies no-nativas e invasoras (*sensu* Richardson *et al.* 2000) de flora y fauna (Fuentes *et al.* 2020). La introducción de especies no-nativas, si no es controlada, puede agravar los impactos sobre la biodiversidad local, especialmente en regiones tipo mediterráneas como la de Chile, que son especialmente ricas en especies endémicas (Figuerola *et al.* 2004; Montenegro *et al.* 1991; Sala *et al.* 2000)

Los drásticos cambios generados por la perturbación, degradación de los ecosistemas nativos, e introducción de especies no-nativas a partir de la colonización española se evidencian en el actual paisaje de Chile Central (Arroyo *et al.* 2000; Pauchard *et al.* 2015). Estudios recientes han registrado 790 plantas no-nativas (de las cuales muchas son invasoras) en Chile. En particular, en la Región del Biobío, se registraron 282 plantas no-nativas, siendo el número más alto entre todas las regiones chilenas (Fuentes *et al.* 2020)

ROL DE JARDINES BOTÁNICOS Y VIVEROS EN LAS INVASIONES BIOLÓGICAS

Históricamente, los jardines botánicos han sido una parte importante de la horticultura y se han encargado de exhibir, cultivar y distribuir especies de interés ornamental de plantas no-nativas, (Reichard & White 2001; Hulme 2011; van Kleunen *et al.* 2018). En Chile, los principales jardines botánicos se ubican en las ciudades de Santiago, Valparaíso y Viña del Mar, los cuales recibieron de 2.000 a 3.000 especies de plantas no-nativas durante el siglo XIX (Montenegro *et al.* 1991; Figueroa *et al.* 2004; Castro *et al.* 2005). Al menos 60 de estas especies escaparon del cultivo y se encuentran actualmente naturalizadas o invadiendo ecosistemas naturales (Arroyo *et al.* 2000; Figueroa *et al.* 2004). Aunque los jardines botánicos han reducido su rol como distribuidores de plantas, los viveros han asumido la función de suministrar plantas no-nativas para jardines y áreas verdes urbanas (Heywood 2011) (ver Fig. 1).

En muchos casos, no se implementan medidas de prevención efectivas para evitar la introducción de especies no-nativas a través de jardines botánicos y viveros (Hulme *et al.* 2018; van Kleunen *et al.* 2018). Sin embargo, ejemplos como los jardines botánicos de Australia, donde se evaluó el riesgo de invasión de las plantas que cultivan (Virtue *et al.* 2008) y Cuba, donde se creó una lista de las plantas invasoras y potencialmente invasoras presentes en el Jardín Botánico Orquideario de Soroa (Cabrera *et al.* 2016), representan buenas prácticas que deberían ser replicadas para mitigar futuras invasiones (Hulme *et al.* 2018).

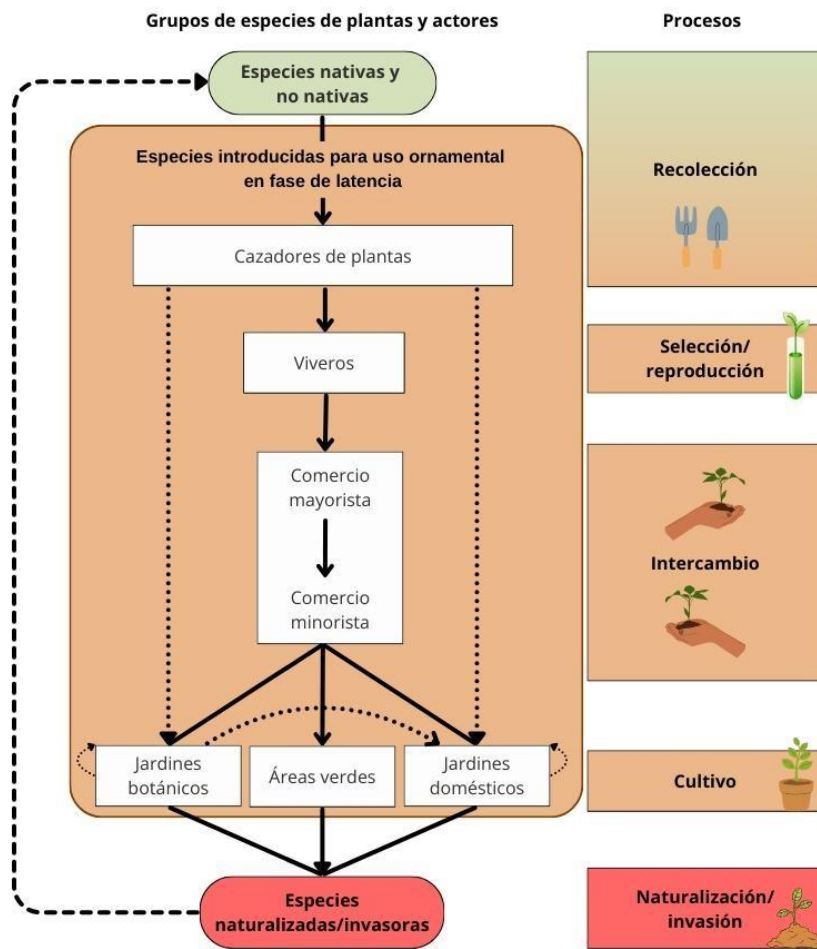


Figura 1: Diagrama de flujo que indica los procesos y actores involucrados en la naturalización e invasión de especies de plantas no-nativas con fines ornamentales. Las cajas de borde curvo indican los tres principales grupos de especies de plantas: En verde, aquellas que se encuentran en estado silvestre, en café, las que son cultivadas para su comercialización y en rojo, las que escapan del cultivo. La flecha discontinua indica que las especies que escapan del cultivo forman parte de las silvestres mediante el proceso de naturalización o invasión y pueden recolectarse nuevamente para su comercialización. Las flechas de línea continua indican la vía con mayor tráfico de especies, mientras que las líneas punteadas indican las vías de menor tráfico. Las flechas curvas en jardines botánicos y domésticos indican el intercambio de plantas entre estos actores. Los recuadros a la derecha indican los procesos involucrados en cada etapa. Adaptado de van Kleunen *et al.* (2018).

PLANTAS ORNAMENTALES INVASORAS

Las plantas han sido uno de los grupos más favorecidos por el comercio global, gracias a que los seres humanos actúan como vectores de transporte y propagación, permitiéndoles expandir su distribución y sobrevivir en ambientes adversos incluso sin intervención humana directa (Fuentes *et al.* 2014; van Kleunen *et al.* 2018; Beaury *et al.* 2021). La horticultura es la principal vía de introducción de especies vegetales no-nativas (Reichard & White 2001; Hulme *et al.* 2018; Turbelin *et al.* 2022; CABI 2022). Estas especies se introducen para su cultivo en jardines botánicos, domésticos y áreas verdes urbanas (van Kleunen *et al.* 2018). Desde estos lugares, existe una alta probabilidad de escape, naturalización y posterior invasión al ambiente circundante, como áreas periurbanas, bordes de caminos, basurales clandestinos y ecosistemas emergentes (Heinrichs & Pauchard 2015).

Los ecosistemas emergentes, se definen como sistemas ecológicos alterados que contienen nuevas combinaciones de especies nativas, no-nativas e invasoras (Richardson *et al.* 2000; Hobbs *et al.* 2006). La presencia de una alta diversidad de plantas no-nativas e invasoras genera múltiples impactos negativos en los ecosistemas, incluyendo la competencia con especies nativas, alteraciones en los ciclos biogeoquímicos y cambios en la dinámica de perturbaciones como incendios (Vilà *et al.* 2006; Blackburn *et al.* 2011). Esto contribuye a un detrimento significativo de la biodiversidad, afecta la salud humana y causa pérdidas económicas estimadas en millones de dólares (Araos *et al.* 2020; Figueroa *et al.* 2004; IPBES 2023).

Aunque se reconocen los impactos negativos de las especies invasoras, aún existe una brecha de conocimiento sobre el potencial invasor de las plantas no-nativas introducidas con fines ornamentales, forestales, medicinales, culinarios y/o educativos (Reichard & White 2001). Con la globalización, el comercio de plantas ornamentales de alto valor estético ha incrementado significativamente, dando lugar a nuevas oleadas de invasiones protagonizadas por especies introducidas con este fin (Fuentes *et al.* 2014; Seebens *et al.* 2015). Estas plantas son seleccionadas por sus características ornamentales, como flores vistosas, alta producción de semillas, reproducción vegetativa, crecimiento rápido y resistencia a condiciones adversas, características que también favorecen que se conviertan en especies invasoras (van Kleunen *et al.* 2018).

Para que una planta no-nativa invada un nuevo ambiente, es necesaria una alta presión de

propágulos (Simberloff 2009), definida como el número de individuos introducidos a un área determinada (*sensu* Lockwood *et al.* 2009; Williamson 1996). Esta presión actúa como una fuerza continua que facilita el establecimiento de nuevas especies. Este proceso puede tardar alrededor de 170 años para árboles y 130 años para arbustos (Kowarik 1995). El tiempo transcurrido desde la introducción de una especie hasta que logra propagarse espontáneamente se conoce como fase de latencia (*sensu* Kowarik 1995). La duración de la fase de latencia es altamente variable y difícil de predecir, lo que dificulta aún más la identificación de posibles invasiones futuras (Robeck *et al.* 2024).

En Chile, alrededor de un 78% de las especies de árboles y arbustos catalogados como especies invasoras han sido introducidos con fines ornamentales (Fuentes *et al.* 2014). Actualmente, existen varios ejemplos de plantas introducidas intencionalmente con fines ornamentales, y que actualmente son invasoras (Arroyo *et al.* 2000; Fuentes *et al.* 2014). Entre estas destacan árboles como *Robinia pseudoacacia* L. (falsa acacia) y *Alnus glutinosa* L. (aliso), utilizados para ornamentar áreas verdes urbanas (Alvarado *et al.* 2012). Arbustos como *Lupinus arboreus* Sims (lupino) y *Genista monspessulana* L. (retamilla), actualmente comercializados en jardines y viveros, han escapado y forman densos matorrales impenetrables en áreas naturales (Figueroa *et al.* 2004). El impacto ecológico, económico y social de *Genista monspessulana* quedó en evidencia durante los incendios que se registraron en la región del Biobío en el período 2017-2023 (González *et al.* 2020). Entre las plantas herbáceas destaca *Eschscholzia californica* Cham. (dedal de oro), que cubre más de 750 km de bordes de caminos y carreteras, mientras que *Pontederia crassipes* Mart. (jacinto de agua) es responsable de un gran deterioro en la calidad de cuerpos de agua dulce (Villamagna & Murphy 2010). El jacinto de agua ha sido catalogado como la planta más invasora a nivel global debido a sus impactos a gran escala (GISD 2024; IPBES 2023; Lowe *et al.* 2000). A pesar de los impactos documentados, estas especies aún se comercializan en jardines y viveros de Chile.

EVALUACIÓN DE RIESGO DE INVASIÓN

Con el objetivo de prevenir la proliferación de especies invasoras, incluyendo malezas, definidas como plantas que crecen en áreas destinadas a cultivos, *sensu* Matthei (1995), el Departamento de

Agricultura de Australia diseñó un método conocido como AWRA (Australian Weed Risk Assessment; Pheloung *et al.* 1999). Este sistema evalúa el potencial invasor de las especies mediante la ponderación de atributos biológicos, ecológicos, históricos y biogeográficos (Pheloung *et al.* 1999). El éxito del WRA en la predicción del potencial invasor y su eficiencia en el ahorro de recursos (Weber *et al.* 2009) ha llevado a su adaptación para distintas regiones del mundo, incluyendo Nueva Zelanda (Williams & Newfield 2002; Williams *et al.* 2002), Estados Unidos (Gordon *et al.* 2011, 2016), China (He *et al.* 2018), Japón (Nishida *et al.* 2009), España (Gassó *et al.* 2010), Argentina (Fuentes *et al.* 2010) y Chile (WRA-Ch; Fuentes & Saldaña 2022). Parte del éxito de esta metodología, radica en su capacidad para prevenir pérdidas productivas, reducir costos de manejo y mitigar los impactos negativos asociados a las plantas invasoras (Keller *et al.* 2007). Este método es ampliamente reconocido como una herramienta eficaz para la conservación de la biodiversidad y ecosistemas, permitiendo priorizar manejo de especies con alto potencial invasor (Keller *et al.* 2007; Weber *et al.* 2009; Dawson *et al.* 2011). En este contexto, el presente estudio se enfoca en evaluar el potencial invasor de las plantas no-nativas comercializadas con fines ornamentales, dado el aumento del comercio de estas especies y los impactos que generan. Además, busca identificar el rol de jardines y viveros como puntos clave en la introducción y mantención de especies no-nativas con alto potencial invasor. Los resultados obtenidos permitirán contribuir a la prevención de nuevas invasiones biológicas, especialmente en una región que, a pesar de ser un hotspot de biodiversidad, enfrenta una alta degradación de sus hábitats y concentra el mayor número de especies no-nativas e invasoras del país.

PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

1. ¿Cuál es el potencial invasor de las plantas no-nativas introducidas con fines ornamentales para su comercialización y exhibición en el Gran Concepción?
2. ¿Las especies de plantas ornamentales con alto potencial invasor son a su vez las más demandadas y/o vendidas en los viveros y jardines del Gran Concepción?

HIPÓTESIS DE TRABAJO

1. Las especies de plantas no-nativas introducidas para su venta y uso ornamental en jardines poseen atributos que facilitan su establecimiento y dispersión en nuevos entornos. Por lo tanto, se espera que las plantas disponibles en viveros del Gran Concepción presenten un alto potencial invasor según el método WRA-Ch.
2. Las especies no-nativas ornamentales con mayor demanda/venta en jardines y viveros, tienen un alto potencial invasor según el método WRA-Ch, debido a la selección intencional de atributos relacionados al proceso de naturalización e invasión.

OBJETIVOS

GENERAL

- Evaluar el potencial invasor de las plantas no-nativas introducidas con fines ornamentales en viveros y jardines del Gran Concepción.

ESPECÍFICOS

- Generar una base de datos las plantas no-nativas comercializadas en viveros de San Pedro de la Paz, así como las cultivadas en el campus de la Universidad de Concepción.
- Aplicar el análisis de riesgo WRA-Ch a las especies de plantas no-nativas identificadas y/o registradas que no cuenten con evaluación previa.
- Determinar la demanda de compra/venta de las plantas no-nativas de uso ornamental.

METODOLOGÍA

SITIOS DE ESTUDIO

Este estudio analizó el potencial invasor de plantas no-nativas utilizadas con fines ornamentales, comercializadas en viveros de San Pedro de la Paz y cultivadas en los jardines del campus central de la Universidad de Concepción.

Se identificaron y registraron las plantas no-nativas en los jardines del campus de la Universidad

de Concepción y en viveros del sector de Huertos Familiares de San Pedro de la Paz (Fig. 2). Estos sitios de estudio se seleccionaron por su relevancia como centros de cultivo y distribución de plantas ornamentales no-nativas en el Gran Concepción.

En el sector de Huertos Familiares de San Pedro de La Paz, se seleccionó el vivero Lonquimay debido a su gran tamaño y diversidad de especies. Este vivero representa un nodo clave en la distribución regional de plantas ornamentales.

Los jardines del campus central de la Universidad de Concepción, aunque no son un centro de comercialización, funcionan como un jardín botánico desde su creación, cultivando y exhibiendo una amplia variedad de plantas no-nativas. Estas plantas representan un riesgo potencial, ya que son frecuentemente extraídas y trasladadas por visitantes, lo que aumenta la dispersión de propágulos hacia otras áreas.

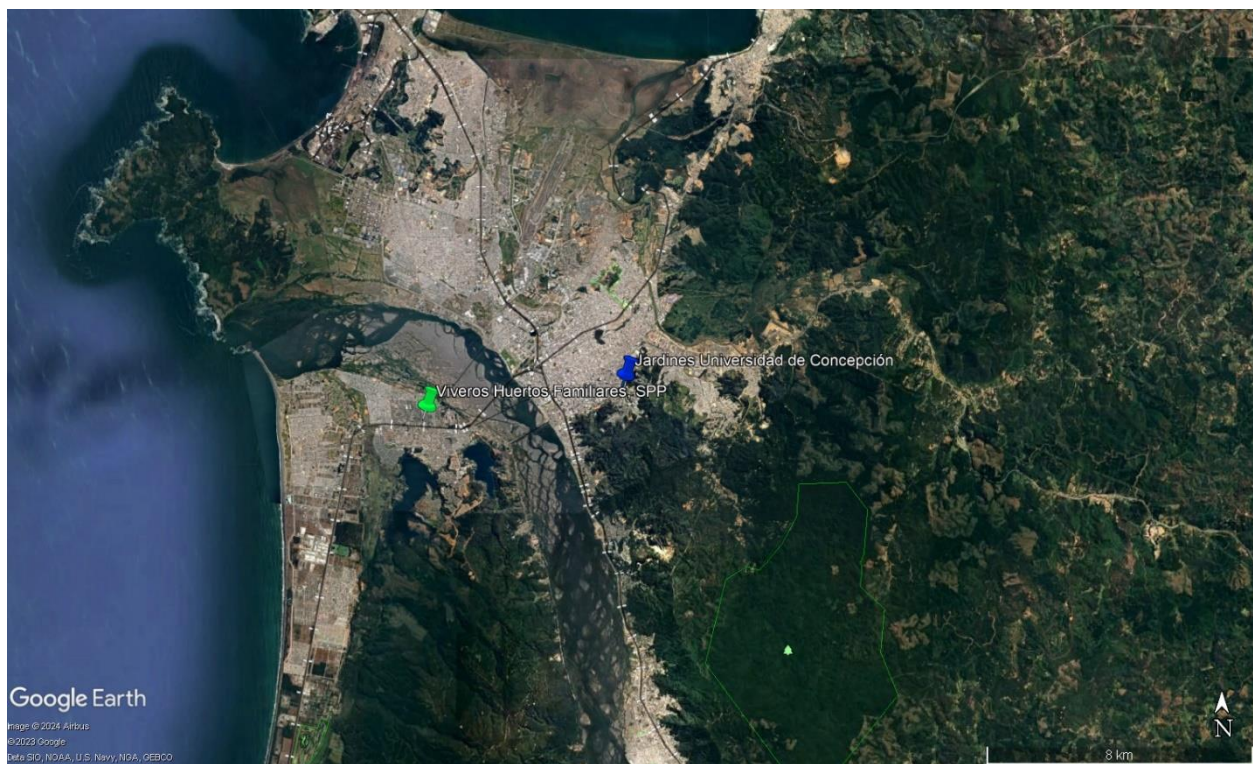


Figura 2: Sitios de muestreo seleccionados. Campus Universidad de Concepción (azul) y Huertos Familiares de San Pedro de la Paz (verde) en Concepción, región del Biobío, Chile.

RECOLECCIÓN DE DATOS

Se creó una base de datos con las plantas no-nativas registradas en los sitios de muestreo, que incluyó:

- Nombre de la especie
- Familia
- Nombre común
- Lugar de venta o cultivo
- Forma de vida: hierba, arbusto o árbol
- Rango nativo
- Puntaje WRA-Ch

El potencial invasor de cada especie no-nativa registrada en la base de datos se evaluó utilizando el método WRA adaptado y validado para Chile (WRA-Ch; Fuentes *et al.* 2010; Fuentes & Saldaña 2022). Este método fue calibrado para Chile tomando en cuenta las características biogeográficas del país y las especies no-nativas presentes en el territorio. Se utilizaron los puntajes WRA-Ch de las especies citadas en Fuentes & Saldaña (2022). A las especies sin puntajes publicados se les aplicó el cuestionario WRA-Ch (Fig. 3). Para este análisis se priorizó la evaluación de arbustos y árboles debido a su prevalencia y potencial de naturalización, siguiendo lo sugerido por Richardson & Rejmánek (2011). Por otro lado, las plantas híbridas y herbáceas registradas en los sitios de muestreo fueron excluidas de la evaluación debido a limitaciones de tiempo para realizar identificaciones taxonómicas detalladas.

MÉTODO ALTERNATIVO

Se optó por no incluir el método EICAT (Environmental Impact Classification for Alien Taxa), desarrollado por la IUCN para clasificar especies según sus impactos ambientales (Hawkins *et al.* 2015). Esto se justificó en base al carácter preventivo de este estudio, ya que muchas plantas ornamentales aún no han invadido ni registrado impactos significativos, por lo que el método WRA-Ch ofrece una ventaja práctica al anticiparse a estos riesgos y minimizar los costos asociados (Kowarik 2005). Sin embargo, se recomienda en estudios futuros complementar con análisis EICAT para obtener una visión más robusta del impacto ambiental causado por plantas

ornamentales invasoras.

SELECCIÓN DE GRUPO CONTROL

Se definió un grupo control conformado por plantas no-nativas con puntajes WRA-Ch menores a 6, indicativo de un bajo potencial invasor. Este grupo incluyó especies naturalizadas con más de 20 años de residencia en Chile (Castro *et al.* 2005; Fuentes & Saldaña 2022). Se consideró que estas especies no-nativas, con un tiempo de residencia mayor a 20 años en el país, tuvieron tiempo suficiente para superar barreras y establecerse como especies casuales o escapadas de los lugares en donde se cultivan (Richardson *et al.* 2000; Castro *et al.* 2005).

Weed Risk Assessment question sheet

Answer yes (y) or no (n), or don't know (leave blank or ?), unless otherwise indicated

Botanical name:		Outcome:				
Common name:		Score:				
Family name		Your name:				
History/Biogeography						
A C C	1 <i>Domestication/ cultivation</i>	1.01 Is the species highly domesticated. If answer is 'no' got to question 2.01 1.02 Has the species become naturalised where grown 1.03 Does the species have weedy races				
	C C C	2 <i>Climate and Distribution</i>	2.01 Species suited to Chilean climates (0-low; 1-intermediate; 2-high) 2.02 Quality of climate match data (0-low; 1-intermediate; 2-high) 2.03 Broad climate suitability (environmental versatility) 2.04 Native or naturalised in regions with a climatic gradient, from desert to Patagonian steppe or wide climatic gradient 2.05 Does the species have a history of repeated introductions outside its natural range	2 2		
		C E A E	3 <i>Weed elsewhere</i>	3.01 Naturalised beyond native range 3.02 Garden/amenity/disturbance weed 3.03 Weed of agriculture/horticulture/forestry 3.04 Environmental weed 3.05 Congeneric weed		
Biology/Ecology						
A C C A C C C E E E E E			4 <i>Undesirable traits</i>	4.01 Produces spines, thorns or burrs 4.02 Allelopathic 4.03 Parasitic 4.04 Unpalatable to grazing animals 4.05 Toxic to animals 4.06 Host for recognised pests and pathogens 4.07 Causes allergies or is otherwise toxic to humans 4.08 Creates a fire hazard in natural ecosystems 4.09 Is a shade tolerant plant at some stage of its life cycle 4.10 Grows on soil with thin organic layer and/or high level of erosion 4.11 Climbing or smothering growth habit 4.12 Forms dense thickets		
	E C E C		5 <i>Plant type</i>	5.01 Aquatic 5.02 Grass 5.03 Nitrogen fixing woody plant 5.04 Geophyte		
			C C C C C C C	6 <i>Reproduction</i>	6.01 Evidence of substantial reproductive failure in native habitat 6.02 Produces viable seed 6.03 Hybridises naturally 6.04 Self-fertilisation 6.05 Requires specialist pollinators 6.06 Reproduction by vegetative propagation 6.07 Minimum generative time (years)	1
		A C A C E E C C		7 <i>Dispersal mechanisms</i>	7.01 Propagules likely to be dispersed unintentionally 7.02 Propagules dispersed intentionally by people 7.03 Propagules likely to disperse as a produce contaminant 7.04 Propagules adapted to wind dispersal 7.05 Propagules buoyant 7.06 Propagules bird dispersed 7.07 Propagules dispersed by other animals (externally) 7.08 Propagules dispersed by other animals (internally)	
				C A A C E	8 <i>Persistence attributes</i>	8.01 Prolific seed production 8.02 Evidence that a persistent propagule bank is formed (>1 yr) 8.03 Well controlled by herbicides 8.04 Tolerates or benefits from mutilation, cultivation or fire 8.05 Effective natural enemies present in Chile

A= agricultural, E = environmental, C= combined

Figura 3: Cuestionario Weed Risk Assessment adaptado de Pheloung *et al.* 1999 para Chile (Fuentes *et al.* 2010; Fuentes & Saldaña 2022).

ANÁLISIS DE DATOS

Para evaluar si las plantas ornamentales tienen un alto potencial invasor, se compararon los puntajes WRA-Ch de las especies no-nativas registradas en los viveros y los jardines con un grupo control de especies no-nativas categorizadas con bajo potencial invasor. Se utilizó la prueba Shapiro-Wilk para evaluar la normalidad de los datos. Posteriormente se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA) para identificar diferencias significativas entre los grupos, complementado con una prueba *post hoc* de Tukey para determinar específicamente entre cuáles grupos se encontraron dichas diferencias.

