



Universidad Nacional del Comahue

Patrones y procesos antrópicos involucrados en  
la dispersión regional de especies marinas  
exóticas: implicancias para el desarrollo de  
estrategias de manejo

Tesis para optar por el título de Doctora en Biología

Lic. Karen Lidia Castro

Directora: Dra. Evangelina Schwindt

Co-Director: Dr. Enrique Morsan

Lugar de trabajo: Grupo de Ecología en Ambientes Costeros (GEAC).  
Instituto de Biología de Organismos Marinos (IBIOMAR-CONICET).  
Centro Nacional Patagónico (CCT CENPAT- CONICET).



CONICET



IBIOMAR

CONICET



CENPAT

Fecha de Defensa: 27 de junio de 2022

“Patrones y procesos antrópicos involucrados en la dispersión regional de especies marinas exóticas: implicancias para el desarrollo de estrategias de manejo”



Lic. Karen Lidia Castro

Grupo de Ecología en Ambientes Costeros (GEAC)

IBIOMAR-CONICET

## Resumen

Las invasiones biológicas son una de las principales causas de pérdida de la biodiversidad, alterando la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Muchas especies exóticas, además pueden producir importantes impactos en las economías, en los valores socio-culturales y en la salud humana. El tráfico marítimo es la principal vía de transporte para el comercio global, ya que cerca del 90% de todos los productos son transportados por el mar, involucrando miles de barcos que conectan océanos y sistemas costeros de todo el mundo. Los barcos han tenido y tienen un rol protagónico en la dispersión de especies exóticas marinas, transportando los organismos en los tanques de agua de lastre y/o adheridos a los cascos y otras superficies sumergidas (*biofouling*). Es por ello que puertos y barcos son claves en la comprensión y solución de una parte importante de los problemas asociados a las invasiones biológicas marinas. Los puertos son concentradores del comercio y tráfico marítimo global y regional (doméstico) y, por lo tanto, los principales puntos de introducción y dispersión de especies. Estos actúan como nodos a partir de los cuales las especies exóticas una vez establecidas pueden dispersarse hacia ambientes naturales o ser transportadas por embarcaciones a otros puertos del país. Desafortunadamente, una vez que una especie exótica se establece en ecosistemas marinos, la implementación de las diferentes estrategias de manejo es altamente costosa y poco eficaz a corto y largo plazo. Por lo tanto, la aplicación de medidas preventivas proactivas, incluyendo manejo de vectores, planes de monitoreo, vigilancia y respuesta rápida, es la forma más efectiva de minimizar la introducción de especies. A nivel internacional, ya se han desarrollado algunas estrategias de prevención para reducir la presión de propagación de especies exóticas por el agua de lastre de los barcos. Sin embargo, las normativas vigentes son insuficiente para interceptar todos los organismos invasores marinos en parte porque no es aplicable a todos los tipos de embarcaciones y porque, aun no existen regulaciones semejantes a las del agua de lastre para el manejo de *biofouling*. En este sentido, los planes de detección temprana y respuesta rápida contemplan una serie de principios para reducir el establecimiento y dispersión de las especies ya introducidas. Forman parte de estos, la integración de datos globales mediante modelos espaciales para predecir posibles escenarios de propagación y colonización. Esta tesis doctoral tuvo como objetivo general estudiar los patrones y procesos antrópicos involucrados en la dispersión regional de especies marinas exóticas y discutir las implicancias de estos en el desarrollo de estrategias de

manejo en Argentina. Para ello se plantearon cuatro objetivos específicos. El primero fue identificar y cuantificar las especies marinas exóticas presentes en los golfos norpatagónicos. A través de diferentes tipos de muestreos en dos de los puertos más importantes del norte de Patagonia, San Antonio Este y Puerto Madryn, se relevaron más de 180 taxones y se encontró que cerca del 50% de las especies identificadas en cada puerto son exóticas para Argentina, algunas de las cuales no habían sido registradas previo a esta tesis. Esto refuerza la importancia de implementar programas de monitoreo en puertos, utilizando diferentes metodologías que amplíen las capacidades de detección. El segundo objetivo fue caracterizar la conectividad marítima a nivel regional entre los principales puertos marinos y estuarinos de país. Este tipo de análisis es una herramienta predictiva para futuras invasiones, permitiendo generar mapas de riesgo, identificando áreas prioritarias para optimizar capacidades y recursos. Los resultados mostraron que el tráfico de barcos pesqueros entre puertos bonaerenses y patagónicos es muy notable, superando en algunos casos al de los barcos comerciales y que estas embarcaciones podrían estar cumpliendo un rol protagónico en la dispersión regional de especies. El tercer objetivo específico fue analizar y discutir medidas de manejo de dispersión regional de especies marinas exóticas por embarcaciones, a partir de un caso modelo de limpieza de *biofouling* en Argentina. Con la participación de diferentes actores e instituciones, se demostró que la limpieza de cascos de barcos por varamiento es una alternativa de manejo más conveniente y segura que la tradicional limpieza en el agua, donde actualmente no se contempla la captura de los organismos removidos. Complementariamente, y como último objetivo específico, se realizaron predicciones de dispersión espacial de especies exóticas invasoras utilizando modelos de distribución de especies, para identificar áreas prioritarias de monitoreo y acciones tempranas de manejo. Los resultados y discusiones alcanzados por esta tesis son una contribución pionera y fundamental para desarrollar estrategias de prevención y manejo integrales, efectivas y al menor costo posible, que permitirán minimizar la introducción de especies exóticas y sus posibles impactos ecológicos, económicos y culturales.



## *Abstract*

Biological invasions are one of the primary causes of biodiversity loss, affecting the structure and functionality of ecosystems. Invasive species can also impact the local and global economy, as well as socio-cultural and human health aspects. Marine traffic is the main global commercial route, given that 90% of commodities are transported by sea, connecting countries and coastal ecosystems worldwide. Vessels had and still have a central role in the spread of exotic marine species, transporting them in the ballast water tanks or attached to hulls and other submerged surfaces (i.e., biofouling). Thus, ports and vessels are key components to understand and design solutions to the vast consequences of marine biological invasions. Ports concentrate regional and global commercial traffic, becoming the main point of entrance and dispersal of invasive species. Once established, exotic species can either spread to other environments or get transported on vessels to other ports. Unfortunately, once exotic marine species are established, management strategies are both expensive and ineffective in the short and long term. Thus, proactive preventive strategies like vector management, monitoring, surveillance, and rapid response plans are the most effective ways to minimize species introduction. Several international preventive measures have helped reduce exotic species spreading through vessels' ballast water tanks. However, these measures are insufficient to prevent all marine invasive species dispersal, as they do not apply to every type of vessel and there is a lack of equivalent strategies for biofouling. Therefore, early detection and rapid response plans focus on reducing the establishment and spread of already introduced invasive species. For example, global spatial models that help predict possible spreading and invasive scenarios. The goal of this PhD thesis was to study the patterns and anthropic processes involved in the regional dispersal of marine exotic species, and to discuss their role in implementing management strategies in Argentina. Four specific goals are proposed. First, to identify and quantify exotic marine species present in the gulfs of northern Patagonia. Through different sampling methods on two of the most important ports of northern Patagonia, San Antonio Este and Puerto Madryn, over 180 taxa were identified, of which nearly 50% are exotic in Argentina and some even represent new records. These results highlighted the importance of developing management strategies for ports including different methodologies that increase the ability to detect exotic species. The second specific goal was to characterize the regional connectivity between marine and estuarine ports in

Argentina. These analyses help predict future invasions, resulting in risk maps to identify priority areas where to focus resources and infrastructure. Results showed a steady fishing vessels traffic between ports in Buenos Aires and Patagonia, in some cases even surpassing commercial vessels traffic. The third specific goal was to analyze and discuss management measures to reduce the regional spread of exotic marine species through vessels, using a pioneer case study of hull cleaning in Argentina. This study involved different stakeholders and institutions, and showed that the hull cleaning by beaching is a more convenient and safe management alternative than in-water classical procedures, which do not include capturing the removed organisms. Finally, the fourth goal, and complementing the previous ones, was to predict the spatial dispersion of invasive exotic species through species distribution models. These models helped identify priority areas to apply early detections and rapid response plans. The results and discussion of the PhD thesis presented here are a pioneer and fundamental contribution to developing effective, integral, and low-cost preventive management strategies to minimize exotic species introduction and their ecological, economic, and cultural impacts.

## *Agradecimientos*

Gracias a la Educación Pública como política fundamental para que hoy me encuentre en este lugar. A la Universidad Nacional del Comahue, al CCT CONICET-CENPAT y al IBIOMAR-CONICET por favorecer el desarrollo de esta tesis.

Gracias a mi equipo directivo por hacer posible este proyecto. A Evan por su valioso compromiso guiándome desde el principio, por la confianza, la independencia y el trabajo juntas. A Quique por motorizar que nos encontremos les tres, por su calidez de siempre y su gran cantidad de consejos y charlas.

Al jurado, Esteban Paolucci, Paulina Martinetto y Gustavo Darrigran, por los comentarios y sugerencias que enriquecieron la versión final del manuscrito.

Al GEAC por todos los desafíos y los hermosos logros alcanzados juntas. A Ale por sus consejos y por mantener nuestras mentes en movimiento constante. A Clari, Nico y Sofi por ser el mejor equipo que podía imaginar.

A los CPA del Área Náutica, Néstor, Facu, Bebo y Fabián por todo el trabajo a campo y por sus consejos que mejoraron cualquier idea. A Bocha de Automotores por salvar mi campaña en 2018. A los buzos del CIMAS, Jorge y Néstor, por hacer posible las campañas al muelle de SAE y a Lucas Beltramino. por viajar con nosotres hasta allá. A Angelina y Mariano por su colaboración en el Acuario Experimental. A Mariu por su enorme ayuda con los anfípodos, si no fuera por eso todavía estoy contando bichos. A Norberto y Yanina por la buena onda y la predisposición a ayudarme siempre.

A todos los buzos de PNA que trabajaron en mi primera campaña al muelle de SAE pese a las complicaciones logísticas y a las exigencias físicas que implicó ese día.

A Mariana Abelando, Magalí Bobinac y Jessica Chiarandini de la Dirección de Protección Ambiental de Prefectura Naval Argentina por las gestiones para que pueda trabajar con la base de datos del movimiento portuario, por su entusiasmo y todo el trabajo en conjunto que llevamos adelante estos años.

A todes les que colaboraron con las identificaciones taxonómicas: Ignacio Chiesa y Carlos Rumbold (peracáridos), María Emilia Díez (poliquetos), Juan López Gappa, (briozoos), Gabriel Genzano (hidrozoos), Clara Giachetti y Marcos Tatián (ascidias), María Paula Raffo y Graciela Casas (algas).

A Lu, Gastón y Vir por su tiempo y las ayudas con el análisis de datos.

A Sandra Fiori por recibirme y acompañarme en Bahía Blanca allá por 2016.

A la Administración Portuaria de Puerto Madryn y a la PNA Puerto Madryn y San Antonio Oeste por los permisos para trabajar en los puertos.

A Pinino y toda la gente del *Regina Australe*.

A los grupos humanos de los que formo parte dentro del CENPAT. Al Espacio Becaries por resistir. A las compañeras de La Colectiva por una Ciencia Sin Machismo por la militancia y el feminismo como bandera, hasta que logremos instituciones científicas más inclusivas, justas y libres de violencias. A los compañeros de Ciencia e Identidad por el compromiso con una Ciencia interdisciplinaria y horizontal que mantenga viva la memoria y el recuerdo de los 30 mil en cada aula.

Al Club Andino Puerto Madryn, su gente y la escalada por salvarme de la locura pandémica. En especial a los que me sostienen en la roca cada domingo.

A mi familia de amigos madrynenses. Por ser risa, manada y puro amor. Agradecida de encontrarlos y tenerlos en mi vida. En especial a Mari por estar siempre.

A Tavel, pilar fundamental de este recorrido.

A mi mamá y mi abuela, a quienes les dedico esta tesis. Por ser nido y trampolín.

*A Berta y Elvira,  
el matriarcado que me vio crecer.*

## *Índice*

Resumen .....	2
Abstract .....	4
Agradecimientos .....	6
Sobre la lectura de esta tesis.....	16
Capítulo I: Introducción general.....	18
Capítulo II: Detección de especies marinas exóticas en puertos.....	26
Introducción .....	27
Materiales y métodos.....	29
Área de estudio .....	29
Muestreos .....	30
Análisis estadísticos .....	35
Resultados .....	36
Discusión .....	47
Capítulo III: Tráfico marítimo en Argentina.....	51
Introducción .....	52
Materiales y métodos.....	55
Procesamiento de los datos .....	55
Análisis de datos.....	60
Resultados .....	60
Discusión .....	71
Capítulo IV: Manejo de incrustaciones biológicas marinas en cascos de embarcaciones.....	77
Introducción .....	78
Materiales y métodos.....	81
Caso de estudio .....	81
Muestreo del casco .....	83
Limpieza del casco .....	84
Resultados .....	85
Muestreo del casco .....	85
Limpieza del casco .....	91
Discusión .....	92
Muestreo del casco .....	92
Limpieza del casco .....	95
Capítulo V: Modelos de distribución de especies como herramienta de manejo de especies exóticas invasoras .....	98
Introducción .....	99
Materiales y métodos.....	102

Ocurrencias.....	103
Variables ambientales .....	105
Procedimiento de modelización.....	106
Resultados .....	108
Discusión .....	111
Capítulo VI: Discusión y conclusiones finales.....	116
Bibliografía.....	122
Anexos .....	141
A1. Procedimiento utilizado para preservar los organismos recolectados en el Capítulo II .....	141
A2. Taxones registrados durante los muestreos del Capítulo IV.....	143
A3. Listado de especies depositadas en la colección .....	146
A4. Registros utilizados para el desarrollo del Capítulo V. ....	147
Referencias .....	156

## Índice de figuras

- Figura 2.1: Área de estudio: el puerto de San Antonio Este ubicado al norte, en el Golfo San Matías, y el puerto de Puerto Madryn ubicado en Golfo Nuevo. Las flechas indican el sector de cada muelle donde se realizaron los muestreos. Las imágenes satelitales fueron tomadas de Google Earth. .... 30
- Figura 2.2: Muestreos en puertos. a) vista subacuática de los pilotes del muelle Alnte. Storni, Puerto Madryn, b) muestreo de las comunidades del fouling, c) muestreo de las comunidades de sedimento, d) panel de reclutamiento colocado en un pilote, e) panel de reclutamiento colonizado por anémonas, f) y g) panel de la foto anterior trasladado al laboratorio para la estimación de la cobertura mediante una grilla. Fotos a-e: Nicolás Battini, f y g: Karen Castro. .... 34
- Figura 2.3: Análisis de coordenadas principales (PCO) de especies exóticas y criptogénicas (presencia-ausencia) del *fouling* comparando entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn). El eje 1 explica el 51, 2% de la variación y el eje 2 explica el 11, 3%. Abreviaturas para las especies: Aas, *Asciodiella aspersa*; Ahum, *Asterocarpa humilis*; Bfla, *Bugulina flabellata*; Bgla, *Balanus glandula*; Bpro, *Boccardia proboscidea*; Bstol, *Bugulina stolonifera*; Cdil, *Caprella dilatata*; Ceq, *Caprella equilibra*; Ceu, *Corella eumyota*; Cpa, *Cryptosula pallasiana*; Csp, *Ciona* spp.; Dlis, *Diplosoma listerianum*; Ecro, *Ectopleura crocea*; Jsla, *Jassa slatteryi*; Lcla, *Lomentaria clavellosa*; Lfra, *Lissoclinum fragile*; Lspin, *Leucothoe spinicarpa*; Mach, *Monocorophium acherusicum*; Min, *Monocorophium insidiosum*; Mman, *Molgula manhattensis*; Msen, *Metridium senile*; Pmac, *Pleurobranchaea maculata*; Scla, *Styela clava*; Upin, *Undaria pinnatifida*. .... 42
- Figura 3.1: Densidad de barcos navegando en todo el mundo en tiempo real. Las líneas en turquesa representan las principales rutas de navegación. Fuente Marine Traffic (<https://www.marinetraffic.com>, junio 2022). .... 53
- Figura 3.2: Porcentaje de las entradas de origen nacional registradas durante el período 2013-2017 por categoría de barco (comerciales, no comerciales y pesqueros) para cada uno de los principales puertos marinos y estuarinos de Argentina (MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, CR: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia). Entre paréntesis se indica el número de entradas total. .... 62
- Figura 3.3: Porcentaje de entradas nacionales de barcos comerciales registradas para cada uno de los puertos en estudio durante el período 2013-2017 por puerto de origen: MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, COM: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia. Agua dulce: incluye puertos y terminales emplazadas en ríos de la Cuenca del Plata. Otros puertos marinos: incluye puertos marinos de menor tamaño distribuidos a lo largo de toda la costa. .... 63
- Figura 3.4: Porcentaje de entradas nacionales de barcos no comerciales registradas para cada uno de los puertos en estudio durante el período 2013-2017 por puerto de origen: Agua dulce: incluye puertos y terminales emplazadas en ríos de la Cuenca del Plata, MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, COM: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia. Otros puertos marinos: incluye puertos marinos de menor tamaño distribuidos a lo largo de toda la costa. .... 65
- Figura 3.5: Porcentaje de entradas nacionales de barcos pesqueros registradas para cada uno de los puertos en estudio durante el período 2013-2017 por puerto de origen: Agua dulce:



incluye puertos y terminales emplazadas en ríos de la Cuenca del Plata, MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, COM: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia. Otros puertos marinos: incluye puertos marinos de menor tamaño del litoral marítimo nacional..... 66