Dado que los datos de frecuencia de venta o demanda en los sitios de muestreo no se encontraron disponibles, debido a su carácter privado (vivero Lonquimay) o inexistencia de dicha información (campus UdeC). Se optó por utilizar una encuesta mediante una escala Likert para registrar la frecuencia de observación de un set de plantas ornamentales. Para este análisis, se diseñó una encuesta con 15 especies de arbustos y 15 especies de árboles seleccionadas desde tres categorías de potencial invasor: Bajo (≤ 6), Medio ($7 \geq 13$) y Alto (≥ 14). Cada especie se evaluó mediante la escala Likert para registrar su frecuencia de observación (Anderson *et al.* 2021; Teixeira *et al.* 2022): “nunca”, “a veces” y “siempre”. La encuesta fue dirigida a personas vinculadas a la investigación botánica/ecológica, cultivo en jardines y/o viveros, y educación ambiental mediante organizaciones medioambientales. Los datos de la encuesta se ponderaron para calcular promedios de frecuencia por especie. Estos promedios se correlacionaron con los valores WRA-Ch de las especies no-nativas. Este análisis permitió identificar si las especies más frecuentemente observadas correspondían a aquellas con mayor potencial invasor o viceversa.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software RStudio.

MÉTODOS ADICIONALES

Debido a que la mayoría de las especies evaluadas demostró un alto potencial invasor (WRA-Ch > 6), se empleó un segundo método de clasificación propuesto por Bayón & Vilà (2019), que integra cuatro criterios:

- **Clima:** Se comparó el clima nativo de la especie, obtenido de Plants of the World Online (Royal Botanic Gardens Kew 2024), con el con el clima chileno basado en la clasificación de Köppen-Geiger (Jerue 2023).
- **Invasividad:** Se consultaron registros globales de invasión en bases de datos como Invasive.org (Center for Invasive Species and Ecosystem Health *et al.* 2018) y Global Invasive Species Database (ISSG 2024).
- **Impacto ambiental:** Se evaluaron impactos ambientales siguiendo los criterios propuestos por Blackburn *et al.* (2011), como competencia, hibridación, transmisión de enfermedades, alelopatía, flamabilidad, alteración en los de ciclos de nutrientes, entre otros.
- **Impacto socioeconómico:** Se consideraron impactos sobre la salud humana (ej. polen alergénico), infraestructuras, agricultura, silvicultura, ganadería, animales domésticos.

CLASIFICACIÓN FINAL Y PRIORIZACIÓN

Los datos sobre impactos se obtuvieron principalmente de las evaluaciones WRA-Ch y del compendio de especies invasoras de CABI (2022). Además, se complementaron con bases de datos como GISD e Invasive.org para confirmar su validez. Se utilizó el diagrama de flujo de Bayón & Vilà (2019) para clasificar las especies en cuatro categorías: Lista de atención, lista de observación, lista de incertidumbre y lista verde. Estas categorías facilitarán la priorización de especies para la toma de decisiones relacionadas con la prevención de invasiones biológicas.

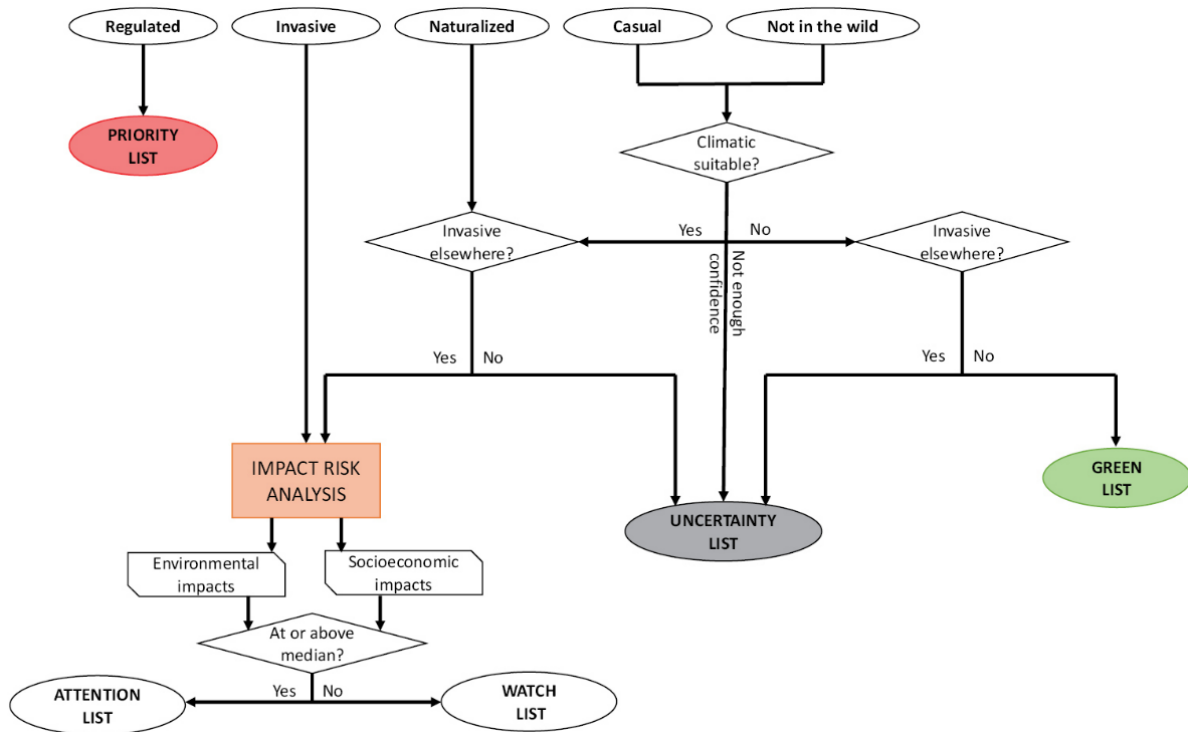


Figura 4: Diagrama de flujo para la priorización de especies potencialmente invasoras para clasificar las especies en cuatro categorías: Lista de atención (attention list), lista de observación (watch list), lista de incertidumbre (uncertainty list) y lista verde (green list) (Bayón & Vilà 2019).

RESULTADOS

Se evaluaron un total de 168 especies de plantas no-nativas de uso ornamental, utilizando el método WRA-Ch. La distribución de las especies por sitio de muestreo se detalla en la Tabla 1 y los datos de cada especie se detallan en el Anexo 1.

Sitio de muestreo	Total de especies	Especies únicas	WRA-Ch
Campus UdeC	116	67	A = 9 R = 58
Vivero Lonquimay	101	52	A = 13 R = 39
Ambos sitios	-	49	A = 8 R = 41
TOTAL	217	168	A = 30 R = 138

Tabla 1: Distribución de especies ornamentales no-nativas evaluadas mediante WRA-Ch por sitio de muestreo. En la columna WRA-Ch se indica la cantidad de especies aceptadas (A) y rechazadas (R) en cada sitio mediante la evaluación.

El 82% de las especies evaluadas obtuvo más de 6 puntos según el método WRA-Ch, indicando un alto potencial invasor (Anexo 1; Tabla 1). El promedio general del puntaje WRA-Ch fue 13. Los jardines del campus UdeC mostraron un promedio de 14, mientras que el vivero Lonquimay obtuvo un promedio de 11,9. El grupo control presentó un promedio negativo de -4 (Anexo 1; Tabla 1).

Los datos presentaron una distribución normal según la prueba de Shapiro-Wilk ($W = 0.60036$; $p < 2.2e-16$), permitiendo el uso de ANOVA. Este análisis mostró diferencias significativas entre los grupos evaluados ($F = 369,9$; $p < 2e-16$) (Fig. 5).

El análisis *post hoc* de Tukey identificó diferencias significativas entre campus UdeC y el grupo control ($p < 0.0001$) y entre el vivero Lonquimay y el grupo control ($p < 0,0001$), pero no entre campus UdeC y el vivero Lonquimay ($p = 0,7464$) (Fig. 5).

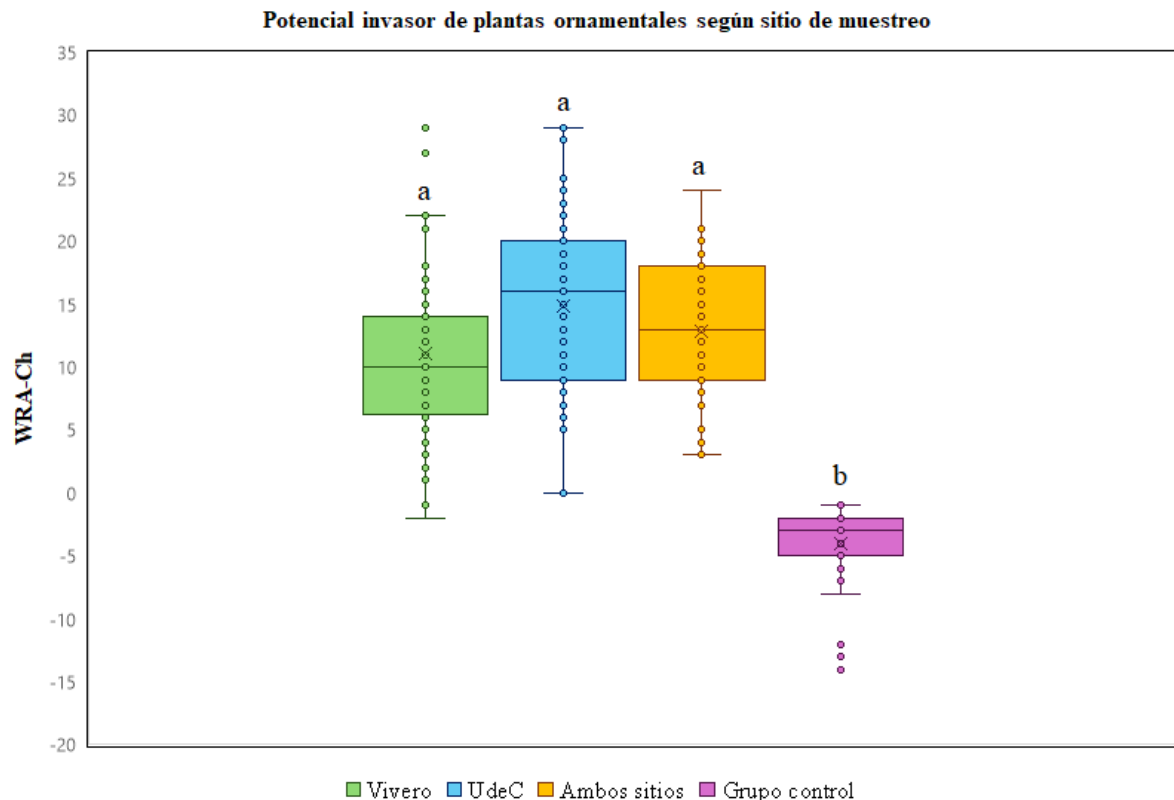


Figura 5: Distribución de puntajes WRA-Ch para cada sitio de muestreo y grupo control ($p < 2e-16$). Letras distintas sobre los boxplots indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p < 0,05$).

Un total de 140 personas respondieron la encuesta diseñada para registrar la frecuencia de observación de plantas ornamentales (Anexo 2): Entre ellas, el 57,4% indicó que trabajaba en jardines y viveros, el 37,6% señaló que estaba relacionado con investigación, y el 5% pertenecía organizaciones medioambientales.

El promedio del puntaje WRA-Ch para las especies incluidas en la encuesta fue de 11,9, mientras que la frecuencia ponderada promedio fue de 2,8. La especie más frecuentemente reportada fue *Hedera helix* L. (Hiedra común) (WRA-Ch = 24, frecuencia = 3,85), mientras que la menos frecuente fue *Spiraea thunbergii* Siebold ex Blume (Espirea) (WRA-Ch = 9, frecuencia = 1,79) (Anexo 2).

No se encontró una correlación significativa entre los puntajes WRA-Ch y la frecuencia de observación ponderada de las especies ($p = 0,06$; Fig. 6).

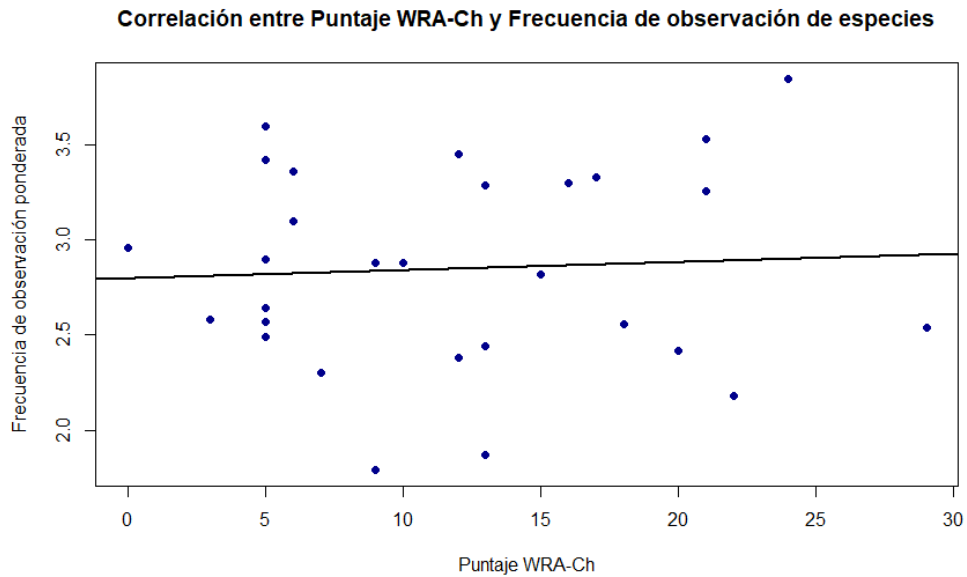


Figura 6: Correlación entre los puntajes WRA-Ch y las frecuencias de observación ponderadas a partir de la escala de Likert de las especies de plantas ornamentales incluidas en la encuesta ($p = 0,06$).

La distribución de las frecuencias de observación de las especies en los rangos de potencial invasor (Bajo ≤ 6 , Medio 7-13 y Alto ≥ 14), no presento diferencias significativas ($p = 0,195$; Fig. 7).

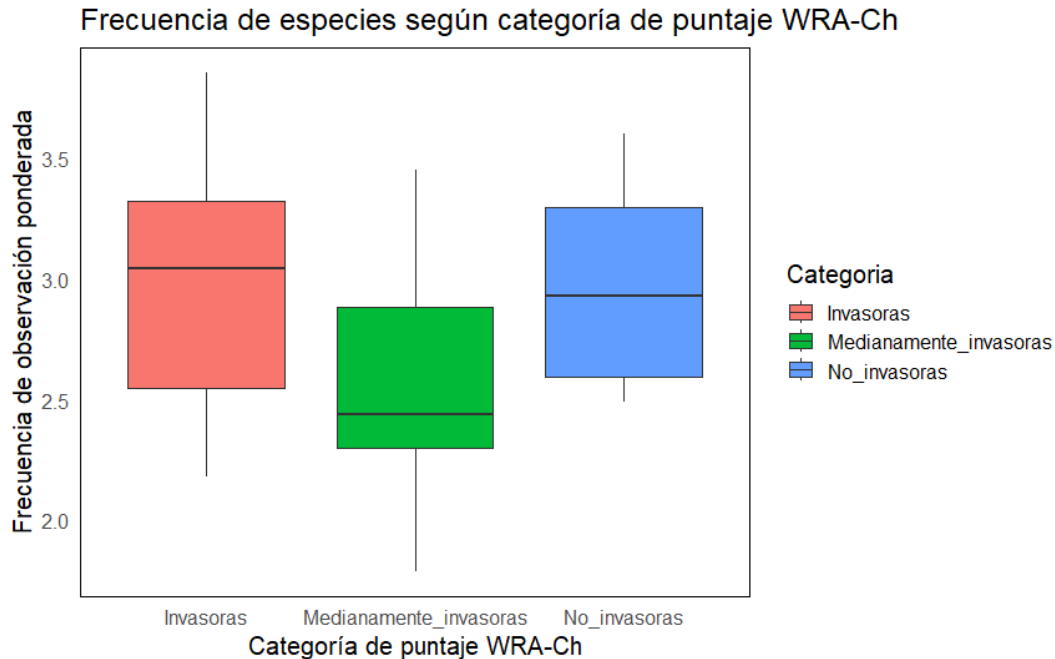


Figura 7: Frecuencias de observación basadas en la escala de Likert en rangos de potencial invasor: Bajo (≤ 6), Medio ($7 \geq 13$) y Alto (≥ 14) $p = 0,195$.

El segundo método de clasificación basado en Bayón & Vilà (2019), clasificó las especies evaluadas en cuatro listas de prioridad; Lista de atención (41 especies), lista de observación (20 especies), lista de incertidumbre (75 especies) y lista verde (32 especies) (Fig. 8). La Figura 8 presenta la frecuencia ponderada de especies para cada lista, considerando factores como clima, invasividad, impactos ambientales y socioeconómicos. La clasificación de cada especie se encuentra detallada en el Anexo 1.

El análisis de las listas de prioridad reveló los siguientes porcentajes de especies con alto potencial invasor ($\text{WRA-Ch} > 6$):

- **Lista de atención:** 100%
- **Lista de observación:** 80%
- **Lista de incertidumbre:** 80%
- **Lista verde:** 65%

Estos resultados destacan la importancia de orientar medidas en la lista de atención, que contiene exclusivamente especies con alto riesgo invasor. Sin embargo, las listas de observación e incertidumbre también presentan una proporción considerable de especies con potencial invasor, lo que subraya la necesidad de seguimiento constante y medidas preventivas específicas. Incluso la lista verde, categorizada como de bajo riesgo, incluye un 65% de especies con características invasoras, sugiriendo posibles limitaciones en los criterios de clasificación.

Cantidad de especies por lista de prioridad

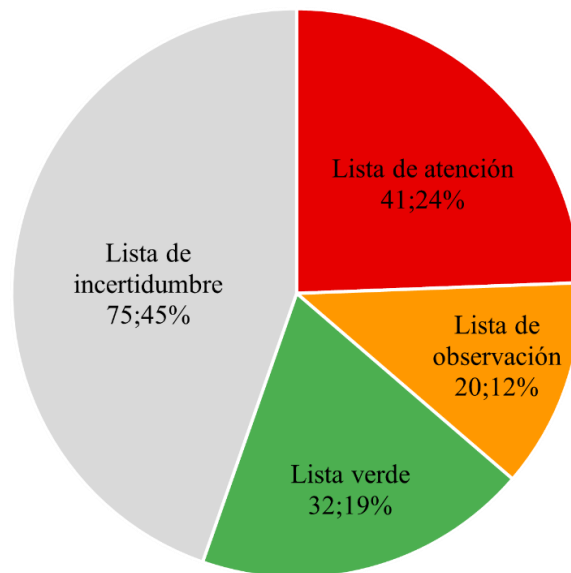


Figura 6: Clasificación de especies evaluadas según su lista de prioridad basada en criterios de Bayón & Vilà (2019). Número de especies asignadas a cada lista: atención (41 especies), observación (20 especies), incertidumbre (75 especies) y verde (32 especies). Las listas reflejan un gradiente de riesgo invasor, considerando el clima, la invasividad, y los impactos ambientales y socioeconómicos.

DISCUSIÓN

RESULTADOS PRINCIPALES

En este estudio se hipotetizó que las plantas no-nativas introducidas para venta y uso ornamental en jardines y viveros del Gran Concepción presentan un alto potencial invasor. Asimismo, se planteó que las especies con mayor demanda tienen un alto potencial invasor según el método WRA-Ch. Los resultados confirman que el 82% de las plantas evaluadas en el campus central de la Universidad de Concepción y el vivero Lonquimay tienen un alto potencial invasor (WRA-Ch > 6). Los promedios de puntajes en ambos sitios fueron significativamente mayores al grupo control, lo que respalda la hipótesis inicial sobre el alto potencial invasor de las plantas no-nativas comercializadas.

Respecto al método de evaluación de riesgo utilizado en este estudio, el WRA-Ch permitió evaluar una cantidad significativa de especies no-nativas. Sin embargo, se identificaron limitaciones relacionadas con la disponibilidad y calidad de información para muchas especies ornamentales. Observándose en la práctica que numerosas especies carecían de datos suficientes, lo que obligó a responder únicamente el mínimo de 10 preguntas de las 49 incluidas en el cuestionario. Además, 10 especies no pudieron ser evaluadas debido a la falta de información disponible. La falta de información para evaluar especies ha sido ampliamente discutida y es uno de los principales problemas a la hora de ejecutar este tipo de métodos, especialmente en regiones donde la investigación y el conocimiento de la flora es insuficiente (Nuñez & Pauchard 2020).

Una alternativa para abordar estas limitaciones sería considerar el uso del método Plant Risk Evaluation (PRE), diseñado específicamente para especies ornamentales y basado en el modelo australiano WRA (Conser *et al.* 2015). Este método consta de 19 preguntas, lo que disminuye su tiempo de aplicación, facilitando su implementación, especialmente en contextos comerciales, como viveros. Contiene la mitad de las preguntas del método WRA, siendo una adaptación a especies ornamentales que aún no generan impactos ambientales significativos. Por lo cual puede ser una herramienta prometedora para la evaluación de riesgo de invasión de plantas recientemente introducidas. En el futuro, podría ser adaptado y calibrado para las condiciones climáticas y biogeográficas de Chile, lo que mejoraría significativamente la capacidad de evaluar el potencial invasor de especies ornamentales en el país, especialmente aquellas de interés comercial.

Los resultados sobre la demanda de flora ornamental indican que las especies con alto potencial invasor no son necesariamente las más frecuentes en viveros y jardines. Esto se evidenció en la falta de correlación significativa entre la frecuencia de observación basada en la encuesta y los puntajes WRA-Ch obtenidos para las mismas especies (Fig. 6). Esta ausencia de correlación podría atribuirse al diseño de la encuesta, que incluyó una muestra limitada de 30 especies. Este tamaño muestral es inferior al sugerido por Park & Jung (2009), no obstante, permitió mantener el interés del público para completar la encuesta cabalmente. Un aumento en el número de especies a ser evaluadas podría haber brindado resultados más representativos (Park & Jung 2009; Louangrath 2017).

Para futuros estudios, se sugiere implementar un enfoque basado en ciencia ciudadana, como el descrito por Dehnen-Schmutz & Conroy (2018), que permite identificar plantas ornamentales potencialmente invasoras mediante reportes de especies por parte de grupos de interés. Este enfoque no solo aumenta la cantidad de datos disponibles, sino que también promueve la concientización sobre la problemática de las especies invasoras. Sin embargo, este método enfrenta limitaciones relacionadas con el reconocimiento de especies y su ecología por parte de los participantes (Baiyewu *et al.* 2005; Dehnen-Schmutz & Conroy 2018; Krishnan *et al.* 2022).

Adicionalmente, las respuestas de los encuestados están influenciadas por las dinámicas del mercado hortícola, que cambia constantemente en función de las tendencias globales y locales (Peterson *et al.* 2018; Gabellini & Scaramuzzi 2022; Kisku *et al.* 2023). Por lo tanto, estos factores deben considerarse cuidadosamente en el diseño de futuras encuestas.

En vista de los resultados obtenidos, surgió la necesidad de priorizar las especies que representan un mayor riesgo para los ecosistemas locales. Para lo cual se crearon listas de prioridad basadas en el método de Bayón & Vilà (2019), las cuales orientan las acciones preventivas y de mitigación necesarias para proteger los hábitats afectados.

LISTAS DE PRIORIDAD

La creación de listas de prioridad permitió identificar 41 especies en la lista de atención, todas con un alto potencial invasor. Estas especies representan una amenaza para la biodiversidad local y requieren estudios adicionales para evaluar los costos y beneficios de su manejo y cultivo.

En el campus UdeC se registraron 30 especies de la lista de atención, mientras que en el vivero Lonquimay se identificaron 21 especies. Este hallazgo subraya la necesidad de implementar medidas preventivas, especialmente en la Universidad de Concepción, cuyo proyecto “Campus Naturaleza” está enfocado en la conservación y restauración de la biodiversidad de 186 ha. de bosque nativo costero remanente (UdeC 2024). Sin embargo, la presencia de especies con alto potencial invasor en los jardines aledaños pone en riesgo estos objetivos de conservación. Por ello, es fundamental concientizar sobre este riesgo para prevenir nuevas invasiones. Una acción eficaz podría ser la coordinación de esfuerzos con la Sección de Parques y Jardines de la Dirección de Servicios UdeC y Campus Naturaleza para hacer llegar esta información de forma clara y generar un protocolo de disminución paulatina de cultivo de estas especies en los jardines de la UdeC.