Figura 4.1: Golfo Nuevo y las dos localidades en donde el catamarán *Regina Australe* permanece amarrado durante la mayor parte del año (Puerto Madryn) y donde la limpieza por varamiento fue llevada a cabo en 2015 (Puerto Pirámides)..... 82

Figura 4.2: Esquema mostrando el procedimiento de varamiento del barco. (a) navegando hacia el punto de varamiento ubicado en la costa, (b) esperando que baje la marea, (c) continuando con el avance hacia la playa y finalmente (d) apoyado en la playa con un nylon desplegado debajo del casco..... 82

Figura 4.3: Esquema del *Regina Australe* mostrando las áreas del casco muestreadas durante la limpieza en 2015. .... 84

Figura 4.4: Limpieza del catamarán *Regina Australe* (a) varado en la playa al bajar la marea, (b, c) el equipo de trabajo de la empresa limpiando manualmente el casco de la embarcación, (d) máquina retro excavadora transportando el *biofouling* removido durante la limpieza. Fotos: Alejandro Bortolus (a-c) y Nicolás Battini (d). .... 85

Figura 4.5: Proporción de grupos taxonómicos registrados en cada sección del barco. Las abreviaciones debajo de los diagrama de torta corresponden a las siguientes localidades del barco: PrLFE (proa en línea de flotación de estribor), PrBLFE (proa debajo de línea de flotación de estribor), PrLFB (proa en línea de flotación de babor), PrBLFE (proa debajo de línea de flotación de babor), PoLFE (popa en línea de flotación estribor), PoBLFE (popa debajo de línea de flotación estribor), PoLFB (popa en línea de flotación babor), PoBLFB (popa debajo de línea de flotación babor), CICE (cara interna del casco estribor), CICB (cara interna del casco babor), TE (timón estribor), TB (timón babor), HE (hélice estribor), HB (hélice babor), PRE (pie de roda estribor) y PRB (pie de roda babor). El número de taxones por sección del casco se muestran entre paréntesis. .... 88

Figura 4.6: Análisis de componentes principales (PCA) mostrando el ordenamiento de las localidades del casco y la densidad de especies. Los ejes 1 y 2 acumularon el 43,5% del total de la varianza. Abreviaturas de las especies: *A. aspersa* (*Ascidiella aspersa*), *A. atra* (*Aulacomya atra*), *A. humilis* (*Asterocarpa humilis*), *A. psittacus* (*Astromegabalanus psittacus*), *C. dilatata* (*Caprella dilatata*), *C. equilibra* (*Caprella equilibra*), *Exosphaeroma* (*Exosphaeroma* sp.), *H. arctica* (*Hiatella arctica*), *H. planatus* (*Halicarcinus planatus*), *J. marmorata* (*Jassa marmorata*), *M. acherusicum* (*Monocorophium acherusicum*), *M. insidiosum* (*Monocorophium insidiosum*), *Mytilus* (*Mytilus* sp.), *P. maculata* (*Pleurobranchaea maculata*), *Pseudosphaeroma* (*Pseudosphaeroma* sp.), *S. lessonii* (*Siphonaria lessonii*), *S. serratum* (*Sphaeroma serratum*), *Sycon* (*Sycon* sp.) y *T. dulongii* (*Tanais dulongii*). Las abreviaturas de las secciones del casco son las mismas que se detallan en la Figura 4.5. .... 89

Figura 4.7: MDS de toda la comunidad del *biofouling* construido a partir de una matriz de presencia/ausencia. Las secciones generales del casco están representadas como cuadrados rojos y las áreas nicho como cuadrados azules. LF y BLF refieren a las secciones del casco sobre la línea de flotación y debajo de esta, respectivamente. CI refiere a las caras internas del casco. AN refiere a áreas nicho. Estrés: 0,13. .... 90

Figura 4.8: Número de especies exóticas y criptogénicas por cada 100 cm<sup>2</sup> encontradas en las secciones del casco en la línea de flotación (LF), debajo de la línea de flotación y las caras internas del casco (BLF + CI) y, áreas nicho (AN). .... 91

- Figura 5.1: Diagrama de BAM. El área G0 representa condiciones favorables para la ocurrencia de la especie a partir del solapamiento de B (factores bióticos), A (factores abióticos), y M (área geográfica de dispersión). El área G1 representa condiciones bióticas y abióticas favorables para la ocurrencia de la especie, pero a la que esta no ha tenido acceso debido a barreras biogeográficas. .... 101
- Figura 5.2: Mapa mostrando la localización del naufragio dentro del Golfo Nuevo, en dónde las ascidias fueron encontradas recientemente y los puertos argentinos, Mar del Plata y San Antonio Este, donde *Styela plicata* y *Styela clava* fueron reportadas por primera vez. Para cada especie, se indica el año de detección entre paréntesis. .... 103
- Figura 5.3: Individuos de dos especies del género *Styela* encontrados adheridos al casco del naufragio en Puerto Madryn. a) y b) *Styela clava* adherida al casco c) *Styela clava* (izquierda) y de *Styela plicata* (derecha). Escala: 2 cm. Fotos: Nicolás Battini. .... 104
- Figura 5.4: Contribución de cada variable predictora al ensamble final de modelos para las dos especies (+EE). Los nombres de las variables son los mismos que figuran en la Tabla 5.1. .... 109
- Figura 5.5: Distribución potencial predicha para *Syela clava* y *S. plicata*. En primer plano se muestra la distribución para el Atlántico Sudoccidental. Los puntos negros indican los registros de cada especie y la estrella indica la localización del nuevo registro (Puerto Madryn, Argentina). Los valores de idoneidad ambiental representan una medida ponderada para los modelos individuales re escalados en base a su ABC. .... 110
- Figura 5.6: Hábitat favorable predicho para *Styela clava* y *S. plicata* a escala regional en Sudamérica. Los umbrales de las predicciones fueron establecidos utilizando el criterio logístico de presencia del décimo percentil para producir mapas binarios de presencia/ausencia. Los puntos negros indican los registros de ambas especies y la estrella indica la localidad donde se recolectaron los nuevos ejemplares (PM, Puerto Madryn, Argentina). Para cada especie se muestran los puertos argentinos en donde las especies fueron registradas por primera vez (SAE: San Antonio Este; Mdp: Mar del Plata). .... 111

## Índice de tablas

Tabla 2.1: Taxones identificados en los puertos norpatagónicos (SAE: San Antonio Este, PM: Puerto Madryn) en cada tipo de muestreo (P: panel, F: <i>fouling</i> , S: sedimento). La lista incluye taxones encontrados por fuera del área cuantificable del panel. Los taxones identificados a nivel de especie incluyen el estatus para el área de estudio (N: nativa, E: exótica, C: criptogénica). .....	38
Tabla 2.2: Especies exóticas y criptogénicas registradas en los paneles de reclutamiento a) en el muestreo de sedimento y b) en los puertos de estudio (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn. Las marcas verdes indican la presencia de la especie en cada puerto. ....	43
Tabla 2.3: Resultados del PERMANOVA para la comparación entre puertos de a) cobertura de organismos sésiles (incluyendo espacio vacío) y b) abundancias de organismos móviles, presentes en los paneles de reclutamiento. P-valor significativo ( $p < 0,05$ ). .....	44
Tabla 2.4: Análisis SIMPER para la comparación de la cobertura de organismos sésiles en paneles de reclutamiento entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn). .....	44
Tabla 2.5: Análisis SIMPER mostrando las especies móviles que caracterizaron a las comunidades encontradas en los paneles de reclutamiento de STORNI, Puerto Madryn. ...	44
Tabla 2.6: Análisis SIMPER para la comparación de la abundancia de organismos móviles en paneles de reclutamiento entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn).....	44
Tabla 2.7: Resultados del PERMANOVA para la comparación entre puertos de a) la abundancia de organismos solitarios y b) presencia-ausencia de organismos coloniales y algas, presentes en el <i>fouling</i> . P-valor significativo ( $p < 0,05$ ). .....	45
Tabla 2.8: Análisis SIMPER para la comparación de la abundancia de organismos solitarios del <i>fouling</i> entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn). .....	45
Tabla 2.9: Análisis SIMPER para la comparación de datos de presencia-ausencia de organismos coloniales y algas en las comunidades del <i>fouling</i> entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn).....	46
Tabla 2.10: Resultados del PERMANOVA para la comparación de abundancia de organismos móviles del sedimento entre puertos. P-valor significativo ( $p < 0,05$ ). .....	46
Tabla 2.11: Análisis SIMPER para la comparación de las abundancias de organismos móviles del sedimento entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn)..	46
Tabla 3.1: Porcentaje de barcos comerciales según tipo y origen que ingresaron a cada uno de los puertos en estudio durante el periodo 2013-2017. MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, CR: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia. Otros puertos marinos: incluye puertos marinos de menor tamaño del litoral marítimo nacional. ....	69
Tabla 3.2: Porcentaje de barcos no comerciales según tipo y origen que ingresaron a cada uno de los puertos en estudio durante el periodo 2013-2017. MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, CR: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia. Otros puertos marinos: incluye puertos marinos de menor tamaño del litoral marítimo nacional. ....	70

Tabla 4.1: Listado de especies exóticas (*), criptogénicas (°) y nativas (sin marcas), encontradas en el catamarán <i>Regina Australe</i> . Ver la lista completa de taxones, su ubicación en el barco y las densidades de los organismos solitarios en la Tabla A1 del Anexo 2. ....	87
Tabla 5.1: Variables ambientales utilizadas como predictoras para modelar la distribución potencial de <i>Styela clava</i> y <i>Styela plicata</i> , derivadas de la base de datos Bio-ORACLE v.2 (Tyberghein et al., 2012; Assis et al., 2018b) y Marspec (Sbrocco y Barber, 2013b) a una resolución espacial de 5 minutos arco (~10 km). ....	106
Tabla A1: Lista de taxones registrados en cada sección del casco del catamarán <i>Regina Australe</i> y la densidad (individuos por m <sup>2</sup> ) encontrada en cada parte muestreada. Las cruces indican la presencia de organismos coloniales y algas. Los taxones encontrados únicamente en el muestreo cuantitativo pero no en los cuadrantes (+). Especies exóticas para aguas argentinas (*). PrLFB: proa línea de flotación babor, PrBLFB: proa bajo línea de flotación babor, PrLFE: proa línea de flotación estribor, PrLFE: proa línea de flotación estribor, PrBLFE: proa bajo línea de flotación estribor, PoLFB: popa línea de flotación babor, PoBLFB: popa bajo línea de flotación babor, PoLFE: popa línea de flotación estribor, PoBLFE: popa bajo línea de flotación estribor, CICB: lado interno del casco babor, CICE: lado interno del casco estribor, TB: timón babor, TE: timón estribor, HB: hélice babor, HE: hélice estribor, PRB: pie de roda babor, PRE: pie de roda estribor.....	143
Tabla A2: Registros de especies exóticas y criptogénicas para el área de estudio, identificadas en los Capítulos II, IV y/o V de esta Tesis y depositadas en la Colección del IBIOMAR-CONICET bajo el código correspondiente. ....	146
Tabla A3: Registros globales de <i>Styela clava</i> Herdman, 1881 y <i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823) utilizados en los modelos de distribución potencial. NA: datos no disponibles. ....	147

### *Sobre la lectura de esta Tesis*

Esta Tesis Doctoral está dividida en seis capítulos. Cada capítulo, con excepción del primero y el último, presenta una metodología diseñada específicamente para evaluar cada objetivo. Los mismos están divididos en las secciones clásicas Introducción, Materiales y Métodos, Resultados y Discusión, para facilitar la lectura e interpretación de los resultados. En el Capítulo I, se desarrolló el marco teórico general de esta tesis, donde se incluyen definiciones y conceptos claves relativos a las invasiones biológicas marinas y su manejo, y cuya redacción finaliza con el anunciado del objetivo general. Los cuatro capítulos que continúan, desarrollan cuatro objetivos particulares. En el Capítulo II, se identificaron y cuantificaron especies marinas exóticas presentes en puertos a partir de la implementación de diferentes tipos de muestreo. En el Capítulo III, se caracterizó la conectividad marítima regional entre los principales puertos marinos- estuarinos de Argentina a partir de la utilización de una base de datos de tráfico marítimo. En el Capítulo IV, a partir de un caso modelo de limpieza de incrustaciones biológicas, se analizaron y discutieron medidas de manejo de dispersión regional de especies marinas exóticas por embarcaciones. En el Capítulo V, se realizaron predicciones de dispersión espacial de dos especies exóticas invasoras utilizando modelos de distribución de especies. Se discute en este capítulo el uso de estos modelos como herramienta predictiva de manejo. En el último Capítulo, se presentan los aportes más relevantes y las conclusiones principales de esta tesis, así como también algunas proyecciones a futuro.

Las figuras y las tablas aparecen en el orden en que fueron mencionadas y al finalizar el párrafo, con excepción de algunas tablas de gran longitud que fueron colocadas al final de la sección resultados o en el Anexo. Es importante aclarar que todas las referencias utilizadas a lo largo del texto se encuentran listadas al final de la tesis. El Anexo incluye información relevante para el desarrollo de los capítulos, pero demasiado extensa para ser incluida en el cuerpo principal. Los nombres científicos utilizados fueron revisados de acuerdo con la base de datos WORMS ([www.marinespecies.org](http://www.marinespecies.org)) para los taxones animales y Algaebase ([www.algaebase.org](http://www.algaebase.org)) para las algas. Ambas bases de datos son las más completas y actualizadas para cada grupo de organismos. Los nombres de las especies se encuentran acompañados de la autoridad taxonómica solo al ser nombrados por primera vez en el texto (exceptuando las tablas de análisis y los epígrafes), y estos trabajos no están listados en la

Bibliografía. Las especies exóticas y criptogénicas para el área de estudio que fueron ingresadas a la Colección de Invertebrados del IBIOMAR-CONICET (CNP-INV) están listadas junto con sus códigos de referencia en la Tabla A2 del Anexo 3.

Por último, al final de este archivo se encuentra una copia del artículo científico “Cleaning by beaching: introducing a new alternative for hull *biofouling* management in Argentina. *Aquatic Invasions* 15(1): 63-80”, el cual fue presentado a la Universidad del Comahue como artículo de respaldo.

*Capítulo I*

INTRODUCCIÓN GENERAL

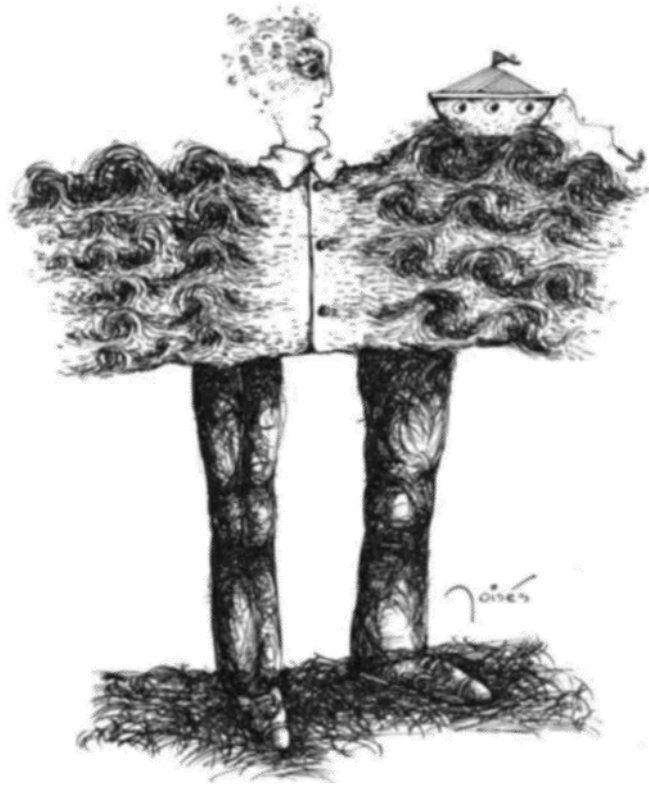


Ilustración J. M. Moisés

Las invasiones biológicas son uno de los cinco promotores antropogénicos de cambio global y son consecuencia de un mundo cada vez más conectado y más poblado (IPBES, 2019). En sinergia con otras presiones antrópicas sobre el ambiente, las invasiones biológicas actuales se están profundizando y se generan novedosas vías que facilitan la dispersión de especies, incluso hacia las áreas más aisladas (Rech et al., 2016; Carlton et al., 2017; Hughes et al., 2019; Stevenson et al., 2019). Los impactos de las especies exóticas varían ampliamente entre taxones, regiones y ecosistemas. Las especies exóticas invasoras pueden generar profundos y diversos cambios ecológicos, los cuales están bien documentados en la literatura (Pysek et al., 2020). Otros trabajos más recientes han examinado cómo las especies exóticas invasoras afectan al bienestar humano y los medios de subsistencia de las personas, impactando sobre la economía, la salud, la percepción del paisaje y los valores culturales (Bortolus et al., 2015; Shackleton et al., 2019; Archibald et al., 2020; Bertelsmeier y Ollier, 2020; Diagne et al., 2020a; Diagne et al., 2020b, Boltovskoy et al., 2021; Haubrock et al., 2021). En muchos casos, y en particular en el ambiente marino, los impactos solo se evidencian cuando las especies están bien establecidas y ampliamente distribuidas (Carlton, 2010). Frente a este escenario, las posibilidades de llevar adelante acciones que resulten efectivas son bajas y muy costosas, por lo que prevenir las introducciones es la estrategia más eficiente (Simberloff et al., 2013). El aumento en el tráfico marítimo y la urbanización costera, para sostener su funcionamiento, está acelerando la introducción de especies en costas y estuarios de todo el mundo (e.g. Mead et al., 2011; Schwindt et al., 2020). En este sentido, el estudio y monitoreo de puertos, así como el entendimiento de las características del tráfico marítimo, son claves para avanzar en políticas que sustenten el desarrollo de estrategias de manejo de invasiones biológicas marinas.

El crecimiento acelerado desde los primeros estudios sobre la biología y la ecología de las invasiones biológicas en una gran diversidad de ambientes, contextos y escenarios históricos, ha generado una proliferación de términos y sinónimos para describir conceptos que no siempre son concordantes entre sí, o que no pueden ser trasladados a todos los ambientes (Chapman y Carlton, 1991; Richardson et al., 2000; Carlton, 2009; Blackburn et al., 2011; Simberloff et al., 2013). Si bien ya existe un consenso sobre la definición de **especie exótica**, es decir, aquella cuya presencia en una región es atribuible a actividades humanas accidentales o deliberadas que le permitieron atravesar barreras biogeográficas que no hubieran atravesado por sí solas (Richardson et



al., 2011); la definición de **especie invasora** no está tan clara y esto dificulta la formulación objetiva de prioridades para el manejo (Richardson et al., 2000). Una propuesta de unificación de definiciones basada en las etapas del proceso de invasión, entendiendo a éste como la serie de etapas por las que una especie debe pasar desde su lugar de origen, define a una especie invasora como aquella especie exótica que logró dispersarse más allá de su punto de introducción (Blackburn et al., 2011). Sin embargo, otras definiciones usualmente usadas por las agencias gubernamentales, y la que se establece en el Convenio sobre la Diversidad Biológica ([www.cbd.int](http://www.cbd.int)), amplían la definición de especie invasora a aquellas cuya introducción puede causar un impacto económico o ambiental y/o pueden afectar la salud humana. Definir y cuantificar impactos es extremadamente difícil, tradicionalmente expresados en términos económicos, especialmente aquellos vinculados al daño a los servicios ecosistémicos, a la percepción de los ambientes y los valores culturales de las personas que los habitan (Shackleton y Shackleton, 2018; Adelino et al., 2021; Liu et al., 2021). Es por esto que, teniendo en cuenta los objetivos y el alcance de esta tesis, cuando se hace mención al término de especie invasora, el mismo alude a la definición consensuada por Blackburn y colaboradores (2011).

La introducción de especies exóticas marinas está fuertemente vinculada al transporte de mercancías y personas, y en las últimas décadas el comercio fue uno de los factores más importantes en su distribución en los ecosistemas marinos (Hulme, 2009; Seebens et al., 2016). Mientras el transporte mundial de petróleo por mar se duplicó, la carga de bienes generales se cuadruplicó y el transporte de cereales y minerales quintuplicó sus cantidades, el número de especies exóticas reportadas en distintas regiones se incrementó sustancialmente (IPBES, 2019). En el Atlántico Sudoccidental, el reporte de nuevas invasiones se incrementó 4,5 veces en 17 años y se cree que este número está subestimado debido a las introducciones no detectadas de grupos taxonómicos poco estudiados (Schwindt et al., 2020). Más aun, la tasa de introducción prevista para Sudamérica en 2050 es de una cifra cercana a 20 especies anuales (Sardain et al., 2019). En este contexto, la descripción de la biodiversidad y la evaluación del estatus de las especies adquiere particular relevancia para evaluar nuevas introducciones, especialmente en puertos y áreas circundantes.

Existen pocos ejemplos de éxito en erradicación o contención de especies exóticas marinas. En general estos se han dado de forma muy localizada, en bahías o islas

(Culver y Kuris, 2000; Hulme, 2020; Pysek et al., 2020), e incluso estos casos exitosos demandaron un esfuerzo enorme a largo plazo, ya que las probabilidades de re-invasión son usualmente altas (Galil et al., 2019; Simberloff, 2021). Prevenir la transferencia y el establecimiento de las especies exóticas invasoras ha sido identificada como la medida más efectiva y económicamente eficiente para reducir los costos y daños causados por estas especies (Leung et al., 2002; Pimentel et al., 2005; Campbell et al., 2018). La implementación de mecanismos para regular las introducciones intencionales como, por ejemplo, las especies de cultivo, pero además identificar los vectores y generar acciones para minimizar las introducciones no intencionales, es clave para alcanzar este objetivo (Ruiz et al., 2011; Campbell et al., 2018; Ricciardi y MacIsaac, 2022). Los dos principales vectores de introducción de especies marinas son el agua de lastre y las incrustaciones biológicas (*biofouling*) de los barcos. Desde la implementación de buques con casco de acero, el agua de lastre se utiliza para dar estabilidad a las embarcaciones. El agua se bombea hacia tanques internos para mantener condiciones de funcionamiento seguras, reduce la tensión en el casco y mejora la propulsión y maniobrabilidad, compensando así, los cambios de peso por el consumo de combustible y por el movimiento de la carga (Ibrahim y El-naggar, 2012). Su utilización es esencial en materia de seguridad marítima pero conlleva problemas ecológicos, económicos y sanitarios debido a la traslocación de una gran cantidad y diversidad de organismos. El Convenio para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques (BWM, por sus siglas en inglés *Ballast Water Management*), es la iniciativa de la Organización Marítima Internacional (OMI) que establece mecanismos estándares de gestión para minimizar la introducción de especies invasoras por parte de los buques en el agua de lastre. El convenio contempla, además, que todos los barcos adquieran paulatinamente el equipamiento necesario para tratar el agua a bordo (IMO, 2004; Sayinli et al., 2022). Por otro lado, el *biofouling* es el asentamiento y crecimiento de organismos sobre la superficie del casco y otras superficies sumergidas. Su acumulación inflige a la estructura y vida útil del barco y conduce a la falta de maniobrabilidad e importantes gastos de combustible (Townsin, 2003; Dafforn et al., 2012; Schultz et al., 2011). En consecuencia, el campo de las investigaciones e industrias *antifouling* está muy desarrollado, y, aun así, el foco en el *biofouling* como vector para la introducción de especies exóticas es mucho más reciente y aun no existen regulaciones internacionales (Zabin et al., 2018; Davidson et al., 2021). Actualmente se encuentra en marcha el proyecto *GloFouling* (IMO, 2017), y al igual que sucedió con el proyecto

*GloBallast* para el agua de lastre, se espera que culmine en acuerdos de carácter restrictivo y sea transformado en Convenio. Las capacidades de algunos países y Estados para responder a las invasiones biológicas son diferentes y muy pocos han avanzado de forma independiente en directrices para el manejo del *biofouling*. Por ejemplo, el Estado de California, luego de un proceso de más de diez años de desarrollo cuenta con regulaciones desde 2017, a partir de las cuales cuando los barcos ingresan a puertos del Estado la agencia revisa la documentación específica que incluye información sobre los recubrimientos *antifouling*, calendarios de limpieza, tipo de limpieza aplicada, esquemas de viaje, etc. (Ceballos-Osuna, 2020). De esta manera, se prevé restringir el ingreso de barcos que no cuenten con la documentación requerida o que no puedan garantizar mediante la misma que no representan un riesgo para la bioseguridad (Ceballos-Osuna, 2020). Medidas similares ha tomado el gobierno de Nueva Zelanda en 2018 (Georgiades et al., 2020) y más recientemente, Ecuador implementó una inspección de cascos de barcos para el ingreso al Parque Nacional Galápagos (Keith, 2021) y Australia, solicitará a partir de junio de 2022 un reporte a barcos internacionales sobre el manejo de *biofouling* antes del ingreso a sus aguas (Drake, com. pers). El resto de los países solo cuentan con las guías de la OMI que abogan por el uso de las mejores prácticas de gestión del *biofouling* para minimizar la probabilidad de transportar especies (IMO, 2017).

En Argentina como parte del acuerdo firmado para cumplir con la meta Aichi 9 del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) de las Naciones Unidas, se lanzó en 2016 el proyecto nacional “Fortalecimiento de la Gobernanza para la Protección de la Biodiversidad” a través de la formulación e implementación de la Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras (ENE EI) (GCP/ARG/023/GFF). El objetivo fue delinear los fundamentos necesarios para construir políticas públicas que contribuyan a minimizar el impacto de las invasiones biológicas sobre los recursos naturales, la diversidad biológica, los servicios ecosistémicos, la economía, la salud pública y la cultura (<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/biodiversidad/exoticas-invasoras/proyecto>). El proyecto estuvo coordinado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, financiado en parte por el Fondo para el Medioambiente Mundial (GEF, por sus siglas en inglés *Global Environmental Facility*) y la asistencia de la Organización para la Agricultura y la Alimentación (FAO) de las Naciones Unidas. Además, para la elaboración de la ENE EI, el proyecto consistió en el

desarrollo de pilotos a partir de los cuales se buscó recabar información y experiencias prácticas sobre distintos escenarios de invasión, tipos de ambiente, grupos taxonómicos, grupos sociales y ecosistemas productivos involucrados. El piloto sobre invasiones biológicas en áreas marinas costeras tenía como objetivo desarrollar un protocolo de detección temprana, prevención de la dispersión y acción rápida en cuatro de los principales puertos marinos-estuarinos del país y sus zonas aledañas: Quequén, Bahía Blanca, San Antonio Este y Puerto Madryn. Los protocolos de detección temprana y acción rápida son definidos como un conjunto de principios para reducir el establecimiento, dispersión e impactos de las especies invasoras marinas (Reaser et. al, 2020a). En 2018, este protocolo fue discutido y consensuado con diferentes actores entre los que se encontraban la Prefectura Naval Argentina, las administraciones portuarias, el sector científico de los centros de Ciencia y Técnica de cada ciudad, las secretarías de ambiente provinciales, entre otros. Si bien la ENEEI fue aprobada recientemente (Resol-2022-211-APN-MAD), el protocolo está a la espera de ser aprobado y puesto en práctica. Sin embargo, durante su validación a campo en 2019, se resaltó a las etapas de monitoreo y vigilancia como las más importantes para prevenir la dispersión de estas especies (Schwindt et. al, 2019).

En lo que respecta al manejo de vectores, el convenio de agua de lastre entró en vigor en noviembre de 2017 luego de que sea ratificada la convención mediante la Ley N° 27.011. De acuerdo al Decreto N° 1814/15, la Prefectura Naval Argentina (PNA) es la autoridad de aplicación designada y ha implementado la convención a través de la ordenanza DPAM N° 07/2017 “Normas para el control y la gestión del agua de lastre y sedimentos de los buques, artefactos navales y otras construcciones flotantes” (PNA, 2017; Abelando et al., 2020). El manejo y control de agua de lastre se lleva a cabo por oficiales de control en puerto y están basados en la documentación requerida por la OMI y por las regulaciones argentinas como el Libro de Registro del Agua de Lastre, El Plan de Gestión del Agua de Lastre y el Certificado Internacional de Gestión del Agua de Lastre (PNA, 2017). La regulación especifica que, de no contar con sistemas de tratamiento a bordo, los buques deben sustituir el agua de los tanques a no menos de 200 millas náuticas de la costa. Este intercambio reduce dramáticamente el riesgo de invasión ya que disminuye la presión de propágulos y expone a los organismos presentes en los tanques a un cambio fuerte de salinidad (Davidson y Simkanin, 2012; Paolucci et al., 2015; Paolucci et al., 2017). Para el manejo de *biofouling*, no hay

regulaciones específicas. Sin embargo, el primer paso hacia una gestión integrada dentro de la ENEEI fue la publicación en 2019 del manual de buenas prácticas para pequeñas embarcaciones y equipos náuticos (MBP, 2019). Esta guía proporciona los métodos de limpieza del casco más usuales para pequeñas embarcaciones y equipos y los pasos a seguir durante una detección temprana, dirigida a prevenir la introducción de nuevas especies, así como a reducir la propagación de especies invasoras ya introducidas.

Coincidente con el incremento y consolidación de la red de tráfico marítimo, el aumento de infraestructura costera para sostener su funcionamiento, especialmente la construcción de puertos, terminales y canales, se ha expandido enormemente. Los puertos requieren la construcción de pilotes y escolleras usualmente de cemento, creando superficies verticales duras y permanentes que son inexistentes en el ambiente natural y que permiten, no solo el asentamiento de una gran diversidad y abundancia de organismos bentónicos, sino que también facilitan la transferencia de las comunidades del *biofouling* de los barcos a la costa (Carlton, 1996). Así, los puertos concentran una gran variedad de estructura artificiales que albergan una mayor riqueza de especies exóticas (Glasby et al., 2007), funcionando como nodos a partir de los cuales las especies pueden dispersarse más allá de su punto de introducción. Esta dispersión regional mediada por vectores o por dispersión natural, en última instancia, es la que determina la extensión de los impactos causados por las especies invasoras.

La predicción de invasiones ha sido un objetivo principal de las investigaciones ecológicas desde el comienzo del estudio de las invasiones biológicas como disciplina (Heger y Trelp, 2003). Más actualmente, y con una gran acumulación de evidencias y estudios en este campo, se empezó a entender a la predicción de las invasiones biológicas como una herramienta de prevención, tanto para evitar nuevas introducciones como para intentar limitar la distribución de las especies exóticas ya establecidas (Peterson y Vieglais, 2001). Existen muchos enfoques, pero entre ellos, los que combinan los requerimientos de las especies exóticas con las condiciones ambientales de la región receptora, son de los más utilizados (e.g. Jimenez-Valverde et al., 2011; Lins et al., 2018; Battini et al., 2019; Koerich et al., 2020; Lyons et al., 2020). Así, y a grandes rasgos, las predicciones se basan en modelos que identifican porciones del paisaje habitables para una especie exótica en particular, y esa información puede ser usada como insumo para el desarrollo de planes de detección temprana y respuesta

rápida destinados a prevenir y minimizar los impactos ecológicos, económicos y culturales de las especies exóticas marinas.