Para el caso del vivero Lonquimay, se podrían implementar códigos de conducta entre los viveristas del sector de Huertos Familiares, a través de capacitaciones que informen la compra y venta de especies, permitiendo la identificación de especies con alto potencial invasor, sus posibles impactos y formas de prevenirlos (Dehnen-Schmutz 2011; Humair *et al.* 2014; Hulme *et al.* 2018; Jones *et al.* 2024). A pesar de que puede existir reticencia a los cambios en la industria, es crucial involucrar a los viveros en la promoción del comercio responsable, teniendo siempre en cuenta los efectos a largo plazo que pueden tener sus productos (Humair *et al.* 2014; Hulme *et al.* 2018; Amenábar 2020).

Las especies incluidas en la lista de observación requieren una supervisión similar a las de la lista de atención. Esto implica realizar estudios ecológicos que permitan priorizar acciones de manejo basadas en los impactos potenciales de estas especies. Sin embargo, la falta de financiamiento y estudios socio ecológicos centrados en plantas ornamentales invasoras continúa siendo una limitación importante para obtener información detallada sobre las especies ornamentales (Wilson *et al.* 2016; Krishnan *et al.* 2022).

Las especies clasificadas en la lista de incertidumbre corresponden a aquellas sin registros de invasión en otras regiones o sin coincidencias climáticas con Chile. La evaluación de estas especies depende de la disponibilidad de estudios globales sobre especies invasoras (Seebens *et al.* 2015, 2017; van Kleunen *et al.* 2018). Además, es crucial considerar el impacto del cambio climático en los rangos de tolerancia de estas especies dentro del contexto chileno, ya que el aumento de temperatura facilitaría su redistribución hacia nuevas latitudes y el aumento de perturbaciones

favorecería a especies oportunistas de rápido crecimiento (Franco *et al.* 2006; Vilà *et al.* 2008; Bayón & Vilà 2019; Lillo 2024).

Las especies de la lista verde presentan una baja probabilidad de escapar de los jardines y, por ende, podrían ser promovidas como alternativas viables a las especies con alto potencial invasor (Dehnen-Schmutz 2011). La industria ornamental puede jugar un papel clave en esta transición, ya que el fomento de especies de bajo potencial invasor no representa pérdidas económicas significativas en comparación con la prohibición de la venta de especies de la lista de atención (Dehnen-Schmutz 2011). Estas especies podrían ser protagónicas en los catálogos hortícolas. Además, de fomentar el uso y venta de especies nativas de valor ornamental (Riedemann & Aldunate 2003). Ambos grupos de especies, de la lista verde y nativas, pueden formar parte de áreas verdes diversas y beneficiosas para el ecosistema urbano (Kowarik 2011; Francini *et al.* 2022). Por ejemplo, existen guías de plantas de bajo potencial invasor para Gran Bretaña (NNS 2022) y el estado de Oregón en EE. UU. (Goodridge *et al.* 2008). En Chile, si bien no existen guías de plantas con bajo potencial invasor, si existen libros de flora nativa con valor ornamental, los cuales son una base para realizar el reemplazo de especies con alto potencial invasor por especies nativas de valor ornamental (Riedemann & Aldunate 2003). Diseñar, implementar y difundir prácticas de uso adecuado de flora ornamental deberían ser replicadas en cada región bioclimática para informar al público sobre especies no-invasoras para ser cultivadas en sitios específicos (Niinemets & Peñuelas 2008).

Con el fin de mitigar la amenaza de invasión de plantas, se han propuesto métodos biotecnológicos para la creación de variedades estériles de especies de difícil reemplazo, como son las especies ornamentales con atributos útiles para la industria y de importancia comercial (Li *et al.* 2004; Brand 2016; Guo *et al.* 2019). Entre las estrategias sugeridas se encuentran la esterilización masculina y/o femenina, la partenogénesis (frutos sin semillas) y la creación de semillas infértiles con la tecnología transgénica denominada “Terminator” (Li *et al.* 2004; Yusuf 2010; Brand 2016). Sin embargo, estas técnicas no garantizan una efectividad total, especialmente para especies que son invasoras debido a su rápida reproducción vegetativa, como *Hedera helix* (Li *et al.* 2004). Además, estas estrategias presentan desafíos bioéticos, ya que las modificaciones genéticas pueden transgredir el valor intrínseco de los organismos naturales, generar monopolios en las empresas productoras de semillas y existe la probabilidad de dispersión de genes letales a otras poblaciones

vegetales (Yusuf 2010). Por ello, estas medidas deben evaluarse con extremo cuidado previo a su implementación, con el propósito de minimizar sus impactos negativos.

La identificación de especies con alto potencial invasor y la creación de listas de prioridad resaltan la urgencia de implementar marcos regulatorios efectivos para prevenir la proliferación de especies ornamentales invasoras y mitigar sus impactos. Por lo que se discute el estado actual de la legislación chilena al respecto.

REGULACIÓN DE PLANTAS INTRODUCIDAS

La introducción intencional de especies a Chile está regulada por distintos marcos legales que supervisan su importación, comercio, control y eventual liberación al medio natural (Pauchard *et al.* 2011). Para prevenir la proliferación de plantas ornamentales invasoras, se han identificado cuatro etapas e instrumentos regulatorios clave que la guían su manejo: 1) Restricciones pre frontera, 2) Prohibiciones de venta post frontera, 3) Códigos de conducta para la industria hortícola y 4) Educación ambiental para consumidores (Hulme *et al.* 2018). La implementación de estos instrumentos ha enfrentado dificultades debido a la fragmentación en los convenios internacionales dirigidos al control de plantas no-nativas. Por ejemplo, la Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF) se centra en prevenir plagas fitosanitarias que afectan la productividad. En contraste el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), prioriza la conservación de la biodiversidad, generando una falta de soluciones unificadas para el manejo efectivo de plantas invasoras, que requiere atención específica y coordinada (Campos *et al.* 2023). En el contexto chileno, la fragmentación normativa e institucional entre las autoridades medioambientales ha complicado aún más la gestión de especies introducidas e invasoras (Fuentes & Pauchard 2011; Pauchard *et al.* 2011).

El control de especies no-nativas en ecosistemas terrestres es liderado principalmente por el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) en pre frontera, y por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) en post frontera, mediante planes de manejo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNASPE) y la Ley N° 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (Pauchard *et al.* 2011; Vivanco 2021).

La Estrategia Nacional Integrada para la Prevención, el Control y la Erradicación de Especies Exóticas Invasoras (COCEI 2014) junto con el reciente establecimiento Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP), otorgan al Ministerio del Medio Ambiente nuevas facultades para prevenir, controlar y erradicar especies no-nativas, alineándose con los objetivos del CDB. Este servicio podrá diseñar y ejecutar planes de gestión, conceder y denegar permisos de introducción y transporte de especies, definir zonas vulnerables y establecer criterios de análisis de riesgo en colaboración con el SAG, entre otras actividades especificadas en el Artículo 45 de la Ley 21.600/2023.

El Decreto Ley N.º 3.557, faculta al SAG para gestionar un registro de plagas que afectan la producción agrícola y una lista de 17 especies de malezas cuarentenarias. Define plaga como “cualquier organismo vivo o de naturaleza especial que, por su nivel de ocurrencia y dispersión, constituya un grave riesgo para el estado fitosanitario de las plantas o sus productos”. Es así como, por motivos económicos y sanitarios, el Servicio hará uso de sus facultades únicamente en el momento en que esta especie se convierta en una plaga o enfermedad (o lo constituya de manera potencial) (Campos *et al.* 2023).

La Resolución Exenta 981 del SAG (2011), regula la legislación sobre el comercio de plantas ornamentales, estableciendo requisitos para la inscripción formal de viveros y depósitos de plantas. Sin embargo, esta normativa carece de un catálogo público de dichas inscripciones. Además, esta regulación no está vinculada a listados actualizados de especies invasoras, como el Inventario de Especies Exóticas de Chile (MMA s.f.). La autoridad ambiental no está obligada a pronunciarse sobre evaluaciones de riesgo de invasión, no existe una norma que prohíba el ingreso, posesión o comercialización de especies invasoras, ni se han establecido procedimientos claros para su introducción al medio natural. Asimismo, no se cuenta con un sistema de alerta temprana, a pesar de que la prevención es reconocida como la medida de gestión más costo-efectiva.

Diversas obras de infraestructura urbana y rural han facilitado la introducción e invasión de numerosas plantas no-nativas en distintas localidades de Chile. Por ejemplo, en la Región del Biobío, el proyecto de la Central Hidroeléctrica Abanico utilizó *Cytisus scoparius* (L.) Link (retama negra) para estabilizar taludes durante su construcción, lo que resultó en una invasión significativa a lo largo de la cuenca del río Laja (Fuentes *et al.* 2004). Otro ejemplo son los planes de reconstrucción del borde costero tras el terremoto y tsunami de 2010, que afectaron gravemente

a localidades como Dichato, declarada "zona cero" debido a la magnitud del desastre (Carees 2013). En estos planes, diseñados por el Instituto Forestal (INFOR), se incluyó la creación de bosques costeros destinados a atenuar impactos de tsunamis y reducir la erosión costera. Sin embargo, se recomendó el uso de especies como *Acacia melanoxylon* R.Br. (aromo australiano), *Casuarina cunninghamiana* Miq. (casuarina), *Hesperocyparis macrocarpa* (Hartw.) Bartel (ciprés común) y *Pinus pinaster* Aiton (pino marítimo), todas con alto potencial invasor (Pinilla *et al.* 2013). En las áreas verdes de la costanera entre Concepción y Chiguayante, se utilizaron especies altamente invasoras como *Arctotheca calendula* (L.) K.Lewin y *Hedera helix*, las cuales seguirán dispersándose por la cuenca del río Biobío. Estos ejemplos locales se pueden encontrar a nivel nacional, lo cual evidencia un gran vacío y falta de coordinación entre los organismos públicos. Por un lado, el MMA, el SBAP y el SAG regulan y controlan las especies no-nativas invasoras y, por otro lado, organismos como el Ministerio de Obras Públicas, el Ministerio de Vivienda y Urbanismo, entre otros, no regulan el uso de especies invasoras en las áreas verdes de los proyectos licitados. Una adecuada coordinación entre todos los órganos del estado relacionados con la toma de decisiones medioambientales podría impedir la repetición de errores como los mencionados.

Desde 2010, el Servicio de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) exige a los titulares de proyectos la implementación de medidas de mitigación, reparación y compensación para contrarrestar los efectos adversos de sus actividades sobre la biodiversidad. Estas medidas deben generar efectos positivos equivalentes al impacto causado, cumpliéndose mediante la sustitución de elementos afectados del medio ambiente por otros con características y funciones similares (SEA 2022). Sin embargo, esta normativa no prohíbe el uso de especies introducidas no-nativas como sustitutos de especies nativas.

En vista de los factores mencionados, los marcos legislativos actuales han resultado insuficientes para prevenir tanto la comercialización como el establecimiento de plantas invasoras en Chile. El comercio de plantas ornamentales continúa favoreciendo la dispersión de especies como *Hedera helix* (hiedra común), invasora en RN Río Clarillo y PN Nonguén, *Cytisus scoparius* (retama negra) se vende en el vivero Lonquimay y es una especie invasora en PN Antuco y Villarrica, *Digitalis purpurea* L. (dedalera) se vende en la sección de jardines de Sodimac y es invasora en PN Puyehue, *Reynoutria japonica* Houtt. (falopía japonesa), introducida en el sur de Chile por viveristas e invade PN Alerce Andino (Fuentes *et al.* 2011), y *Lupinus polyphyllus* Lindl. (lupino)

invade el PN Torres del Paine, entre otros ejemplos. Estas especies, actualmente, están invadiendo áreas protegidas de alto valor ecológico. Estos casos subrayan la urgencia de fortalecer las regulaciones mediante una colaboración efectiva entre la academia, las instituciones medioambientales y la industria hortícola, con el objetivo de prevenir y gestionar futuras invasiones de plantas ornamentales (Humair *et al.* 2014; Quiroga *et al.* 2023).

CONCLUSIONES

En síntesis, la horticultura ornamental es responsable de la mayoría de las introducciones de plantas invasoras en Chile, lo que representa una amenaza para la biodiversidad local. Los resultados confirman que una proporción significativa de las plantas ornamentales comercializadas y evaluadas poseen un alto potencial invasor, lo que subraya la necesidad urgente de implementar estrategias preventivas y de manejo para limitar su dispersión y la expansión de los impactos asociados.