En este contexto, el **objetivo general** de esta tesis es estudiar los patrones y procesos antrópicos involucrados en la dispersión regional de especies marinas exóticas y discutir las implicancias de estos en el desarrollo de estrategias de manejo en Argentina. La **hipótesis general** que se propone es que la dispersión regional de especies marinas exóticas está positivamente influenciada por los movimientos de las embarcaciones entre distintas áreas de la costa. Los objetivos particulares son 1) Identificar y cuantificar especies marinas exóticas presentes en los golfos norpatagónicos 2) Caracterizar la conectividad marítima a nivel regional entre los principales puertos marinos-estuarinos de Argentina 3) Analizar y discutir medidas de manejo de dispersión regional de especies marinas exóticas por embarcaciones a partir de un caso modelo de limpieza de fouling en Argentina 4) Determinar la distribución potencial de especies marinas exóticas detectada en puertos y áreas portuarias.

*Capítulo II*

DETECCIÓN DE ESPECIES MARINAS EXÓTICAS EN  
PUERTOS



Foto: Nicolás Battini

## INTRODUCCIÓN

La urbanización se ha expandido dramáticamente en los paisajes marinos de todo el mundo (Bulleri y Chapman, 2010; Bishop et al., 2017). Muchos hábitats costeros naturales han sido reemplazados por extensa infraestructura artificial que cambia la estructura de los paisajes marinos y los patrones de biodiversidad de las especies (Connell y Glasby, 1999; Airoidi et al., 2005). Las estructuras artificiales costeras como pilotes, muelles y rompeolas son usadas para proteger la línea de costa y otras estructuras, de las olas y la erosión en puertos y marinas (Duarte et al., 2012). Estas estructuras artificiales sirven de hábitat para muchas especies intermareales y submareales, las cuales se adaptan a estos nuevos hábitats de acuerdo a sus capacidades de asentamiento y movilidad (Airoidi et al., 2005). Además, estas estructuras parecen ser particularmente susceptibles a la colonización por parte de especies exóticas (Glasby et al., 2007; Dafforn et al., 2012). Dado que el transporte marítimo es considerado el vector más importante para el transporte e introducción de especies más allá de sus rangos nativos, los puertos y áreas portuarias son áreas de riesgo que actúan como reservorio de especies exóticas (Lodge et al., 2006; Clarke Murray et al., 2011). Los barcos transoceánicos pueden transportar las larvas de las especies en los tanques de agua de lastre (Gollasch, 2008), o como adultos adheridos a la superficie del casco (Drake y Lodge, 2007). Posteriormente, la dispersión regional de las especies exóticas puede darse por una combinación de dispersión natural y de transporte mediante embarcaciones de menor tamaño como pesqueros o recreativos (Wasson et al., 2001; Clarke Murray et al., 2011). De este modo, los puertos y sus estructuras artificiales cumplen un rol fundamental en el proceso de invasión ya que actúan como puntos desde los cuales las especies exóticas pueden dispersarse con mayor facilidad (Airoidi et al., 2015).

El monitoreo y vigilancia son una parte fundamental para una gestión eficaz de nuevas introducciones ya que proporcionan al sistema de detección temprana mayores probabilidades de erradicar las especies antes de que proliferen y se distribuyan (Simberloff, 2003). Además, proporcionan una base de referencia sobre la diversidad de especies nativas y exóticas, especialmente para aquellos puertos que nunca fueron estudiados, a partir de la cual evaluar nuevas introducciones (Bishop y Hutchings, 2011). La efectividad del monitoreo depende del diseño. Por ejemplo, si se van a recolectar tanto especies nativas como exóticas, si se busca una o varias especies



exóticas en particular (especie objetivo o lista de especies objetivo), si el muestreo será cuantitativo (abundancia, cobertura) o cualitativo (datos de presencia-ausencia), con qué frecuencia se harán los muestreos y cuáles son las capacidades taxonómicas disponibles, son factores que influyen la información resultante del estudio (Campbell et al., 2007; Bishop y Hutchings, 2011). Por ejemplo, el uso de listas de especies objetivo ha demostrado ser un enfoque eficaz y rentable al priorizar la vigilancia y detección de especies invasoras en un área particular, definida en términos ecológicos o jurisdiccionales (Reaser et al., 2020b). Sin embargo, sin un conocimiento exhaustivo y actualizado de todas las especies exóticas y nativas presentes en un sitio que sirva de base para evaluar futuras introducciones, los muestreos con este enfoque pueden ir en detrimento de la detección temprana de especies exóticas que no son objetivo (Bishop y Hutchings, 2011). Métodos de evaluación rápida (RAS, por sus siglas en inglés *Rapid Assessment Surveys*) implican un enfoque cualitativo para abarcar mayor número de sitios, pero usualmente involucran la recopilación cuantitativa de datos por cuadrantes (Bulleri, 2005; Campbell et al., 2007; O'Shaughnessy et al., 2020). La colocación de paneles de reclutamiento también es un método cuantitativo pero pasivo, que ha permitido la detección de nuevas especies en todo el mundo (e.g. Rico y Gappa, 2006; Schwindt et al., 2014; Marraffini et al., 2017; Jolkifli y Wahab, 2018;).

Monitoreos en los puertos norpatagónicos fueron realizados en 2005, bajo un proyecto más amplio que tenía como objetivo identificar y cuantificar los organismos incrustantes marinos en todos los puertos patagónicos de Argentina y clasificarlos según su estatus (Schwindt et al., 2014). Este trabajo contó con la colaboración de gran cantidad de especialistas en taxonomía, lo que permitió generar conocimiento de base sobre la diversidad de especies en cada puerto y actualizar, con un número relativamente grande de nuevos registros de especies exóticas y criptogénicas, lo que se encontraba reportado en la literatura hasta ese momento (Orensanz et al., 2002). Además, los resultados obtenidos permitieron identificar a los puertos de Puerto Madryn y San Antonio Este como puertos de gran relevancia para el estudio de las invasiones biológicas marinas en Argentina, y por lo cual ambos fueron seleccionados para ser incorporados en el piloto sobre invasiones en áreas marinas costeras de la Estrategia Nacional de Especies Exóticas Invasoras (ENEI). En línea con los esfuerzos que se vienen realizando para avanzar en el desarrollo de la ENEI y el aumento constante de nuevas introducciones (Schwindt et al., 2020), el objetivo de este capítulo

fue identificar y cuantificar especies marinas exóticas presentes en los puertos norpatagónicos y compararlos entre sí. La hipótesis que se plantea es que en los golfos norpatagónicos, la riqueza, abundancia y composición de especies marinas exóticas difiere de la reportada previamente y difiere, además, entre los puertos estudiados.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### **Área de Estudio**

Los muestreos se realizaron en los puertos marinos emplazados en dos de los golfos norpatagónicos, el Golfo Nuevo y el Golfo San Matías (Figura 2.1). El puerto de Puerto Madryn ( $42^{\circ}49'S$ ;  $65^{\circ}04'O$ ), localizado en la provincia de Chubut y el de San Antonio Este ( $40^{\circ}48'S$ ;  $64^{\circ}53'O$ ) a unos 300 km del primero en la provincia de Río Negro, son dos de los puertos patagónicos más importantes en término de movimiento portuario (Schwindt et al., 2014). El puerto de Puerto Madryn está constituido por dos muelles, el muelle Almirante Storni de gran calado con actividad principalmente industrial y pesquera, y el muelle Luis Piedrabuena, destinado principalmente al movimiento de cruceros, algunos pesqueros y es zona de amarre de las embarcaciones de Prefectura Naval Argentina. Los muestreos se realizaron en el muelle Almirante Storni (de ahora en adelante STORNI), en dos sitios que presentan distinta actividad de buques: el viaducto secundario, por donde circulan principalmente buques pesqueros y el sitio de amarre N° 3, donde amarran buques comerciales de gran tamaño como cargueros y porta contenedores (Figura 2.1). Ambos sitios se caracterizan por ser de aguas calmas y claras, con una amplitud de marea de 5 m (Servicio de Hidrografía Naval). Por otro lado, el puerto de San Antonio Este (de ahora en adelante SAE) está ubicado dentro del Área Natural Protegida Bahía de San Antonio, en una zona de gran profundidad con una amplitud de marea de 9 m (Servicio de Hidrografía Naval). Su principal actividad es la exportación de frutas y jugos del Alto Valle de Río Negro y ha sido destacado como el puerto de mayor presencia de especies exóticas y criptogénicas de Patagonia (Schwindt et al., 2014). Los muestreos en este puerto fueron realizados en el sitio de amarre N° 2 frecuentado por buques oceánicos (Figura 2.1).

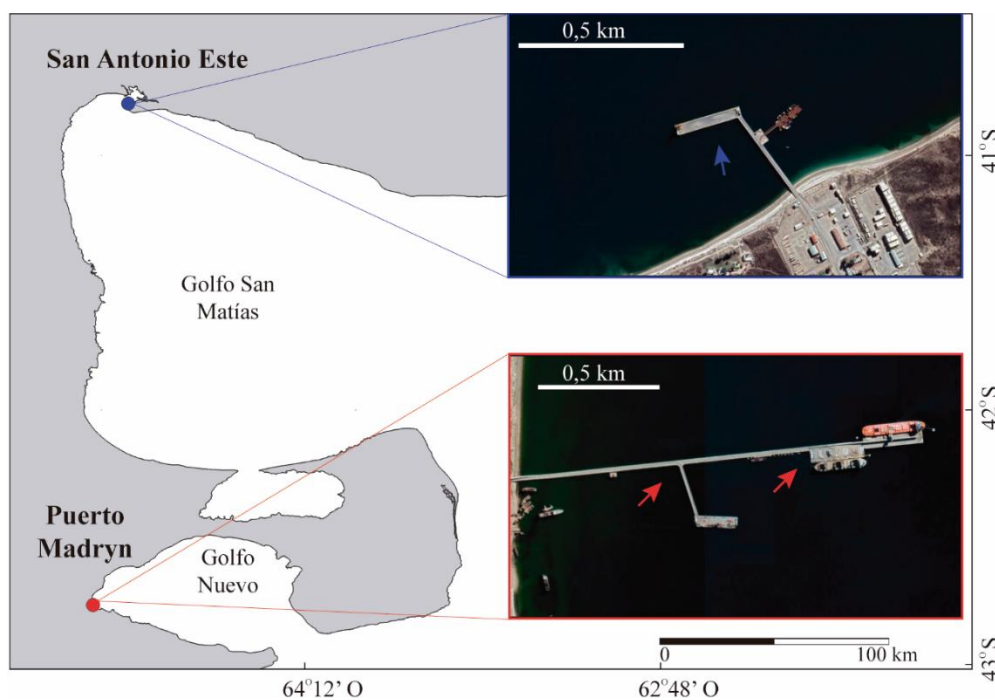


Figura 2.1: Área de estudio: el puerto de San Antonio Este ubicado al norte, en el Golfo San Matías, y el puerto de Puerto Madryn ubicado en Golfo Nuevo. Las flechas indican el sector de cada muelle donde se realizaron los muestreos. Las imágenes satelitales fueron tomadas de Google Earth.

## Muestreos

Para identificar y cuantificar las especies marinas exóticas presentes actualmente en los puertos de San Antonio Este y Puerto Madryn, se realizaron tres tipos de muestreos complementarios. Se recolectaron muestras de la comunidad de organismos adheridos a los pilotes de los muelles (*fouling*) y se extrajo sedimento del fondo de cada muelle (*sedimento*). Además, como el muestreo de la comunidad del *fouling* se realizó en una sola oportunidad, y esto podía llevar a la subestimación de la presencia de especies exóticas debido a diferencias en el tiempo de colonización de las estructuras, también se colocaron paneles de reclutamiento sobre los pilotes (*paneles*) los cuales se dejaron sumergidos por un periodo aproximado de dos años. Cabe mencionar que dos de los métodos empleados ya habían sido utilizados previamente en estos puertos y resultaron ser efectivos para detectar especies exóticas. La incorporación del muestreo en sedimento resulta novedosa para el objetivo planteado.

### 1) *Fouling*

La recolección de los organismos incrustados sobre los pilotes de los muelles se realizó mediante el raspado de una superficie de 15 x 15 cm en pilotes seleccionados al

azar (n= 10 por puerto) mediante buceo autónomo, a una profundidad de 2 m por debajo de la línea de marea baja promedio (Figura 2.2 a, b). En STORNI, el 26 octubre 2016, se tomaron 5 muestras en el viaducto secundario y 5 en el sitio de amarre N° 3. En SAE los muestreos se realizaron en diciembre del mismo año. Cada muestra fue colocada en una bolsa plástica en la medida en que el material iba siendo desprendido para evitar la pérdida de cualquier organismo. Al finalizar, la bolsa fue etiquetada, precintada y trasladada a superficie para ser colocada en contenedores con hielo que posteriormente se llevaron al laboratorio para su análisis. Una vez en el laboratorio, se extrajo el agua de cada bolsa utilizando un tamiz de 500  $\mu\text{m}$  para evitar la pérdida de organismos y el contenido de cada bolsa fue colocado en contenedores plásticos individuales con agua de mar filtrada y suministro de aire en el Acuario Experimental del CENPAT. Este procedimiento fue de gran importancia para mantener vivos los organismos y poder preservarlos adecuadamente para su posterior identificación (ver Anexo 1). Los organismos recolectados fueron fijados según el taxón (ver Anexo 1), por lo general en formol 4% en agua de mar, luego preservados en alcohol (70%). Todos los organismos fueron identificados al menor nivel taxonómico posible, utilizando bibliografía específica y material de referencia de la Colección de Invertebrados del IBIOMAR-CONICET (CNP-INV). Además, cuando fue necesario corroborar la identidad de las especies se solicitó la colaboración de especialistas en taxonomía (ver Agradecimientos). Finalmente se clasificaron las especies en nativas, exóticas y **criptogénicas**, entendiendo a estas últimas como aquellas especies para las que no se ha podido demostrar si son nativas o exóticas (Chapman y Carlton, 1991; Carlton, 1996). Individuos de especies exóticas y criptogénicas fueron incorporados a la colección (Tabla A2, Anexo 3). Se prestó particular atención a aquellas especies que representaban el primer registro para la región o si la especie ya había sido reportada en el país, pero es el primer reporte en los puertos de estudio. Se registró la abundancia de todos los organismos sésiles y los organismos coloniales y algas fueron cuantificados como presencia-ausencia. En particular, en algunas muestras que presentaban una gran cantidad de anfípodos, para cuantificarlos fue necesario subdividir la cantidad. Para esto, los anfípodos fueron colocados de forma homogénea en una caja de Petri y el contenido dividido en dos o cuatro partes iguales, de acuerdo a la abundancia de cada muestra. A continuación, se cuantificaron los anfípodos presentes en esa porción y se extrapoló a la cantidad al total.

## 2) *Sedimento*

Con el fin de abarcar la mayor diversidad de fauna posible, se tomaron muestras de sedimento del fondo de ambos muelles mediante la utilización de tubos de PVC. Los mismos se enterraron en 6/7 puntos al azar por cada muelle hasta obtener los primeros 15 cm del sustrato y un volumen de muestra de aproximadamente 5 L por punto (30 L en total) (Figura 2.2c). El sedimento recolectado en STORNI fue transportado directamente al laboratorio sin fijar para su posterior procesamiento. Las muestras fueron primero tamizadas utilizando una malla de 0,5 x 0,5 cm para eliminar las rocas de mayor tamaño. A continuación, se utilizó un tamiz de 500  $\mu$ m para separar los organismos del material más fino y la separación final se realizó bajo lupa (40x). En una primera instancia, los organismos fueron clasificados en grandes grupos taxonómicos y fijados en formol 4% en agua de mar, luego preservados en alcohol 96% con excepción de poliquetos y algas (ver Anexo 1). Todos los organismos fueron identificados al menor nivel taxonómico posible utilizando bibliografía específica y/o gracias a la colaboración de especialistas en taxonomía (ver Agradecimientos). El sedimento recolectado en SAE fue tamizado a bordo de la embarcación utilizando los dos tipos de malla mencionados anteriormente, pero fijado directamente en formol 4% en agua de mar. Una vez en el laboratorio, se lavó el material bajo campana y se procedió a separar, conservar e identificar a todos los organismos.

## 3) *Paneles*

Se colocaron paneles de reclutamiento atados a los pilotes de los muelles. Se utilizaron paneles de fibra de vidrio de 20 x 20 cm, los cuales fueron previamente rayados para dar rugosidad a la superficie y facilitar el asentamiento de los organismos. Además, fueron perforados en sus cuatro extremos para la colocación de un cabo de nylon de 6 mm diámetro mediante el cual se sujetó la placa al pilote (Figura 2.2d, e). En STORNI se colocaron un total de 20 paneles, uno por cada pilote consecutivo; 10 fueron colocados en el viaducto secundario y 10 en el sitio de amarre N° 3. En contraste, en SAE se colocaron 16 paneles en el sitio de amarre N° 2, dos por cada pilote consecutivo. La diferencia en la disposición de los paneles estuvo dada por las dificultades logísticas que implicó el buceo autónomo en este muelle. La gran amplitud de marea genera una corriente que restringió las tareas de buceo al tiempo que dura la estoa de marea, es decir el momento en que el nivel de marea permanece estable. La

colocación de los paneles se realizó el mismo día que los dos anteriores muestreos, 27 de octubre de 2016 en STORNI y 6 de diciembre de 2016 en SAE.

Los paneles en STORNI fueron revisados periódicamente cada dos meses. En cambio, los paneles en SAE fueron revisados un año después de su colocación y por única vez. Los paneles en STORNI permanecieron sumergidos por un periodo 21 meses mientras que los de SAE fueron extraídos al cabo de 24 meses. Estas diferencias en los tiempos se debieron a las dificultades logísticas para llevar a cabo la revisión y extracción de los paneles en SAE. El objetivo de la revisión fue constatar que los paneles no se hubieran desprendido. En ningún puerto fue necesario reemplazar paneles por pérdida. En ambos muelles, los paneles fueron extraídos cortando el cabo que los sujetaba a los pilotes, colocados en bolsas etiquetadas de 120  $\mu\text{m}$ , las cuales fueron selladas con precintos y transportadas a superficie. Particularmente, para las muestras de SAE, las bolsas se transportaron en contenedores con agua de mar y, durante el viaje de regreso a Puerto Madryn, se controló la temperatura utilizando un termómetro y pequeños cubos de hielo. En el Acuario Experimental del CENPAT, todos los paneles fueron colocados en contenedores individuales con agua de mar filtrada y aireador hasta que se determinó la cobertura de todos los organismos sésiles presentes en cada placa (Figura 2.2f). La cobertura de los organismos sésiles se determinó en el área central del panel (15 x 15 cm) para evitar el efecto de borde, utilizando una grilla compuesta de 144 cuadrados de (1,25 x 1,25 cm) (Figura 2.2g). Se contabilizó la proporción de cuadrados ocupados por cada organismo y el número de cuadrados completamente libres. Además, los organismos móviles fueron cuantificados y se registró su abundancia. Para la identificación taxonómica y clasificación de los organismos, así como la preservación de los mismos, se procedió como en el punto 1.

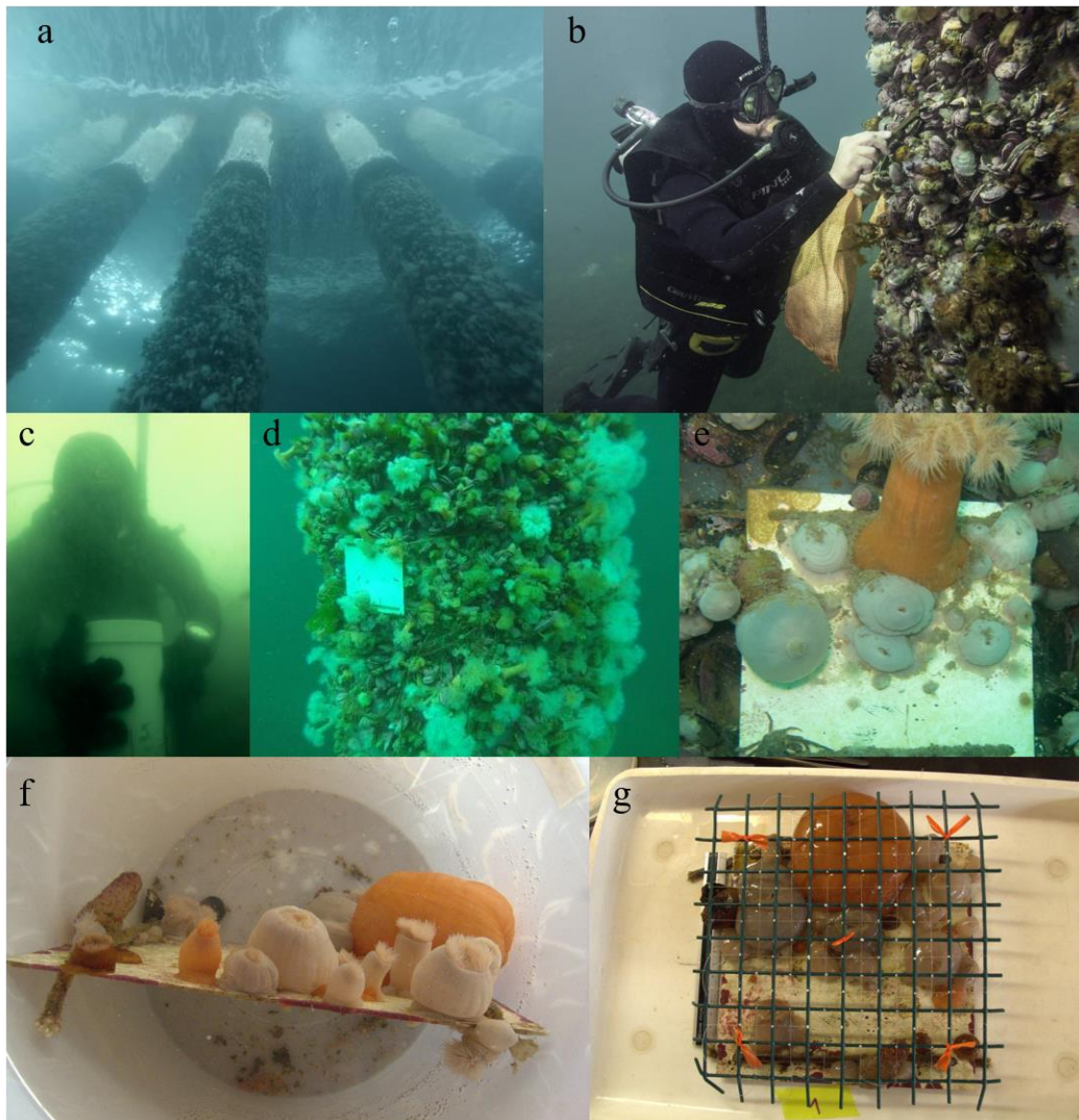


Figura 2.2: Muestreos en puertos. a) vista subacuática de los pilotes del muelle Alnte. Storni, Puerto Madryn, b) muestreo de las comunidades del fouling, c) muestreo de las comunidades de sedimento, d) panel de reclutamiento colocado en un pilote, e) panel de reclutamiento colonizado por anémonas, f) y g) panel de la foto anterior trasladado al laboratorio para la estimación de la cobertura mediante una grilla. Fotos a-e: Nicolás Battini, f y g: Karen Castro.

## Análisis estadísticos

Las diferencias en la composición de las comunidades de organismos presentes en cada puerto fueron analizadas mediante PERMANOVA (9999 permutaciones) para cada tipo de muestreo. Para comparar la composición de las comunidades del *fouling* se construyó una matriz de Bray Curtis con las abundancias de los organismos solitarios transformados con raíz cuarta para minimizar la influencia de las especies dominantes y una matriz de Jaccard con datos de presencia-ausencia para los organismos coloniales y las algas. En ambos casos, para solitarios y coloniales y algas, las contribuciones de los taxones a las diferencias observadas se analizaron mediante un SIMPER. Para los paneles de reclutamiento, las comunidades de sésiles y móviles se analizaron independientemente. Se construyó una matriz de similitud de Bray Curtis con la cobertura de los organismos sésiles, incluyendo los espacios vacíos, previamente transformados con raíz cuarta. Para los organismos móviles, la matriz Bray Curtis se construyó con los datos de abundancia, previamente transformados con raíz cuarta. Además, con cada matriz se realizó una prueba SIMPER para determinar cuáles taxones contribuyeron más a las diferencias entre puertos. Para las comunidades del muestreo de sedimento, sólo se compararon las abundancias de los organismos móviles y se realizó el posterior SIMPER para evaluar las contribuciones de los taxones.

Para visualizar las diferencias en cuanto a la presencia de especies exóticas y criptogénicas entre puertos se realizó un análisis de coordenadas principales (PCO) para las comunidades del *fouling* usando una matriz de Jaccard con datos de presencia-ausencia. Para los otros dos tipos de muestreo no fue posible visualizar las diferencias mediante un PCO debido a la gran cantidad de ceros en las muestras. Tanto para el muestreo mediante paneles de reclutamiento como para el muestreo de sedimento la presencia de especies exóticas y criptogénicas identificadas en cada caso se dispuso en una tabla para su visualización.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con PRIMER v6.1.12 (Clarke y Gorley, 2006) con el complemento de PERMANOVA+ v1.01 (Anderson, 2003).



## RESULTADOS

Teniendo en cuenta los tres tipos de muestreo, se identificaron 183 taxones en total, 85 taxones en STORNI y 98 en SAE. De los 40 taxones identificados a nivel de especie en STORNI, 17 (42,5%) son exóticas, 19 (47,5%) nativas y 4 (10%) criptogénicas (Tabla 2.1). En cambio, para SAE se identificaron 39 especies, de las cuales 16 (41%) son exóticas, 18 (46%) nativas y 5 (13%) criptogénicas (Tabla 2.1). Además, se detectaron nuevos registros de exóticas para Puerto Madryn, el briozoo *Scruparia ambigua* (d'Orbigny, 1841). Para el puerto de SAE se registró el poliqueto exótico *Boccardia proboscidea* Hartman, 1940 y el anfípodo *Erichthonius brasiliensis* (Dana, 1853)

Las comunidades de organismos sésiles asociadas a los paneles de reclutamiento difirieron notoriamente entre puertos (PERMANOVA, Tabla 2.3a). Los paneles de STORNI fueron muy poco colonizados (SIMPER, Tabla 2.4). En cambio, en SAE los paneles estuvieron ocupados en gran medida por la ascidia criptogénica *Asterocarpa humilis* (Heller, 1878) y una esponja amarilla que no pudo ser identificada. La ascidia exótica *Styela clava* Herdman, 1881 también estuvo bien representada en los paneles de SAE y contribuyó a la disimilitud entre puertos (SIMPER, Tabla 2.4). Las comunidades de organismos móviles también fueron diferentes entre puertos (PERMANOVA, Tabla 2.3b). Los paneles de STORNI estuvieron caracterizados por la abundancia del gasterópodo nativo *Tegula patagonica* (d'Orbigny, 1835) y el erizo de mar nativo *Arbacia dufresnii* (Blainville, 1825) (SIMPER, Tabla 2.5). En cambio, los paneles de SAE estuvieron caracterizados por la presencia del anfípodo exótico *Monocorophium acherusicum* (Costa, 1853), el nativo *Polycheria* cf. *macrophtalma* y el criptogénico *Caprella dilatata*, el molusco *Crepidula* spp. y poliquetos de la familia Polynoidae (SIMPER, Tabla 2.6).

Las comunidades desarrolladas en los pilotes de los muelles, recolectadas a través del muestreo de *fouling*, también difirieron notoriamente entre puertos (PERMANOVA, Tablas 2.7). Los pilotes de STORNI estuvieron caracterizados por la abundancia del bivalvo *Aulacomya atra* (Molina, 1782), el cangrejo *Pachycheles chubutensis* Boschi, 1963, la ascidia exótica *Ascidiella aspersa* (Müller, 1776), *T. patagonica* y la anémona exótica *Metridium senile* (Linnaeus, 1761), además de la presencia de las ascidias coloniales *Aplidium* sp. y *Lissoclinum fragile* (Van Name, 1902) y una esponja indeterminada (Tablas 2.8 y 2.9). Por el contrario, la comunidad del *fouling* de los

pilotes de SAE estuvo caracterizada por una gran abundancia de anfípodos (*M. acherusicum*, *Stenothoe* sp., *Caprella dilatata* Krøyer, 1843 y *Polycheria* sp.) y poliquetos (Syllidae) y la presencia de la ascidia nativa *Eudistoma platense* Van Name, 1945 y el alga roja filamentosa *Ceramium virgatum* Roth, 1797 (Tablas 2.8 y 2.9). Además, varias especies de briozoos contribuyeron a la disimilitud entre puertos (Tabla 2.9).

Las comunidades del sedimento difirieron entre puertos (PERMANOVA, Tabla 2.10). La comunidad de sedimento de STORNI estuvo caracterizada principalmente por la abundancia del bivalvo *Eucallista purpurata* (Lamarck, 1818) y gastrópodos del género *Tegula*. En cambio, SAE estuvo caracterizado por la abundancia de poliquetos y anfípodos que también contribuyeron a las diferencias entre puertos (SIMPER, Tabla 2.11).

En cuanto a la presencia de especies exóticas y criptogénicas, se observó que los puertos comparten muy pocas especies entre sí. En el *fouling*, STORNI presentó mayor número de especies asociadas, particularmente ascidias coloniales y solitarias. La gran mayoría de las especies asociadas a SAE fueron anfípodos (Figura 2.3). Las algas *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar y *Lomentaria clavellosa* (Leihtfoot ex Turner) Gaillon, 1828 estuvieron presentes en ambos puertos pero fueron más frecuentes en STORNI. En los paneles de reclutamiento de STORNI se registraron solo cuatro especies, la anémona *Diadumene lineata* (Verril, 1869), la babosa de mar *Pleurobranchaea maculata* (Quoy & Gaimard, 1832) y la ascidia criptogénica *A. humilis* (Tabla 2.2a). Solo esta última estuvo también presente en SAE. El mismo patrón se observó en el muestreo de sedimento, únicamente el alga *Lomentaria clavellosa* fue identificada en STORNI y también en SAE (Tabla 2.2b).

Tabla 2.1: Taxones identificados en los puertos norpatagónicos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn) en cada tipo de muestreo (P: panel, F: fouling, S: sedimento). La lista incluye taxones encontrados por fuera del área cuantificable del panel. Los taxones identificados a nivel de especie incluyen el estatus para el área de estudio (N: nativa, E: exótica, C: criptogénica).

Taxones	Estatus	Puerto	
		SAE	STORNI
<b>ARTHROPODA</b>			
<i>Acutihumerus patagoniensis</i> (Sieg, 1986)	N	S	S
<i>Austrorhombulus psittacus</i> (Molina, 1788)	N	F	
<i>Balanus glandula</i> Darwin, 1854	E		F
<i>Caprella dilatata</i> Krøyer, 1843	C	P	F
<i>Caprella equilibra</i> Say, 1818	C	P,S	
<i>Erichthonius brasiliensis</i> (Dana, 1853)	E	P	
Eusiridae		F	
<i>Exosphaeroma</i> sp.		F,S	F,S
<i>Halicarcinus planatus</i> (Fabricius, 1775)	N	F,P	F,P
Haustorioidae		S	
<i>Heterophoxus</i> sp.		S	
Ischyroceridae		F	
<i>Jassa slatteryi</i> Conlan, 1990	E	F	
<i>Jassa</i> sp.		P	
<i>Leptochelia</i> sp.		F	
<i>Leucippa pentagona</i> H. Milne Edwards, 1834	N	S	
<i>Leucothoe spinicarpa</i> (Abildgaard, 1789)	E	F,P	P
Lysianassidae		S	
<i>Metharpinia grandirama</i> Alonso de Pina, 2003	N	S	
<i>Metharpinia protuberantis</i> Alonso de Pina, 2001	N	S	
<i>Monocorophium acherusicum</i> (Costa, 1853)	E	P,S	
<i>Monocorophium insidiosum</i> (Crawford, 1937)	E	F	F
Oedicerotidae		S	
<i>Pachycheles chubutensis</i> Boschi, 1963	N	F,P	F,P
Paranthulida		S	
Phoxocephalidae		S	
Phoxocephalopsodae		S	
<i>Pilumnus reticulatus</i> Stimpson, 1860	N	F,P	
<i>Polycheria</i> cf. <i>macrophtalma</i>	N	F,P	F
<i>Polycheria</i> sp.		F	
<i>Pseudosphaeroma</i> sp.		S	
Pycnogonida indet.		F,P	P
<i>Rochinia gracilipes</i> A. Milne-Edwards, 1875	N	F,P	
<i>Stenothoe</i> sp.		F,P	
<i>Stenothoe</i> sp.		F,P	
Tanaidae		S	
<b>BRYOZOA</b>			
<i>Aetea</i> sp1.		F	F
<i>Aetea</i> sp2.			F
<i>Amathia</i> sp.		F	
<i>Beania mirabilissima</i> (d'Orbigny, 1841)	N	F	
<i>Bugulina flabellata</i> (Thompson in Gray, 1848)	E		F
<i>Bugulina stolonifera</i> (Ryland, 1960)	E	F,P	
<i>Buskia</i> sp.		F,P	
<i>Callopora</i> sp.			F