El método WRA-Ch demostró ser útil para evaluar el riesgo de invasión de un gran número de especies. Sin embargo, las limitaciones en la calidad y cantidad de información disponible para especies ornamentales resaltan la necesidad de herramientas de evaluación más específicas, como el Plant Risk Evaluation (PRE), que podría ser adaptado al contexto chileno. Dicha herramienta facilitaría una gestión más eficiente de las especies ornamentales y su comercio.

La implementación de listas de prioridad, como las desarrolladas en este estudio, constituye una base sólida para orientar esfuerzos de investigación y manejo hacia especies con mayores riesgos potenciales. Este enfoque es especialmente relevante en espacios como el campus de la Universidad de Concepción, donde iniciativas de conservación como “Campus Naturaleza” enfrentan amenazas por la presencia de especies con alto potencial invasor.

Los métodos socio ecológicos explorados en este estudio, resaltan el papel clave de la educación ambiental para informar a consumidores y horticultores sobre los riesgos asociados a las plantas ornamentales introducidas. Promover la conciencia ecológica mediante estrategias como la ciencia ciudadana podría contribuir no solo a mejorar la identificación y manejo de plantas invasoras, sino también a fomentar el uso de especies nativas y de bajo riesgo para su cultivo.

Finalmente, este estudio pone en evidencia las debilidades del marco normativo actual en Chile, que carece de medidas efectivas para la regulación del comercio y manejo de plantas ornamentales invasoras. Es esencial fortalecer la colaboración entre academia, autoridades medioambientales e industria hortícola para desarrollar políticas públicas que incluyan sistemas de alerta temprana, regulaciones vinculantes y programas de educación ambiental. Solo mediante un enfoque que integre ciencia, legislación y participación ciudadana se podrán prevenir futuras invasiones y conservar la biodiversidad local en un escenario marcado por la globalización y el cambio climático.

BIBLIOGRAFÍA

- ALVARADO, A., BALDINI, A., GUAJARDO, F. 2012. Árboles urbanos de Chile: Guía de reconocimiento. <http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/29450>
- AMENÁBAR, M. DE LOS Á. 2020. El auge y el declive de las bolsas plásticas en Chile: el rol de la ciudadanía en la reducción de plásticos desechables. Repositorio Académico Universidad de Chile. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/184140>
- ANDERSON, A.G., MESSER, I., LANGELLOTTO, G.A. 2021. Gardeners' Perceptions of Northwestern U.S. Native Plants Are Influenced by Ecological Information and Garden Group Affiliation. *HortTechnology* 31(4): 458-469. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH04770-20>
- ARAOS, A., CERDA, C., SKEWES, O., CRUZ, G., TAPIA, P., BAERISWYL, F. 2020. Estimated economic impacts of seven invasive alien species in Chile. *Human Dimensions of Wildlife* 25(4): 398-403
- ARROYO, M.T.K., MARTICORENA, C., MATTHEI, O., CAVIERES, L. 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. In: *Invasive species in a changing world*: 385-421
- BAIYEWU, R.A., AMUSA, N.A., OLAYIWOLA, O. 2005. Survey on the use of ornamental plants for environmental management in southwestern Nigeria. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences* 1(3): 237-240
- BAYÓN, Á., VILÀ, M. 2019. Horizon scanning to identify invasion risk of ornamental plants marketed in Spain. *NeoBiota* 52: 47-86. <https://doi.org/10.3897/neobiota.52.38113>

- BEAURY, E.M., PATRICK, M., BRADLEY, B.A. 2021. Invaders for sale: the ongoing spread of invasive species by the plant trade industry. *Frontiers in Ecology and the Environment* 19(10): 550-556
- BLACKBURN, T.M., PYŠEK, P., BACHER, S., CARLTON, J.T., DUNCAN, R.P., JAROŠÍK, V., WILSON, J.R.U., RICHARDSON, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26(7): 333-339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- BRAND, M. 2016. Sterile cultivars (or close to it) — is this a viable option for the nursery industry? *Acta Horticulturae* (1140): 273-278. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2016.1140.60>
- CABI. 2022. Ornamental purposes (pathway cause). CABI Compendium. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.109051>
- CABRERA, E.L.S.C., VIGIL, J.L.B., HERNÁNDEZ, E.G., MÁRQUEZ, R.P. 2016. Plantas exóticas invasoras y potencialmente invasoras en el Jardín Botánico Orquideario Soroa, Cuba/Exotic invasive or potentially invasive plants in the Soroa Orchid Botanical Garden, Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 37: 115-119
- CAMPOS, G., LIRA, J., VENEGAS, Y. 2023. Especies exóticas invasoras terrestres: conflicto de competencias futuras del servicio de biodiversidad y áreas protegidas con el Servicio Agrícola y Ganadero. Repositorio Académico Universidad de Chile. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/196861>
- CAREES, I. 2013. Dichato, desde la crisis a la reconstrucción. Un modelo de gestión de riesgo y resiliencia. *Urbano* 16: 33-40. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=19836964006>
- CASTRO, S.A., FIGUEROA, J.A., MUÑOZ-SCHICK, M., JAKSIC, F.M. 2005. Minimum residence time, biogeographical origin, and life cycle as determinants of the geographical extent of naturalized plants in continental Chile. *Diversity and Distributions* 11(3): 183-191. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00145.x>
- CENTER FOR INVASIVE SPECIES AND ECOSYSTEM HEALTH, U. OF G., USDA NATIONAL INSTITUTE OF FOOD AND AGRICULTURE, USDA IDENTIFICATION TECHNOLOGY PROGRAM, USDA FOREST SERVICE, USDA ANIMAL AND PLANT HEALTH INSPECTION SERVICE. 2018. Invasive.Org. <https://www.invasive.org/index.cfm>. Accedido: 25/11/2024

- COCEI. 2014. Estrategia Nacional Integrada para la Prevención, el Control y/o Erradicación de las Especies Exóticas Invasoras. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago de Chile. 1-26 pp.
- CONSER, C., SEEBACHER, L., FUJINO, D.W., REICHARD, S., DiTOMASO, J.M. 2015. The Development of a Plant Risk Evaluation (PRE) Tool for Assessing the Invasive Potential of Ornamental Plants. PLOS ONE 10(3): e0121053. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121053>
- DAWSON, W., BURSLEM, D.F., HULME, P.E. 2011. The comparative importance of species traits and introduction characteristics in tropical plant invasions. *Diversity and distributions* 17(6): 1111-1121
- DEHNEN-SCHMUTZ, K. 2011. Determining non-invasiveness in ornamental plants to build green lists. *Journal of Applied Ecology* 48(6): 1374-1380. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02061.x>
- DEHNEN-SCHMUTZ, K., CONROY, J. 2018. Working with gardeners to identify potential invasive ornamental garden plants: testing a citizen science approach. *Biological Invasions* 20(11): 3069-3077. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1759-3>
- DIAGNE, C., LEROY, B., VAISSIÈRE, A.C. 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* 592: 571-576. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
- FIGUEROA, J., CASTRO, S., MARQUET, P., JAKSIC, F. 2004. Exotic plant invasions to the mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Revista Chilena de Historia Natural* 77(3): 465-483
- FRANCINI, A., ROMANO, D., TOSCANO, S., FERRANTE, A. 2022. The Contribution of Ornamental Plants to Urban Ecosystem Services. *Earth* 3(4): 1258-1274. <https://doi.org/10.3390/earth3040071>
- FRANCO, J.A., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.J., FERNÁNDEZ, J.A., BAÑÓN, S. 2006. Selection and nursery production of ornamental plants for landscaping and xerogardening in semi-arid environments. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology* 81(1): 3-17. <https://doi.org/10.1080/14620316.2006.11512022>

- FUENTES, N., PAUCHARD, A. 2011. Evaluación de Riesgo de especies de Plantas Introducidas (ERPI) en Chile: estableciendo prioridades para su manejo o control. Concepción, Chile.
- FUENTES, N., SALDAÑA, A. 2022. Validación de un sistema de evaluación de riesgo de invasión: el sistema australiano y su potencial uso en especies de plantas introducidas en Chile. Gayana. Botánica 79(1): 63-70
- FUENTES, N., UGARTE, E.A., KLOTZ, S. 2004. Flora asociada a bordes de camino en un transecto este-oeste en la VIII Región, Chile. Boletín Museo Nacional de Historia Natural 53: 37-49. <https://doi.org/10.54830/bmnhn.v53.2004.295>
- FUENTES, N., UGARTE, E., KÜHN, I., KLOTZ, S. 2010. Alien plants in southern South America. A framework for evaluation and management of mutual risk of invasion between Chile and Argentina. Biological invasions 12: 3227-3236
- FUENTES, N., MARTICORENA, A., SALDAÑA, A. 2011. Fallopia sachalinensis (F.Schmidt) Ronse Decr. (Polygonaceae): a new record for the alien flora of Chile. Gayana. Botánica 68(2): 338-340. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432011000200026>
- FUENTES, N., SÁNCHEZ, P., PAUCHARD, A., URRUTIA, J., CAVIERES, L., MARTICORENA, A. 2014. Plantas invasoras del Centro-Sur de Chile: Una guía de campo. In: Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB. Concepción, Chile.
- FUENTES, N., MARTICORENA, A., SALDAÑA, A., JEREZ, V., ORTIZ, J.C., VICTORIANO, P., MORENO, R.A., LARRAÍN, J., VILLASEÑOR-PARADA, C., *et al.* 2020. Multi-taxa inventory of naturalized species in Chile. NeoBiota 60: 25-41. <https://doi.org/10.3897/neobiota.60.55366>
- GABELLINI, S., SCARAMUZZI, S. 2022. Evolving Consumption Trends, Marketing Strategies, and Governance Settings in Ornamental Horticulture: A Grey Literature Review. Horticulturae 8(3): 234. <https://doi.org/10.3390/horticulturae8030234>
- GASSÓ, N., BASNOU, C., VILÀ, M. 2010. Predicting plant invaders in the Mediterranean through a weed risk assessment system. Biol Invasions 12: 463-476. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9451-2>
- GISD. 2024. Species profile: Eichhornia crassipes. <https://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=70>. Accedido: 26/11/2024

- GONZÁLEZ, M.E., SAPIAINS, R., GÓMEZ-GONZÁLEZ, S., GARREAUD, R., MIRANDA, A., GALLEGUILLOS, M., JACQUES, M., PAUCHARD, A., HOYOS, J., *et al.* 2020. Incendios forestales en Chile: causas, impactos y resiliencia. In: Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2, Universidad de Chile, Universidad de Concepción y Universidad Austral de Chile
- GOODRIDGE, J.M., BIXBY, M., WINTER-GORSLINE, L., TU, M., ANDERSON, S., HARBER, R., DOUGLAS, J., MCMAHAN, L., CHAN, S., *et al.* 2008. GardenSmart Oregon: a guide to non-invasive plants
- GORDON, D.R., TANCIG, K.J., ONDERDONK, D.A., GANTZ, C.A. 2011. Assessing the invasive potential of biofuel species proposed for Florida and the United States using the Australian Weed Risk Assessment. *biomass and bioenergy* 35(1): 74-79
- GORDON, D.R., FLORY, S.L., LIEURANCE, D., HULME, P.E., BUDDENHAGEN, C., CATON, B., VILÀ, M. 2016. Weed Risk Assessments Are an Effective Component of Invasion Risk Management. *Invasive Plant Science and Management* 9(01): 81-83. <https://doi.org/10.1614/ipsm-d-15-00053.1>
- GUO, W., VAN KLEUNEN, M., PIERCE, S., DAWSON, W., ESSL, F., KREFT, H., MAUREL, N., PERGL, J., SEEBENS, H., *et al.* 2019. Domestic gardens play a dominant role in selecting alien species with adaptive strategies that facilitate naturalization. *Global Ecology and Biogeography* 28(5): 628-639. <https://doi.org/10.1111/geb.12882>
- HAWKINS, C.L., BACHER, S., ESSL, F., HULME, P.E., JESCHKE, J.M., KÜHN, I., KUMSCHICK, S., NENTWIG, W., PERGL, J., *et al.* 2015. Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa EICAT. *Diversity and Distributions* 21(11): 1360-1363. <https://doi.org/10.1111/ddi.12379>
- HE, S., YIN, L., WEN, J., LIANG, Y. 2018. A test of the Australian Weed Risk Assessment system in China. *Biological invasions* 20: 2061-2076
- HEINRICHS, S., PAUCHARD, A. 2015. Struggling to maintain native plant diversity in a peri-urban reserve surrounded by a highly anthropogenic matrix. *Biodiversity and Conservation* 24(11): 2769-2788. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0964-y>