<i>Celleporella</i> sp.		F	F
<i>Chorizopora brongniartii</i> (Audouin, 1826)	E		F
<i>Crisia</i> sp.		F,P	
<i>Cryptosula pallasiana</i> (Moll, 1803)	E		F
Ctenostomata indet.			F
Cyclostomata indet.			F
<i>Exochela</i> sp.			F
<i>Fenestrulina</i> sp.			F
<i>Hippothoa</i> sp.			F
<i>Membranipora isabellana</i> (d'Orbigny, 1842)	N		F
<i>Microciella</i> sp.			F
<i>Obelia</i> sp.		F	
<i>Schizoporella</i> sp.		F,P	F
<i>Scruparia ambigua</i> (d'Orbigny, 1841)	C	F,P	F
<i>Sphanollona</i> sp.		P	
<i>Tubulipora</i> sp.			F
<b>CNIDARIA</b>			
<i>Corynactis</i> sp.		P	F,P
<i>Diadumene lineata</i> (Verril, 1869)	E		P
<i>Ectopleura crocea</i> (Agassiz, 1862)	E	F	
Hydrozoa indet. sp1		F	
Hydrozoa indet. sp2		F	
Hydrozoa indet. sp3		F	
Hydrozoa indet. sp4		F	
Hydrozoa indet. sp5		F	
Hydrozoa indet. sp6		F	
<i>Metridium senile</i> (Linnaeus, 1761)	E		F,P
<b>ECHINODERMATA</b>			
<i>Allostichaster capensis</i> (Perrier, 1875)	N		F,P
<i>Arbacia dufresnii</i> (Blainville, 1825)	N		F,P
<i>Cycethra verrucosa</i> (Philippi, 1857)	N		F
Holoturoidea indet.			F, P
Ophiuroidea indet.		F,P	F,P
<b>MOLLUSCA</b>			
<i>Aulacomya atra</i> (Molina, 1782)	N	S	F,S
<i>Chaetopleura angulata</i> (Spengler, 1797)	N	P	
<i>Chaetopleura isabellei</i> (d'Orbigny, 1841)	N	P	F,P,S
<i>Crepidula</i> spp.		F,P	
<i>Dalocardia</i> sp.		S	
<i>Doris fontainii</i> d'Orbigny, 1837	N		P
<i>Eucallista purpurata</i> (Lamarck, 1818)	N	S	S
<i>Fisurella</i> sp.			F,P,S
Gastropodo indet.			F
<i>Hiatella</i> sp.			F,S
<i>Leiosolenus patagonicus</i> (d'Orbigny, 1842)	N		F
<i>Musculus viator</i> (d'Orbigny, 1842)	N	F	
<i>Mytilus</i> spp.			S
Ostrea indet		P	
<i>Plaxiphora aurata</i> (Spalowsky, 1795)	N		P
<i>Pleurobranchaea maculata</i> (Quoy & Gaimard, 1832)	E		F,P
<i>Tegula patagonica</i> (d'Orbigny, 1835)	N		F,P,S
<i>Tegula</i> sp.			S
<i>Trophon geversianus</i> (Pallas, 1774)	N		F,P
<b>NEMERTEA</b>			
Nemertea indet			F

<b>PLATYHELMINTHES</b>			
Platyhelminthes indet.			F
<b>POLYCHAETA</b>			
<i>Boccardia proboscidea</i> Hartman, 1940	E	F	
Chaetopteridae			F,S
Cirratulidae		F	F,S
<i>Dipolydora flava</i> (Claparède, 1870)	E	S	
Dorvilleidae		S	
Eunicidae			F
Flabelligeridae		F,S	F,S
Glyceridae		F, S	
Hesionidae		F,S	
Lumbrineridae		F,P,S	F,S
Maldanidae		S	S
Nephtyidae		F,S	S
Nereididae			F,P,S
Oeonidae			S
Orbiniidae		F,S	
Phyllodocidae		F,S	
Polynoidae		F,P,S	P
Sabellidae		F,S	
Sigalionidae		S	
Syllidae		F,P,S	S
Terebellidae		F,P,S	F,P
<b>PORIFERA</b>			
Porifera indet. sp1 (“amarilla”)		F,P	
Porifera indet. sp2 (“gris”)		F	
Porifera indet. sp3 (“blanca”)		F	
Porifera indet. sp4 (“rosa”)		F	
Porifera indet. sp5 (“amarilla2”)			F
Porifera indet. sp6 (“blanca2”)			F
Porifera indet. sp7 (“violeta”)			F,P
<i>Sycon</i> sp.		F	
<b>TUNICATA</b>			
<i>Aplidium fuegiense</i> (Cunningham, 1871)	N		P
<i>Aplidium variable</i> (Herdman, 1886)	N		F
<i>Ascidia interrupta</i> Heller, 1878	E	P	
<i>Ascidella aspersa</i> (Müller, 1776)	E	P	F,P
<i>Asterocarpa humilis</i> (Heller, 1878)	C	F,P	F,P
<i>Botryllus schlosseri</i> (Pallas, 1766)	E		F
<i>Ciona</i> sp.	E	P	F,P
<i>Corella eumyota</i> Traustedt, 1882	C		F
<i>Diplosoma listerianum</i> (Milne Edwards, 1841)	E		F,P
<i>Distaplia</i> sp.			F,P
<i>Eudistoma platense</i> Van Name, 1945	N	F,P	
<i>Lissoclinum fragile</i> (Van Name, 1902)	E	F,P	F,P
<i>Molgula manhattensis</i> (De Kay, 1843)	E		F
<i>Styela clava</i> Herdman, 1881	E	F,P	
<b>ALGAE</b>			
<i>Antithamnion</i> sp.			
<i>Bryopsis</i> sp.			F,P
<i>Ceramium virgatum</i> Roth, 1797	N	F,P,S	S,F
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J. V. Lamouroux, 1809	C	F,P,S	P
<i>Heterosiphonia</i> sp.		F,P,S	F
<i>Lomentaria clavellosa</i> (Leihtfoot ex Turner) Gaillon, 1828	E	F,P,S	F,P,S

<i>Sphacellaria</i> sp.		P, S	
<i>Ulva</i> sp.			F,S
<i>Undaria pinnatifida</i> (Harvey) Suringar, 1873	E	F,S	F,P
<b>Total de taxones observados</b>		<b>98</b>	<b>85</b>
<b>Total especies</b>		<b>39</b>	<b>40</b>
<b>Total exóticas</b>		<b>16</b>	<b>17</b>
<b>Total nativas</b>		<b>18</b>	<b>19</b>
<b>Total criptogénicas</b>		<b>5</b>	<b>4</b>

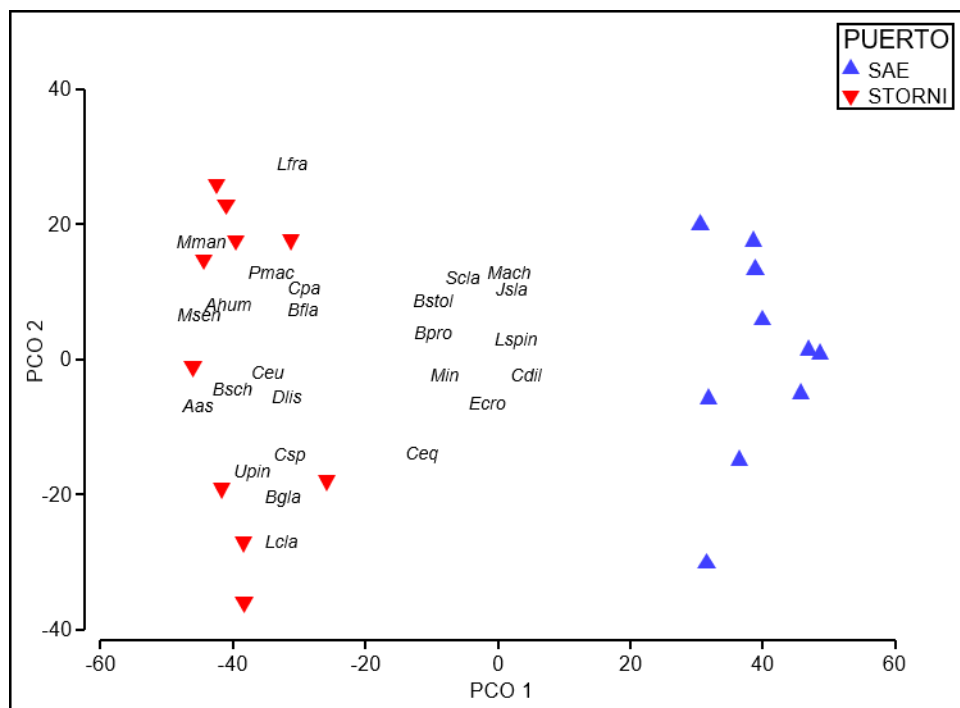


Figura 2.3: Análisis de coordenadas principales (PCO) de especies exóticas y criptogénicas (presencia-ausencia) del *fouling* comparando entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn). El eje 1 explica el 51, 2% de la variación y el eje 2 explica el 11, 3%. Abreviaturas para las especies: Aas, *Asciodiella aspersa*; Ahum, *Asterocarpa humilis*; Bfla, *Bugulina flabellata*; Bgla, *Balanus glandula*; Bpro, *Boccardia proboscidea*; Bstol, *Bugulina stolonifera*; Cdil, *Caprella dilatata*; Ceq, *Caprella equilibra*; Ceu, *Corella eumyota*; Cpa, *Cryptosula pallasiana*; Csp, *Ciona* spp.; Dlis, *Diplosoma listerianum*; Ecro, *Ectopleura crocea*; Jsla, *Jassa slatteryi*; Lcla, *Lomentaria clavellosa*; Lfra, *Lissoclinum fragile*; Lspin, *Leucothoe spinicarpa*; Mach, *Monocorophium acherusicum*; Min, *Monocorophium insidiosum*; Mman, *Molgula manhattensis*; Msen, *Metridium senile*; Pmac, *Pleurobranchaea maculata*; Scla, *Styela clava*; Upin, *Undaria pinnatifida*.

Tabla 2.2: Especies exóticas y criptogénicas registradas en los paneles de reclutamiento a) en el muestreo de sedimento y b) en los puertos de estudio (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn. Las marcas verdes indican la presencia de la especie en cada puerto.

a)	SAE	STORNI
<i>Ascidiella aspersa</i>	✓	
<i>Asterocarpa humilis</i>	✓	✓
<i>Caprella dilatata</i>	✓	
<i>Caprella equilibra</i>	✓	
<i>Ciona</i> sp.	✓	
<i>Diadumene lineata</i>		✓
<i>Ericthonius brasiliensis</i>	✓	
<i>Leucothoe spinicarpa</i>	✓	
<i>Lissoclinum fragile</i>	✓	
<i>Monocorophium acherusicum</i>	✓	
<i>Pleurobranchaea maculata</i>		✓
<i>Styela clava</i>	✓	
b)		
<i>Caprella equilibra</i>	✓	
<i>Dictyota dichotoma</i>	✓	
<i>Dipolydora flava</i>	✓	
<i>Lomentaria clavellosa</i>	✓	✓
<i>Monocorophium acherusicum</i>	✓	
<i>Undaria pinnatifida</i>	✓	



Tabla 2.3: Resultados del PERMANOVA para la comparación entre puertos de a) cobertura de organismos sésiles (incluyendo espacio vacío) y b) abundancias de organismos móviles, presentes en los paneles de reclutamiento. P-valor significativo ( $p < 0,05$ ).

	Df	SS	MS	Pseudo F	P (perm)
a)					
Puerto	1	28706	28706	20,31	<b>0,0001</b>
Residuos	34	48046	1413,1		
Total	35	76752			
b)					
Puerto	1	58746	58746	44,36	<b>0,0001</b>
Residuos	33	43706	1324,4		
Total	34	1,024E+05			

Tabla 2.4: Análisis SIMPER para la comparación de la cobertura de organismos sésiles en paneles de reclutamiento entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn).

Taxón	Cobertura media (%)		Contribución (%)	Contribución acumulada (%)
	SAE	STORNI		
Esponja amarilla	1,82	0	19,29	19,29
<i>Asterocarpa humilis</i>	1,32	0,07	12,18	31,47
Espacio vacío	2,26	1,94	10,01	41,48
<i>Styela clava</i>	0,94	0	8,84	50,32

Tabla 2.5: Análisis SIMPER mostrando las especies móviles que caracterizaron a las comunidades encontradas en los paneles de reclutamiento de STORNI, Puerto Madryn.

Taxón	Abundancia media	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)
<i>Tegula patagonica</i>	1,12	54,76	54,76
<i>Arbacia dufresnii</i>	0,69	27,85	82,61

\*Aquí se muestran las contribuciones de las especies móviles presentes en STORNI que no pueden visualizarse en la Tabla 2.6.

Tabla 2.6: Análisis SIMPER para la comparación de la abundancia de organismos móviles en paneles de reclutamiento entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn).

Taxón	Cobertura media (%)	Cobertura media (%)	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)
	SAE	STORNI		
<i>Polycheria cf. macrophthalma</i>	4,39	0	13,86	13,86
<i>Monocorophium acherusicum</i>	3,46	0	11,61	25,47
<i>Crepidula sp.</i>	1,85	0	6,27	31,73
<i>Caprella dilatata</i>	1,87	0	6,14	37,88
Polynoidae	1,69	0,05	5,65	43,53
<i>Pilumnus reticulatus</i>	1,64	0	5,56	49,08

Tabla 2.7: Resultados del PERMANOVA para la comparación entre puertos de a) la abundancia de organismos solitarios y b) presencia-ausencia de organismos coloniales y algas, presentes en el *fouling*. P-valor significativo ( $p < 0,05$ ).

a)

	Df	SS	MS	Pseudo F	P (perm)
Puerto	1	33115	33115	46,6	<b>0,0001</b>
Residuos	18	12792	710,66		
Total	19	45907			

b)

	Df	SS	MS	Pseudo F	P (perm)
Puerto	1	17967	17967	5,69	<b>0,0001</b>
Residuos	18	56788	3154,9		
Total	19	74756			

Tabla 2.8: Análisis SIMPER para la comparación de la abundancia de organismos solitarios del *fouling* entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn).

Taxón	Abundancia media	Abundancia media	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)
	SAE	STORNI		
<i>Monocorophium acherusicum</i>	3,47	0	6,45	6,45
<i>Stenothoe sp.</i>	3,13	0	5,86	12,31
<i>Polycheria sp.</i>	3,28	0	5,86	18,17
<i>Aulacomya atra</i>	0	2,80	5,35	23,52
Syllidae	2,37	0	4,42	27,95
<i>Pachycheles chubutensis</i>	0,10	2,00	3,69	31,54
<i>Metridium senile</i>	0	1,68	3,22	34,76
<i>Caprella dilatata</i>	1,78	0,10	3,19	37,95
picnogónido indet	1,63	0	3,01	40,96

<i>Asciidiella aspersa</i>	0	1,59	3,01	43,97
<i>Tegula patagonica</i>	0	1,51	2,89	46,86
Nereididae	0	1,43	2,69	49,55

Tabla 2.9: Análisis SIMPER para la comparación de datos de presencia-ausencia de organismos coloniales y algas en las comunidades del *fouling* entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn).

Taxón	Cobertura media (%)		Contribución (%)	Contribución acumulada (%)
	SAE	STORNI		
Esponja indet.	0	6,13	6,13	6,13
<i>Aplidium</i> sp.	0	0,70	5,06	11,19
<i>Eudistoma platense</i>	0,70	0	4,97	16,16
<i>Ceramium virgatum</i>	0,70	0,20	4,25	20,41
<i>Dictyota dichotoma</i>	0,60	0	3,94	24,35
<i>Celleporella</i> sp.	0,10	0,60	3,70	28,05
Cyclostomata indet.	0	0,50	3,63	31,38
<i>Lissoclinum fragile</i>	0,30	0,50	3,58	35,26
<i>Heterosiphonia</i> sp.	0,20	0,50	3,33	38,59
<i>Chorizopora brogniartii</i>	0	0,50	3,26	41,85
<i>Schizoporella</i> sp.	0,10	0,40	3,10	44,95
<i>Aetea</i> sp1.	0,10	0,50	3,04	47,99
<i>Fenestrulina</i> sp.	0	0,50	3,03	51,02

Tabla 2.10: Resultados del PERMANOVA para la comparación de abundancia de organismos móviles del sedimento entre puertos. P-valor significativo ( $p < 0,05$ ).