- HEYWOOD, V.H. 2011. The role of botanic gardens as resource and introduction centres in the face of global change. *Biodiversity and Conservation* 20(2): 221-239. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9781-5>
- HOBBS, R.J., ARICO, S., ARONSON, J., BARON, J.S., BRIDGEWATER, P., CRAMER, V.A., EPSTEIN, P.R., EWEL, J.J., KLINK, C.A., *et al.* 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15(1): 1-7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>
- HULME, P.E. 2011. Addressing the threat to biodiversity from botanic gardens. *Trends in Ecology & Evolution* 26(4): 168-174. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.01.005>
- HULME, P.E., BRUNDU, G., CARBONI, M., DEHNEN-SCHMUTZ, K., DULLINGER, S., EARLY, R., ESSL, F., GONZÁLEZ-MORENO, P., GROOM, Q.J., *et al.* 2018. Integrating invasive species policies across ornamental horticulture supply chains to prevent plant invasions. Flory, L. (Ed.) *Journal of Applied Ecology* 55(1): 92-98. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12953>
- HUMAIR, F., KUEFFER, C., SIEGRIST, M. 2014. Are Non-Native Plants Perceived to Be More Risky? Factors Influencing Horticulturists' Risk Perceptions of Ornamental Plant Species. Matthews, W.J. (Ed.) *PLoS ONE* 9(7): e102121. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102121>
- ISSG. 2024. Global invasive species database. <https://www.iucngisd.org/gisd/>. Accedido: 25/11/2024
- JERUE, R. 2023. Köppen–Geiger Climate Classification. <https://www.koppen-map.com>. Accedido: 25/11/2024
- JONES, T.S., CULHAM, A., PICKLES, B.J., DAVID, J. 2024. How do gardeners define ‘invasive’? Implications for invasion science and environmental policy instruments on invasive species. *Environmental Science & Policy* 151: 103614. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2023.103614>
- KELLER, R.P., LODGE, D.M., FINNOFF, D.C. 2007. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(1): 203-207. <https://doi.org/10.1073/pnas.0605787104>
- KELLER, R.P., DRAKE, J.M., DREW, M.B., LODGE, D.M. 2011. Linking environmental conditions and ship movements to estimate invasive species transport across the global shipping

- network. *Diversity and Distributions* 17(1): 93-102. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00696.x>
- KISKU, N., THAKUR, D., BEESE, S. 2023. Exploring the Recent Trends in Ornamental Horticulture. In: *Horticultural Insights: Bridging Research and Best Practices*: 161-177. https://www.researchgate.net/publication/376600475_Exploring_the_Recent_Trends_in_Ornamental_Horticulture
- KOWARIK, I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species
- KOWARIK, I. 2005. Urban ornamentals escaped from cultivation. *Crop ferality and volunteerism* 97121:
- KOWARIK, I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159(8-9): 1974-1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- KRISHNAN, S., KIRK-BALLARD, H., MCGINNIS, E., CHANCE, L.G. 2022. Critical Issues in Consumer Horticulture: Gaps in Research and Public Gardens' Involvement in Consumer Horticulture. *HortTechnology* 32(1): 1-9. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH04934-21>
- LI, Y., CHENG, Z., SMITH, W.A., ELLIS, D.R., CHEN, Y., ZHENG, X., PEI, Y., LUO, K., ZHAO, D., *et al.* 2004. Invasive Ornamental Plants: Problems, Challenges, and Molecular Tools to Neutralize Their Invasiveness. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23(5): 381-389. <https://doi.org/10.1080/07352680490505123>
- LILLO, E.F. 2024. Estudio vulnerabilidad terrestre del PNACC BIO: Invasiones biológicas y cambio climático.
- LOCKWOOD, J.L., CASSEY, P., BLACKBURN, T.M. 2009. The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and distributions* 15(5): 904-910
- LOUANGRATH, P. 2017. Minimum sample size method based on survey scales. *Int. J. Res. Methodol. Soc. Sci* 3(3): 44-52

- LOWE, S., BROWNE, M., BOUDJELAS, S., DE POORTER, M., *et al.* 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
- MATTHEI, O. 1995. Manual de malezas que crecen en Chile. Alfabeta Impresores, Santiago, Chile. <https://hdl.handle.net/20.500.14001/50864>
- MCGEOCH, M.A., BUTCHART, S.H.M., SPEAR, D., MARAIS, E., KLEYNHANS, E.J., SYMES, A., CHANSON, J., HOFFMANN, M. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* 16(1): 95-108. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00633.x>
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. (n.d.) Especies exóticas invasoras. Inventario nacional de especies de Chile. http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/especies_exoticas.aspx.
Accedido: 25/12/2024
- MONTENEGRO, G., TEILLIER, S., ARCE, P., POBLETE, V. 1991. Introduction of plants into the mediterranean-type climate of Chile. In: Introduction of plants into the mediterranean-type climate of Chile: 103-114
- MYERS, N., MITTERMEIER, R., MITTERMEIER, C. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858
- NIINEMETS, Ü., PEÑUELAS, J. 2008. Gardening and urban landscaping: significant players in global change. *Trends in Plant Science* 13(2): 60-65. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2007.11.009>
- NISHIDA, T., YAMASHITA, N., ASAI, M., KUROKAWA, S., ENOMOTO, T., PHELOUNG, P.C., GROVES, R.H. 2009. Developing a pre-entry weed risk assessment system for use in Japan. *Biological invasions* 11: 1319-1333
- NNSS. 2022. Gardening without harmful invasive plants: A guide to plants you can use in place of invasive non-native species Gardening without harmful invasive plants
- NUÑEZ, M.A., PAUCHARD, A. Biological invasions in developing and developed countries: does one model fit all? *Biol Invasions* 12, 707–714 (2010). <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9517-1>

- PARK, J.-W., JUNG, M.-S. 2009. A Note on Determination of Sample Size for a Likert Scale. *Communications for Statistical Applications and Methods* 16(4): 669-673. <https://doi.org/10.5351/CKSS.2009.16.4.669>
- PAUCHARD, A., GARCÍA, R., LANGDON, B., FUENTES, N. 2011. The Invasion of Non-Native Plants in Chile and their Impacts on Biodiversity: History, Current Status, and Challenges for Management. In: Figueroa, E. (Ed.) *Biodiversity Conservation in the Americas: Lessons and Policy Recommendations*.: 133-165. Editorial FEN-Universidad de Chile, Santiago de Chile.
- PAUCHARD, A., GARCÍA, R., LANGDON, B., FUENTES, N. 2015. The Invasion of Non-Native Plants in Chile and their Impacts on Biodiversity: History, Current Status, and Challenges for Management. <https://www.researchgate.net/publication/279982817>.
- PETERSON, H.H., BOYER, C.R., BAKER, L.M., YAO, B.H. 2018. Trends in the Use of New-Media Marketing in U.S. Ornamental Horticulture Industries. *Horticulturae* 4(4): 32. <https://doi.org/10.3390/horticulturae4040032>
- PHELOUNG, P.C., WILLIAMS, P.A., HALLOY, S.R. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* 57(4): 239-251
- PINILLA, J.C., BARROS, S., VALENZUELA, C., *et al.* 2013. Antecedentes sobre uso de barreras vegetales en borde costero
- QUIROGA, M.P., VIDAL-RUSSELL, R., NUÑEZ, C., FERNÁNDEZ CÁNEPA, G., SPEZIALE, K. 2023. Interacciones efectivas entre academia y gestión: participación de voluntarios para el control de una hiedra invasora en Puerto Blest, Parque Nacional Nahuel Huapi (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 58(1):. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38455>
- REICHARD, S.H., WHITE, P. 2001. Horticulture as a Pathway of Invasive Plant Introductions in the United States: Most invasive plants have been introduced for horticultural use by nurseries, botanical gardens, and individuals. *BioScience* 51(2): 103-113. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0103:HAAPOI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0103:HAAPOI]2.0.CO;2)

- RICHARDSON, D.M., PYŠEK, P. 2012. Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns. *New Phytologist* 196(2): 383-396
- RICHARDSON, D.M., REJMÁNEK, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Diversity and distributions* 17(5): 788-809
- RICHARDSON, D.M., PYŠEK, P., REJMANEK, M., BARBOUR, M.G., PANETTA, F.D., WEST, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions
- RIEDEMANN, P., ALDUNATE, G. 2003. Flora nativa de valor ornamental: Chile zona sur. Editorial Chagual. 0-732 pp.
- ROBECK, P., ESSL, F., KLEUNEN, M. 2024. Invading plants remain undetected in a lag phase while they explore suitable climates. *Nat Ecol Evol* 8: 477-488. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02313-4>
- ROY, H.E., PAUCHARD, A., STOETT, P., RENARD TRUONG, T., BACHER, S., GALIL, B.S., HULME, P.E., IKEDA, T., SANKARAN, K. V, *et al.* 2023. Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. In: A., M., Meyerson, L.A., Nuñez, M.A., Ordonez, A., Rahlao, S.J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A.W., Vandvik, V. (Eds.) IPBES secretariat. Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430692>
- ROYAL BOTANIC GARDENS KEW. 2024. Plants of the World Online. <https://powo.science.kew.org>. Accedido: 25/11/2024
- SALA, O.E., STUART CHAPIN, F.I.I.I., ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., WALL, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science* 287(5459): 1770-1774
- SEA. 2022. Guía para la compensación de biodiversidad en el SEIA. 2da Edición. Servicio de Evaluación Ambiental (Ed.). Gobierno de Chile
- SEEBENS, H., ESSL, F., DAWSON, W., FUENTES, N., MOSER, D., PERGL, J., BLASIUS, B. 2015. Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global change biology* 21(11): 4128-4140

- SEEBENS, H., BLACKBURN, T.M., DYER, E.E., GENOVESI, P., HULME, P.E., JESCHKE, J.M., ESSL, F. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature communications* 8(1): 14435
- SIMBERLOFF, D. 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 40: 81-102
- TEIXEIRA, C.P., FERNANDES, C.O., RYAN, R., AHERN, J. 2022. Attitudes and preferences towards plants in urban green spaces: Implications for the design and management of Novel Urban Ecosystems. *Journal of Environmental Management* 314: 115103. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115103>
- TURBELIN, A.J., DIAGNE, C., HUDGINS, E.J., MOODLEY, D., KOURANTIDOU, M., NOVOA, A., HAUBROCK, P.J., BERNERY, C., GOZLAN, R.E., *et al.* 2022. Introduction pathways of economically costly invasive alien species. *Biological Invasions* 24(7): 2061-2079. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02796-5>
- UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN. 2024. Proyecto Campus Naturaleza. <https://campusnaturaleza.udec.cl>. <https://campusnaturaleza.udec.cl>. Accedido: 19/12/2024
- VAN KLEUNEN, M., ESSL, F., PERGL, J., BRUNDU, G., CARBONI, M., DULLINGER, S., EARLY, R., GONZÁLEZ-MORENO, P., GROOM, Q.J., *et al.* 2018. The changing role of ornamental horticulture in alien plant invasions. *Biological Reviews* 93(3): 1421-1437. <https://doi.org/10.1111/brv.12402>
- VILÀ, M., BACHER, S., HULME, P., KENIS, M., KOBELT, M., NENTWIG, W., SOL, D., SOLARZ, W. 2006. Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa: *Ecosistemas* 15(2): <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/181>
- VILÀ, M., VALLADARES, F., TRAVESET, A., SANTAMARÍA, L., CASTRO, P. 2008. Invasiones biológicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas Madrid
- VILLAMAGNA, A.M., MURPHY, B.R. 2010. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth *Eichhornia crassipes*: a review. *Freshwater Biology* 55(2): 282-298. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02294.x>

- VIRTUE, J.G., SPENCER, R.D., WEISS, J.E., REICHARD, S.E. 2008. Australia's Botanic Gardens Weed Risk Assessment Procedure. *Plant Protection Quarterly* 23(4): 166-178. <https://search.informit.org/doi/10.3316/informit.500195834449410>
- VIVANCO, E. 2021. Control de especies exóticas invasoras en Chile: Estrategias y planes para limitar ingreso de especies invasoras. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/32012/2/BCN_Control_de_especies_exoticas_invasoras_EEI_en_Chile_2021_FINAL.pdf.
- WEBER, J., PANETTA, F.D., VIRTUE, J., PHELOUNG, P. 2009. An analysis of assessment outcomes from eight years' operation of the Australian border weed risk assessment system. *Journal of Environmental Management* 90(2): 798-807
- WILLIAMS, P.A., NEWFIELD, MELANIE. 2002. A weed risk assessment system for new conservation weeds in New Zealand. Dept. of Conservation
- WILLIAMS, P.A., WILTON, AARON., SPENCER, NICK. 2002. A proposed conservation weed risk assessment system for the New Zealand border. Dept. of Conservation. 47 pp.
- WILLIAMSON, M. 1996. *Biological Invasions*. Springer Science & Business Media.
- WILSON, A., KENDAL, D., MOORE, J.L. 2016. Humans and Ornamental Plants: A Mutualism? *Ecopsychology* 8(4): 257-263. <https://doi.org/10.1089/eco.2015.0077>
- YUSUF, M. 2010. Ethical issues in the use of the terminator seed technology. *African Journal of Biotechnology* 9(52): 8901-8904. <http://www.academicjournals.org/AJB>

Anexo 1. Lista de especies, puntaje obtenido mediante el método WRA-Ch (Fuentes & Saldaña 2022) y lista de prioridad basada en el método de Bayón y Vilà (2019).