	Df	SS	MS	Pseudo F	P (perm)
Puerto	1	15928	15928	12,34	<b>0,002</b>
Residuos	10	12903	1290,3		
Total	11	28831			

Tabla 2.11: Análisis SIMPER para la comparación de las abundancias de organismos móviles del sedimento entre puertos (SAE: San Antonio Este, STORNI: Puerto Madryn).

Taxón	Abundancia media (%)		Contribución (%)	Contribución acumulada (%)
	SAE	STORNI		
<i>Eucallista purpurata</i>	0,69	3,09	8,53	8,53
<i>Tegula</i> sp.	0	2,19	7,72	16,25
Orbiniidae	2,20	0	7,59	23,84
Syllidae	1,76	0	6,04	29,88
<i>Heterophoxus</i> sp.	1,01	0	3,61	33,50

<i>Metharpinia protuberantis</i>	1,10	0	3,32	36,82
Maldanidae	1,57	1,00	3,27	40,09
Lysianassidae	0,99	0	3,06	43,15
<i>Aulcomya atra</i>	0,17	0,77	2,76	46,00
<i>Acutihumerus patagoniensis</i>	0,17	0,77	2,76	48,76
<i>Dipolydora flava</i>	0,85	0	2,74	51,50

## DISCUSIÓN

Las comunidades de organismos que habitan los puertos de Puerto Madryn y San Antonio Este, difirieron sustancialmente independientemente del método de monitoreo empleado. En STORNI, a pesar de permanecer cerca de dos años sumergidos, los paneles de reclutamiento fueron muy poco colonizados. La comunidad de *fouling* de los pilotes estuvo caracterizada por el bivalvo nativo *Aulcomya atra*, la ascidia exótica *Asciidiella aspersa*, la anémona *Metridium senile*, la cual es probablemente un complejo de especies pero que de todas maneras hay evidencias que sugieren que sería una especie exótica (Glon et al., 2020a; Glon et al., 2020b), y los ramoneadores nativos *Arbacia dufresnii* y *Tegula patagonica*. Estas comunidades han sido estudiadas en profundidad, específicamente en lo que respecta a especies exóticas (Schwindt et al., 2014; Giachetti et al., 2019; Giachetti et al., 2020; Battini et al., 2021). Por ejemplo, estos estudios previos han demostrado que la mayoría de las especies de ascidias encontradas en Puerto Madryn son exóticas o criptogénicas y que la comunidad está dominada por *A. aspersa*. Más aun, se observó que, una vez alcanzado el tamaño adulto, *A. aspersa* puede escapar de la depredación, colonizar fácilmente el sustrato y desplazar a otras ascidias exóticas (Tatián et al., 2010). Además, también se ha determinado que la ascidia exótica *Ciona robusta* Hoshino & Tokioka, 1967, es la segunda ascidia más abundante (Giachetti et al., 2020) y que la babosa de mar invasora *Pleurobranchaea maculata* es una especie móvil particularmente relevante en la comunidad, presentando densidades elevadas (media anual de  $4,79 \pm 2,92$  ind.m<sup>-2</sup>) en los pilotes del muelle y también en el fondo, aunque en menores densidades (Battini, 2020). A diferencia de los estudios previos mencionados, durante los muestreos realizados para el desarrollo de esta tesis solo se registraron unos pocos individuos de *Ciona* muy deteriorados para ser identificados más allá del género. Esto puede deberse a que la especie presenta marcadas variaciones estacionales de su abundancia (Giachetti, 2020). Algo similar

sucedió con *P. maculata*, la cual, a pesar de la gran densidad reportada previamente en STORNI, se obtuvo un solo individuo durante los muestreos. El monitoreo sostenido en el tiempo permite controlar estos sesgos asociados al muestreo (Campbell et al., 2007), más aún teniendo en cuenta que el número de nuevas detecciones continúa en aumento, como el caso de la reciente observación en STORNI de la ascidia colonial *Botrylloides* sp. (Giachetti, com. pers.).

Por otro lado, en SAE se observó un mayor número de taxones que en STORNI y a diferencia de éste, los paneles de reclutamiento fueron rápidamente colonizados por una esponja amarilla sobre la cual se desarrolló una comunidad dominada por la ascidia criptogénica *Asterocarpa humilis*, la ascidia exótica *Styela clava* y por una gran abundancia de anfípodos, característicos también en las muestras de *fouling*. Además, a diferencia de STORNI se observaron varias especies de cangrejos nativos. En el estudio realizado por Schwindt y col. (2014) en 2005, en SAE y otros cinco puertos, se concluyó que este puerto es el más invadido de Patagonia, asociado posiblemente a la alta presión de propágulos que recibe por su actividad como puerto exportador (Boltovskoy et al., 2011). Si bien aquí se identificó una mayor cantidad de especies exóticas que en STORNI, la comunidad de los pilotes de SAE incluyó especies que no estaban presentes en 2005 y que podrían ser responsables de los fuertes cambios que se observaron desde entonces. La ascidia invasora *S. clava*, que hoy coloniza los pilotes del muelle y áreas naturales circundantes, fue reportada por primera vez en Argentina en la Bahía de San Antonio en 2013 (Pereyra et al., 2015) y se ha observado que actúa como facilitadora del alga invasora *Undaria pinnatifida*, detectada en 2014 en esa zona, pero presente en la costa patagónica desde 1992 (Casas y Piriz, 1996; Pereyra et al., 2015; Pereyra et al., 2017). La introducción de especies formadoras de hábitat, como estas, modifican la estructura física de la comunidad aumentando la complejidad del ambiente (Thomsen et al., 2014) y generan cambios en la abundancia y diversidad de organismos, ya sea por ser fuente de refugio o de alimento (Crooks, 2002; Ross et al., 2007; Irigoyen et al., 2011; Suárez Jiménez et al., 2015; Zhan et al., 2015; Castro et al., 2022).

Los puertos en estudio compartieron pocas especies exóticas. Si bien los puertos presentan características ambientales diferentes (e.g. temperatura, salinidad) que podrían estar condicionando la presencia de especies exóticas en uno u otro, esto también puede ser atribuido a la casi nula conectividad marítima mediada por barcos

que existe entre ellos (ver Capítulo III). En este sentido, la reciente detección de *S. clava* sobre un naufragio en Puerto Madryn sugiere que se trata de un nuevo evento de introducción (Castro et al., 2021). Sin embargo, dada la complejidad de la red de tráfico marítimo y la capacidad de algunas especies exóticas para dispersarse por medios naturales, es esperable que el número de especies exóticas y criptogénicas compartidas aumente a lo largo del tiempo. Evidencia de esto es el caso del cangrejo verde *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758), que si bien al momento de realizarse los muestreos de esta tesis (2016) no era frecuente observarlo en el área portuaria de STORNI, hoy es muy abundante en toda la costa de Puerto Madryn siendo incluso detectado recientemente en la Bahía de San Antonio (iNaturalist, 2022), como había sido predicho (Carlton y Cohen, 2003; Hidalgo et al., 2005).

La utilización de metodologías complementarias permitió detectar una mayor cantidad de especies exóticas y criptogénicas. Por ejemplo, y como se observó claramente en STORNI, si bien los paneles de reclutamiento suelen ser colocados sobre los pilotes, la composición de la comunidad presente en ellos puede diferir de la comunidad de *fouling* circundante. Esta es más diversa y madura y sobre la cual actúan otros factores que intervienen en la colonización como la competencia y la depredación (Nydam y Stachowicz, 2007; Rico et al., 2010; Oricchio et al., 2016). En los paneles recién colocados el espacio no es limitante pero otros factores como el material o la presencia de especies pioneras formadoras de hábitat, pueden influir en la composición y abundancia de las comunidades incrustantes (Anderson y Underwood, 1994; Cifuentes et al., 2010). Además, esta perspectiva permitió detectar especies raras o poco conspicuas, como por ejemplo las ascidias exóticas *Molgula manhattensis* (De Kay, 1843) y *Ascidia interrupta* Heller, 1878 y los poliquetos exóticos *Boccardia proboscidea* y *Dipolydora flava* (Claparède, 1870). Además, distintos tipos de estructuras artificiales pueden proveer distintas condiciones físicas y biológicas que afecten el tipo de comunidad que habita esas estructuras (Glasby, 2001; Airoidi y Bulleri, 2011; Giachetti et al., 2020). En este sentido, la incorporación de estructuras artificiales flotantes o suspendidas (que no estén conectadas al fondo) al monitoreo de puertos y áreas portuarias podría mejorar los resultados obtenidos. Por ejemplo, Giachetti y col. (2020), observaron que las estructuras artificiales suspendidas actúan como refugio para especies invasoras que escapan de la depredación ejercida por depredadores bentónicos. Además, varias nuevas especies exóticas y criptogénicas de

anfípodos, hidrozoos, briozoos y ascidias coloniales fueron detectadas en el casco del catamarán *Regina Australe*, que permanece amarrado al muelle Luis Piedra Buena de Puerto Madryn, y que no habían sido registradas en los pilotes del muelle (Castro et al., 2020). Algunas de estas especies también fueron observadas en monitoreos realizados en plataformas de buceo y pequeños veleros (observaciones personales). Así, toda metodología empleada en los monitoreos puede presentar dificultades y determinar la capacidad de detección de especies exóticas (Campbell et al., 2007), por lo que protocolos que empleen una combinación de métodos pueden aumentar las chances de detección.

Cabe destacar que, independientemente del puerto, casi la mitad de las especies identificadas en cada uno son exóticas y esta cifra es preocupante si se tiene en cuenta que gran cantidad de taxones no fueron identificados a nivel de especie y particularmente, grupos muy abundantes como esponjas y poliquetos, son taxonómicamente muy complejos de identificar incluso a nivel de familia o género. Las especies criptogénicas si bien fueron menores en número que las exóticas aumentan la complejidad para afrontar decisiones de manejo. La última revisión realizada para el Atlántico Sudoccidental (Schwindt et al., 2020) indica que el reporte de especies criptogénicas paso de 46 a 72 entre 2002 y 2020 y esto es frecuente en todas partes del mundo (Carlton y Eldredge, 2009; Mead et al., 2011; Carlton y Eldredge, 2015). En esta revisión determinaron que de las 46 especies reportadas como criptogénicas en 2002, 10 (22%) fueron recategorizadas como exóticas luego de reanalizar su sistemática y biogeografía (Schwindt et al., 2020). En este sentido, la tendencia hacia una pérdida de conocimientos taxonómicos en un ambiente tan diverso y poco conocido como el marino, implica una reducción en la capacidad de evaluar y dar respuesta a las invasiones biológicas (Campbell et al., 2018). La taxonomía no solo proporciona la comprensión básica de los componentes de la biodiversidad, sino que es una herramienta clave de gestión ya que solo pueden pensarse y aplicarse medidas de manejo cuando las especies están correctamente identificadas (Bortolus, 2008; Carlton, 2009; Lyal y Miller, 2020). Así, la construcción de capacidades para la detección temprana, entre ellas el desarrollo de conocimiento taxonómico clásico y/o molecular, es un componente importante en los programas de manejo y requiere inversiones específicas (Frey et al., 2015; McGeoch et al., 2016; Morissette et al., 2020).

*Capítulo III*

TRÁFICO MARÍTIMO EN ARGENTINA



Foto: @maxijonas



## INTRODUCCIÓN

El tráfico marítimo facilita el transporte y la introducción de especies exóticas invasoras en todo el mundo (Carlton, 1996). Entre los diferentes medios de transporte, el marítimo se destaca como el de larga distancia más seguro y eficiente desde el punto de vista energético para grandes cantidades de mercancías, transportando así cerca del 90% de los productos del comercio mundial e involucrando cientos de miles de barcos anuales (IMO, 2021; UNCTAD, 2019). Las rutas de invasión mediadas por barcos desde una potencial región donante (origen) hacia una receptora (destino) han cambiado enormemente desde los primeros viajes interoceánicos (Carlton y Ruiz, 2015). Muchas rutas marítimas de expedición científica, colonización y/o comercio hoy ya no existen (Haller, 2020), y la apertura de los canales de Suez y Panamá son atajos que evitan las largas travesías por Sudamérica y África. Sin embargo, actualmente la estructura de la red de tráfico marítimo está consolidada, altamente agrupada y densamente conectada, representada por puertos pequeños conectados principalmente con puertos de mayor tamaño equipados para manejar grandes buques con grandes cantidades de carga (Kaluza et al., 2010) (Figura 3.1). Esta estructura es concordante con estudios sobre el rol de los barcos como vectores de las invasiones biológicas marinas, los cuales han revelado que los puertos más grandes están más invadidos debido a la alta presión de propágulos y de colonización. La presión de propágulos es el número de individuos introducidos y/o el número de eventos de introducción de una determinada especie y la presión de colonización es el número de especies exóticas (Lockwood et al., 2009). Ambos conceptos son fundamentales en ecología de invasiones y están basados en la idea de que más individuos (o especies) liberados, aumentan la probabilidad de que estos sobrevivan y de que porten suficiente variabilidad genética para enfrentar las condiciones ambientales locales y formar poblaciones autosustentables (Clark y Johnston, 2009).

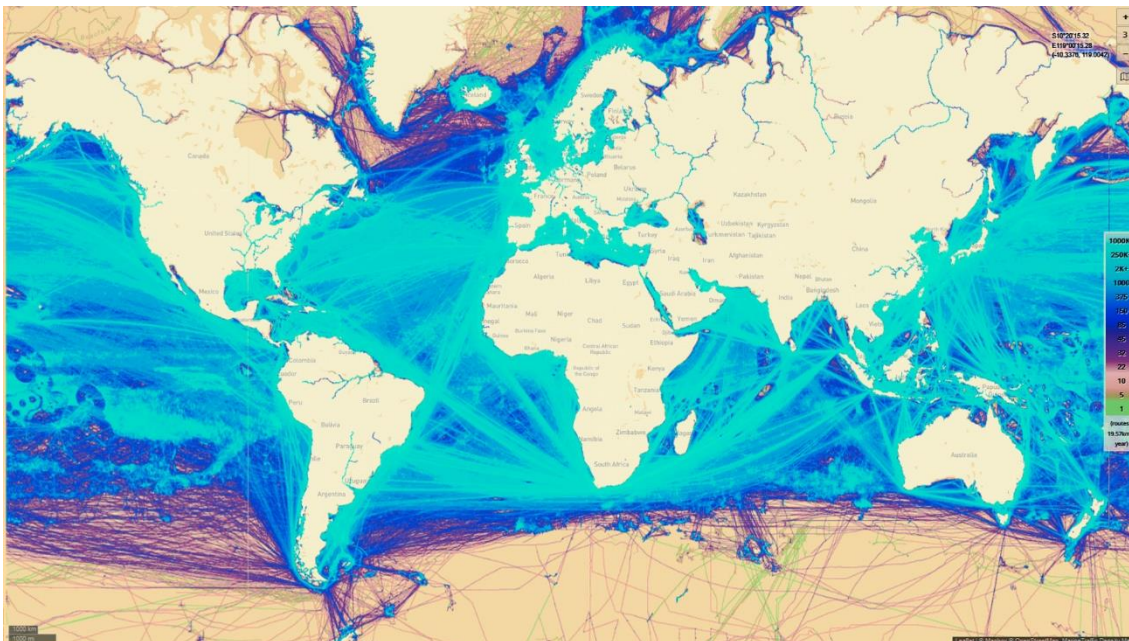


Figura 3.1: Densidad de barcos navegando en todo el mundo en tiempo real. Las líneas en turquesa representan las principales rutas de navegación. Fuente Marine Traffic (<https://www.marinetraffic.com>, junio 2022).