Nombre científico	WRA-Ch	Lista de prioridad
<i>Abies alba</i>	8	Incertidumbre
<i>Acacia dealbata</i>	19	Atención
<i>Acacia melanoxylon</i>	18	Atención
<i>Acer negundo</i>	13	Observación
<i>Acer palmatum</i>	6	Incertidumbre
<i>Acer pseudoplatanus</i>	10	Atención
<i>Aesculus hippocastanum</i>	14	Observación
<i>Ailanthus altissima</i>	19	Incertidumbre
<i>Alnus glutinosa</i>	13	Atención
<i>Aloe arborescens</i>	13	Atención
<i>Aloysia schulziana</i>	3	Incertidumbre
<i>Araucaria angustifolia</i>	0	Verde
<i>Araucaria heterophylla</i>	9	Verde
<i>Aucuba japonica</i>	9	Incertidumbre
<i>Bauhinia forficata</i>	-2	Incertidumbre
<i>Betula pendula</i>	11	Observación
<i>Boronia crenulata</i>	4	Incertidumbre
<i>Bougainvillea glabra</i>	5	Verde
<i>Brachychiton populneus</i>	16	Atención
<i>Brugmansia suaveolens</i>	14	Incertidumbre
<i>Buxus sempervirens</i>	13	Incertidumbre
<i>Callianthe picta</i>	10	Observación
<i>Calluna vulgaris</i>	27	Atención
<i>Camellia japonica</i>	10	Verde
<i>Carpinus betulus</i>	6	Observación
<i>Castanea sativa</i>	6	Observación
<i>Casuarina equisetifolia</i>	25	Atención

<i>Ceanothus arboreus</i>	11	Incertidumbre
<i>Cedrus atlantica</i>	6	Incertidumbre
<i>Cedrus deodara</i>	3	Incertidumbre
<i>Cedrus libani</i>	2	Incertidumbre
<i>Ceiba speciosa</i>	4	Incertidumbre
<i>Ceratostigma willmottianum</i>	10	Incertidumbre
<i>Cercis siliquastrum</i>	19	Incertidumbre
<i>Chaenomeles japonica</i>	9	Incertidumbre
<i>Chaenomeles speciosa</i>	8	Verde
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	15	Atención
<i>Chamaecyparis pisifera</i>	4	Verde
<i>Chamelaucium uncinatum</i>	11	Observación
<i>Choisya ternata</i>	9	Verde
<i>Citrus japonica</i>	8	Verde
<i>Clematis armandi</i>	14	Verde
<i>Coleonema album</i>	12	Incertidumbre
<i>Convolvulus cneorum</i>	13	Incertidumbre
<i>Coprosma repens</i>	15	Atención
<i>Cordyline australis</i>	17	Atención
<i>Cornus capitata</i>	13	Incertidumbre
<i>Cornus kousa</i>	7	Incertidumbre
<i>Cotinus coggygia</i>	12	Incertidumbre
<i>Cotoneaster coriaceus</i>	24	Incertidumbre
<i>Crataegus monogyna</i>	19	Observación
<i>Cryptomeria japonica</i>	5	Incertidumbre
<i>Cuphea hyssopifolia</i>	15	Incertidumbre
<i>Cydonia oblonga</i>	10	Observación
<i>Cytisus scoparius</i>	18	Atención
<i>Dahlia imperialis</i>	10	Incertidumbre
<i>Daphne odora</i>	9	Verde

<i>Delairea odorata</i>	29	Atención
<i>Diosma hirsuta</i>	10	Incertidumbre
<i>Dodonaea viscosa</i>	14	Incertidumbre
<i>Dolichandra unguis-cati</i>	27	Atención
<i>Equisetum hyemale</i>	22	Atención
<i>Erica carnea</i>	14	Incertidumbre
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	20	Observación
<i>Eucalyptus cinerea</i>	10	Incertidumbre
<i>Eucalyptus globulus</i>	29	Atención
<i>Euonymus fortunei</i>	20	Incertidumbre
<i>Euryops pectinatus</i>	19	Incertidumbre
<i>Fagus sylvatica</i>	17	Incertidumbre
<i>Feijoa sellowiana</i>	6	Verde
<i>Ficus benjamina</i>	18	Observación
<i>Ficus binnendykii</i>	2	Verde
<i>Ficus elastica</i>	13	Incertidumbre
<i>Forsythia suspensa</i>	9	Incertidumbre
<i>Fraxinus ornus</i>	20	Atención
<i>Fuchsia microphylla</i>	6	Verde
<i>Genista monspessulana</i>	17	Atención
<i>Ginkgo biloba</i>	5	Verde
<i>Grevillea robusta</i>	18	Atención
<i>Hedera helix</i>	24	Atención
<i>Heptapleurum arboricola</i>	5	Incertidumbre
<i>Hesperocyparis macrocarpa</i>	13	Atención
<i>Hydrangea macrophylla</i>	19	Incertidumbre
<i>Hypericum patulum</i>	9	Verde
<i>Ilex aquifolium</i>	21	Observación
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	12	Atención
<i>Jasminum polyanthum</i>	18	Incertidumbre

<i>Juglans regia</i>	11	Verde
<i>Juniperus virginiana</i>	10	Incertidumbre
<i>Kerria japonica</i>	16	Incertidumbre
<i>Koelreuteria paniculata</i>	18	Incertidumbre
<i>Lagerstroemia indica</i>	7	Incertidumbre
<i>Laurus nobilis</i>	9	Incertidumbre
<i>Lavandula angustifolia</i>	16	Incertidumbre
<i>Lavandula latifolia</i>	11	Incertidumbre
<i>Leptospermum scoparium</i>	19	Atención
<i>Ligustrum sinense</i>	21	Incertidumbre
<i>Liquidambar styraciflua</i>	12	Incertidumbre
<i>Liriodendron tulipifera</i>	7	Incertidumbre
<i>Lonicera sempervirens</i>	14	Verde
<i>Magnolia grandiflora</i>	17	Verde
<i>Magnolia stellata</i>	3	Verde
<i>Monstera deliciosa</i>	5	Incertidumbre
<i>Morus alba</i>	23	Incertidumbre
<i>Morus nigra</i>	14	Incertidumbre
<i>Myoporum laetum</i>	13	Atención
<i>Myrtus communis</i>	11	Atención
<i>Nandina domestica</i>	17	Incertidumbre
<i>Nerium oleander</i>	18	Atención
<i>Olea europaea</i>	7	Observación
<i>Opuntia ficus-indica</i>	21	Incertidumbre
<i>Parkinsonia aculeata</i>	21	Atención
<i>Passiflora caerulea</i>	22	Atención
<i>Paulownia tomentosa</i>	20	Incertidumbre
<i>Persea americana</i>	1	Incertidumbre
<i>Philadelphus coronarius</i>	6	Observación
<i>Phoenix canariensis</i>	21	Atención

<i>Photinia serratifolia</i>	10	Incertidumbre
<i>Physocarpus opulifolius</i>	11	Verde
<i>Pieris japonica</i>	9	Verde
<i>Pinus pinaster</i>	29	Atención
<i>Pinus radiata</i>	20	Atención
<i>Pinus strobus</i>	13	Incertidumbre
<i>Pittosporum crassifolium</i>	18	Atención
<i>Pittosporum tenuifolium</i>	14	Atención
<i>Pittosporum tobira</i>	21	Incertidumbre
<i>Pittosporum undulatum</i>	22	Atención
<i>Plumbago auriculata</i>	13	Incertidumbre
<i>Podocarpus matudae</i>	10	Verde
<i>Populus alba</i>	23	Atención
<i>Populus deltoides</i>	20	Incertidumbre
<i>Populus nigra</i>	21	Atención
<i>Prunus cerasifera</i>	20	Incertidumbre
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	17	Observación
<i>Pyracantha coccinea</i>	16	Atención
<i>Quercus suber</i>	0	Incertidumbre
<i>Raphiolepis umbellata</i>	7	Verde
<i>Rhododendron catawbiense</i>	11	Incertidumbre
<i>Rhododendron ponticum</i>	16	Atención
<i>Robinia pseudoacacia</i>	15	Incertidumbre
<i>Rosa chinensis</i>	9	Verde
<i>Rosa multiflora</i>	21	Incertidumbre
<i>Rubus ulmifolius</i>	28	Atención
<i>Ruscus hypoglossum</i>	12	Incertidumbre
<i>Salix babylonica</i>	25	Incertidumbre
<i>Salix caprea</i>	17	Observación
<i>Salvia leucantha</i>	9	Incertidumbre

<i>Salvia rosmarinus</i>	21	Atención
<i>Sambucus nigra</i>	24	Atención
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	10	Incertidumbre
<i>Sequoia sempervirens</i>	12	Incertidumbre
<i>Solanum pseudocapsicum</i>	5	Observación
<i>Spiraea cantoniensis</i>	16	Verde
<i>Spiraea thunbergii</i>	9	Incertidumbre
<i>Streptosolen jamesonii</i>	1	Incertidumbre
<i>Syringa persica</i>	-1	Verde
<i>Syzygium borbonicum</i>	8	Verde
<i>Taxodium distichum</i>	12	Observación
<i>Taxus baccata</i>	12	Observación
<i>Thuja occidentalis</i>	5	Verde
<i>Thujopsis dolabrata</i>	8	Verde
<i>Tilia platyphyllos</i>	8	Incertidumbre
<i>Vaccinium corymbosum</i>	8	Incertidumbre
<i>Viburnum opulus</i>	10	Observación
<i>Weigela japonica</i>	6	Verde
<i>Westringia fruticosa</i>	5	Incertidumbre
<i>Yucca gigantea</i>	19	Verde
<i>Yucca gloriosa</i> var. <i>gloriosa</i>	16	Verde

Anexo 2. Listado de especies incluidas en la encuesta ciudadana donde se registró su frecuencia de observación con una escala de Likert que fue ponderada para su análisis. Ordenadas de menor a mayor según su puntaje WRA-Ch.

Especie	Forma de vida	WRA-Ch	Frec. Obs. ponderada
<i>Araucaria angustifolia</i>	Árbol	0	2,96
<i>Magnolia stellata</i>	Arbusto	3	2,58
<i>Ginkgo biloba</i>	Árbol	5	2,64
<i>Aucuba japonica</i>	Arbusto	5	2,49

<i>Bougainvillea glabra</i>	Arbusto	5	3,6
<i>Heptapleurum arboricola</i>	Arbusto	5	2,9
<i>Monstera deliciosa</i>	Arbusto	5	3,42
<i>Westringia fruticosa</i>	Arbusto	5	2,57
<i>Acer palmatum</i>	Árbol	6	3,1
<i>Castanea sativa</i>	Árbol	6	3,36
<i>Liriodendron tulipifera</i>	Árbol	7	2,3
<i>Salvia leucantha</i>	Arbusto	9	2,88
<i>Spiraea thunbergii</i>	Arbusto	9	1,79
<i>Callianthe picta</i>	Arbusto	10	2,88
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	Árbol	12	2,38
<i>Liquidambar styractiflua</i>	Árbol	12	3,45
<i>Alnus glutinosa</i>	Árbol	13	2,44
<i>Brachychiton populneus</i>	Árbol	13	1,87
<i>Ficus elastica</i>	Árbol	13	3,29
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Árbol	15	2,82
<i>Rhododendron ponticum</i>	Arbusto	16	3,3
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Árbol	17	3,33
<i>Cytisus scoparius</i>	Arbusto	18	2,56
<i>Fraxinus ornus</i>	Árbol	20	2,42
<i>Populus nigra</i>	Árbol	21	3,26
<i>Phoenix canariensis</i>	Árbol	21	3,53
<i>Passiflora caerulea</i>	Arbusto	22	2,18
<i>Hedera helix</i>	Arbusto	24	3,85
<i>Delairea odorata</i>	Arbusto	29	2,54