A pesar de que la intensidad del tráfico marítimo y la cantidad de mercancías transportadas por barcos continúa incrementándose, los recursos disponibles para desarrollar e implementar estrategias para prevenir las invasiones biológicas marinas son limitados, en especial para los países en desarrollo (Kaluza et al., 2010; de Castro et al., 2017). Esfuerzos internacionales han sido llevados adelante para reducir la presión de propágulos de especies exóticas en el agua de lastre. El Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques (BWM, por sus siglas en inglés), es la iniciativa de la Organización Marítima Internacional (OMI) que establece mecanismos estándares de gestión para minimizar la introducción de especies invasoras por parte de los buques. El convenio exige que todos los buques apliquen un recambio de agua o den tratamiento a la misma, y lleven a bordo un registro detallado de las operaciones que se realizan con el agua de lastre (IMO, 2004; IMO, 2017). En cuanto a las incrustaciones biológicas (*biofouling*) sobre los cascos y otras superficies de los barcos, todavía no existen regulaciones internacionales obligatorias ni para barcos de gran porte como comerciales o pesqueros ni para embarcaciones recreativas (Zabin et al., 2018). En consecuencia, el manejo de *biofouling* en la mayoría de los países y Estados, con excepción de Nueva Zelanda (MPI, 2014), California (Ceballos-Osuna, 2020) e Islas Galápagos (Campbell et al., 2015), se basa únicamente en recomendaciones y guías de buenas prácticas (IMO, 2017; MBP, 2019). El

*biofouling* de los cascos de los barcos tiende a transportar una gran diversidad de taxones, y es el vector más importante de introducción de especies exóticas marinas (Coutts y Taylor, 2004). Esto convierte a los barcos con grandes cantidades de *biofouling* en un gran riesgo de invasión y propagación de especies exóticas para todos los puertos y áreas naturales circundantes a lo largo de toda su ruta.

En el ambiente marino, cuando se carece de datos detallados sobre la presión de propágulos, por ejemplo datos sobre cantidades de agua deslastrada o volumen de *biofouling*, la información de las entradas de buques a cada puerto son una aproximación útil ampliamente utilizada para análisis de riesgo (Hewitt et al., 2011; Hewitt, 2018; Castro et al., 2021). Un análisis de riesgo es una herramienta para identificar y ponderar la fuente y el grado de peligrosidad de las potenciales amenazas y, por lo tanto, en el caso de las invasiones biológicas marinas, conocer los patrones de movimiento de los barcos es el primer paso para identificar y determinar el riesgo asociado a la introducción, establecimiento y dispersión de especies exóticas marinas (Davidson et al., 2009; Hewitt et al., 2011; Clarke et al., 2017). Los puertos con conexiones internacionales actúan como regiones receptoras primarias de las especies exóticas, que llegan desde regiones donantes a través de las actividades de transporte marítimo internacional. Una vez que se establecen en el nuevo entorno como puertos y áreas circundantes, el tráfico regional de embarcaciones puede facilitar su propagación secundaria hacia otras localidades portuarias, creando una red que puede propiciar una mayor expansión del área de distribución de las especies (Cohen et al., 2000; Wasson et al., 2001; Minchin et al., 2006; Azmi et al., 2015; Ferrario et al., 2016; Iacarella et al., 2020). Así, esta dispersión secundaria es de gran relevancia ya que es la que finalmente puede determinar la extensión de los impactos causados por las especies exóticas.

Argentina posee una gran extensión costera, la segunda más grande del Atlántico Sudoccidental luego de Brasil (Schwindt et al., 2014), sin embargo tiene pocos puertos marinos-estuarinos y la mayoría están emplazados en Patagonia. En base a los pocos estudios que han abordado el movimiento de barcos en Argentina, la conclusión es que el tráfico marítimo internacional está representado por pocas entradas y que la gran proporción de las entradas a cada puerto provienen del tráfico regional (Boltovskoy et al., 2011; Schwindt et al., 2014, Schwindt et al., 2019; Abelando et al., 2018; Abelando et al., 2020; Bobinac et al., 2018). En este sentido, la distribución de algunas especies marinas exóticas dan cuenta de este patrón. Por ejemplo, la ascidia colonial *Botryllus*

*schlosseri*, nativa del Atlántico Noreste fue detectada por primera vez en el puerto de Mar del Plata en la década del '60 (Amor, 1964). Hacia el 2010 fue reportada en el puerto de Comodoro Rivadavia (Rico y López Gappa, 2006) y en febrero de 2014 fue encontrada en Puerto Madryn. La macroalga *Undaria pinnatifida* fue detectada por primera vez en Puerto Madryn en 1992, luego encontrada en la zona de Bahía Bustamante y posteriormente fue detectada en Puerto Deseado (Casas y Schwindt, 2008), Mar del Plata (Meretta et al., 2012), Playas Doradas y la Bahía de San Antonio (Pereyra et al., 2015). La reciente detección de la ostra del Pacífico *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) y la ascidia *Styela plicata* en Golfo Nuevo, también son ejemplos del rol importante que cumple el tráfico marítimo regional en la dispersión de especies exóticas (Schwindt et al., 2019; Castro et al., 2021). Así, queda en evidencia la necesidad de contar con información de base sobre el movimiento de embarcaciones entre puertos del país. En este contexto, el objetivo de este capítulo es caracterizar la conectividad marítima a nivel regional entre los principales puertos marinos-estuarinos de Argentina. Se espera que la información generada, sirva para realizar a futuro un análisis de riesgo de invasiones biológicas marinas tendiente a desarrollar estrategias de manejo efectivas, integradas y al menor costo posible.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Procesamiento de los datos

Se estudió en detalle la información correspondiente al tráfico marítimo de los ocho principales puertos marinos-estuarinos de Argentina: Mar del Plata (MDP), Quequén (QQ), Bahía Blanca (BB), San Antonio Este (SAE), Puerto Madryn (PM), Comodoro Rivadavia (CR), Puerto Deseado (PD) y Ushuaia (USH). Para cada puerto se contó con los registros de entradas de buques correspondientes a un periodo de cuatro años (desde enero de 2013 hasta diciembre de 2017) extraídos de la base de datos de la autoridad marítima Prefectura Naval Argentina (PNA). Debido a que los datos no son de acceso libre, la Lic. Karen Castro y la Dra. Evangelina Schwindt participaron junto con personal de la Dirección de Protección Ambiental de la PNA del proyecto “Seguridad ambiental y monitoreo dinámico: hacia la protección de puertos marinos argentinos ante las invasiones biológicas”, aprobado por Resolución IUSM, RTR N° 07/19, el cual habilita el uso de la información necesaria para el desarrollo de este capítulo.

Para los puertos BB, QQ, SAE y PM que estuvieron involucrados en el piloto de la ENEEI (<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/biodiversidad/exoticas-invasoras/proyecto/areas-marinas>), la información fue proporcionada de forma compartimentada en dos extractos de acuerdo al tipo de barco que ingresaba al puerto: uno correspondiente al movimiento de embarcaciones destinadas a la pesca y otras actividades y otro correspondiente al movimiento de buques comerciales. Para los cuatro puertos restantes (MDP, CR, PD y USH), se contó con un solo extracto de la base de datos original; correspondiente a los arribos de todos los tipos de embarcaciones. Estas diferencias en el formato en que se obtuvo la información requirieron homogeneizar la estructura y ordenamiento de los datos para todos los puertos. Cada registro consistió en fecha y hora de arribo, datos del buque (número de matrícula y/o número de OMI, nombre del buque, tipo y bandera), origen y destino. En la mayoría de los casos, la celda destino contenía el nombre de puerto de interés. Cabe mencionar que la base de datos utilizada registraba solo las entradas a puerto, por lo que los datos de fecha y hora de partidas de los buques no estuvieron disponibles. En algunos casos, en lugar del nombre de un puerto el registro hizo referencia a una boya, una terminal, rada (zona de espera), fondeadero, una plataforma *offshore* o un club náutico.

De acuerdo con el objetivo planteado, el procesamiento de los datos involucró los siguientes pasos:

### *1) Estructuración*

Para dar ordenamiento a las celdas, la información correspondiente a fecha y hora de arribo y número de OMI se extrajo utilizando filtros y funciones básicas. Para las entradas de los buques a los puertos comprendidos en la ENEEI, se unificó la información fragmentada. De esta forma, toda la información correspondiente a cada puerto estaba disponible para facilitar los análisis.

### *2) Eliminación de dobles entradas, errores y datos no pertinentes*

La base de datos fue revisada en busca de posibles errores, como duplicaciones, errores ortográficos en los nombres de los puertos y/o países, combinaciones de idiomas, combinaciones de mayúsculas y minúsculas, incoherencias entre el nombre de un puerto y el país en el que se encuentra o faltas de información. Para unificar toda información se utilizaron combinaciones de filtros y funciones básicas de Excel o R. Sin

embargo, debido a la complejidad de los distintos tipos de errores, gran parte de la revisión y corrección se realizó manualmente. Utilizando el número de OMI, fecha y hora de entrada se identificaron las dobles entradas y se eliminaron de la base de datos. En los casos en que el número de OMI no estaba disponible, se utilizó el nombre de la embarcación y el tipo, para rastrearlo en la base de datos de los puertos restantes, o utilizando la aplicación *Marine Traffic* (<https://www.marinetraffic.com>) en su versión libre. En algunos casos las entradas duplicadas eran copia exacta pero en otros, la entrada del buque había sido cargada en distintos horarios lo que incluso involucraba un cambio de día para las entradas de madrugada. Se creó un código para comparar las celdas que contenían la fecha y la hora de arribo de cada buque utilizando el programa de libre acceso R (Desarrollo R Core Team 2020).

Los registros de arribos cuyo puerto de origen y de destino eran coincidentes, como el que se observa con frecuencia en embarcaciones recreativas y de pesca artesanal, no fueron tenidos en cuenta ya que ese tipo de movimiento portuario no fue de interés para el objetivo planteado. Lo mismo ocurrió con los datos de toda aquella embarcación que tuvieron como origen algún puerto, terminal o plataforma internacional. Las celdas usualmente contenían el nombre del puerto y del país, pero en varios casos simplemente el nombre del puerto, terminal o plataforma. Para estos últimos fue necesario confirmar la localización y para ello se utilizó la base de datos *World Port Index* (WPI, 2017) que posee una lista exhaustiva de puertos marinos, estuarinos, fluviales e instalaciones petroleras de todo el mundo para los que se provee la ubicación geográfica y otras características. Además, se utilizó información disponible en los sitios *web* de la agencia Antares Servicios Marítimos S.A. (ANTARES, puertos), de la Prefectura Naval Argentina (PNA, registros) y la Administración Federal de Ingresos Públicos (AFIP, lugares operativos) para identificar boyas, terminales y clubes náuticos nacionales. La georreferenciación se realizó utilizando el *Software* libre QGIS.

### 3) Clasificación de embarcaciones

A cada embarcación se le asignó una única de las siguientes tres categorías: **comercial, no comercial o pesquero**. A su vez, los buques comerciales y no comerciales fueron clasificados según su tipo (Box 1). La categorización empleada es una simplificación de la utilizada por Hewitt et al. (2009).

Los buques clasificados como **comerciales** incluyeron buques mercantes subcategorizados según su tipo en cargueros (graneleros y cargueros en general), tanques, portacontenedores y cruceros. En esta categoría también se incluyeron las embarcaciones asociadas al transporte de petróleo y sus derivados. Los buques **no comerciales** incluían una gran variedad de tipos, como remolcadores, dragueros, buques de oceanográficos o de investigación científica, de patrullaje y entrenamiento y, principalmente, recreativos (lanchas, gomones y veleros). La categoría **pesqueros** incluyó a toda embarcación destinada a la captura de recursos marinos vivos, desde embarcaciones de pesca artesanal a embarcaciones de gran porte como arrastreros (todos los tipos), poteros, fresqueros y buques factoría.

Box 1: Descripción de los tipos de barcos mencionados en este capítulo.

**Carguero:** buque comercial de gran tamaño que almacena y transporta cualquier tipo de carga o materiales (e.g. cereales, minerales, cemento, productos forestales). A menudo este tipo de buques están equipados con grúas para la carga y descarga. En inglés “bulk carrier” o “cargo ship”.

**Porta contenedores:** buque comercial diseñado para el almacenamiento y transporte de contenedores de carga, los cuales en general se apilan unos arriba de otros y son contenidos por estructuras verticales laterales. En inglés “container ship” o “fully celular ship”.

**Tanque:** buque comercial diseñado para almacenamiento y transporte de cargas líquidas como combustibles (gasoil, nafta), productos químicos y aceites vegetales. Algunos están especialmente diseñados para el transporte de gas natural licuado (LNG por sus siglas en inglés). En inglés “tanker ship”.

**Crucero:** buque comercial destinado al transporte de personas principalmente para fines turísticos.

**Soporte:** buques comerciales destinados a tareas variadas de asistencia a otras embarcaciones comerciales, en general asociadas a la producción de petróleo. Por ejemplo, reabastecimiento de combustible, alimentos y otros suministros desde la costa hacia donde esté operando la embarcación. En inglés “support”.

**Remolcador:** buque no comercial que colabora con las maniobras de otras embarcaciones, remolcándolos o empujándolos. Son frecuentemente utilizados para guiar embarcaciones en canales de navegación estrechos o durante el ingreso y egreso a puerto. En inglés se los conoce como “tug”.

**Draguero:** buque no comercial destinado al transporte de una draga que se utiliza para excavar material debajo del agua y subirlo hasta la superficie. En inglés “dredge”.

**Patrullero:** buque no comercial especializado para realizar misiones de defensa de la autoridad marítima o guardia costera (guardacosta). En inglés “patrol ship”.

**Recreativo:** embarcaciones medianas y pequeñas (hasta 25 m de eslora) destinadas al uso recreativo. Incluye lanchas, yates, gomones, veleros a motor y/o vela.

**Científico, de investigación:** embarcaciones destinadas a actividades científicas y equipadas para tal fin, por ejemplo, buques oceanográficos. En inglés “Research vessel”.

**Pesquero:** embarcaciones destinadas a la captura de recursos marinos vivos. Incluye embarcaciones de pesca artesanal y barcos de gran porte como arrastreros, fresqueros y factorías. En inglés “fishing vessels”.



## Análisis de datos

Para cada uno de los ocho puertos seleccionados, se contabilizó el número de entradas de buques (como indicador de la presión de los propágulos, Hewitt et al., 2011; Hewitt, 2018) provenientes de puertos argentinos durante el periodo 2013-2017. Se clasificó el número de entradas de acuerdo a la categoría de buque y el tipo. Debido a que el objetivo se centra en el movimiento entre los principales puertos marinos-estuarinos, las entradas de todos los puertos y terminales argentinas de agua dulce situadas en los ríos Paraná y Río de La Plata y sus efluentes fueron agrupadas. El puerto de La Plata, el más externo de todos ellos, también se ubica dentro de la zona ocupada mayormente por agua dulce. Dicho puerto está situado río arriba de la Barra del Indio, un banco sumergido que cruza el río entre Punta Piedras y Montevideo y que implica un grado de discontinuidad con el agua salobre (Mianzan et al., 2001). De igual manera que se hizo con los puertos de agua dulce, los puertos marinos de menor tamaño también fueron agrupados. Entre los ocho puertos seleccionados, QQ y BB son los únicos puertos considerados estuarinos (dos Santos y Fiori, 2010; Albano, 2012). Sin embargo, es importante mencionar que fueron analizados como un solo conjunto y no se diferenció entre entradas provenientes de puertos marinos o estuarinos ya que estos últimos comparten las comunidades de especies marinas con puertos marinos (Valentinuzzi de Santos, 1971; Albano, 2012).

## RESULTADOS

A partir del ordenamiento y análisis de los datos registrados por PNA en cada uno de los ocho puertos marinos-estuarinos en estudio, se determinó el número de entradas de origen nacional por puerto durante el período 2013-2017 de acuerdo a la categoría del barco (Figura 3.2). Durante el periodo de cuatro años, CR fue el puerto que más entradas de barcos tuvo (11882), seguido de BB (2699) y MDP (1082). En el extremo opuesto, el número de entradas nacionales registradas en SAE fue muy inferior en comparación al resto de los puertos (65). Con excepción de QQ, BB y USH, donde los barcos comerciales fueron los más importantes en número de entradas, los barcos pesqueros representaron más del 50% del total de entradas nacionales en cada puerto. Particularmente, en CR las entradas de pesqueros correspondieron al 88% del total y para SAE la totalidad de sus entradas registradas. USH fue el puerto con más entradas de barcos no comerciales.

En MDP, QQ, USH y BB los buques comerciales tuvieron como principal origen puertos de agua dulce (Figura 3.3). Teniendo en cuenta los puertos de origen marino-estuarino, MDP recibió un 5% de barcos comerciales provenientes de SAE. En QQ las entradas desde BB fueron del 18%, mientras que para BB un porcentaje similar ingresó desde puertos marinos más pequeños como Caleta Cordova, Caleta Olivia y Caleta Paula. Para los puertos restantes, los orígenes fueron más variados. En PM; el 50% de las entradas de buques comerciales fueron desde PD y un 9% ingresaron desde USH. Particularmente, CR recibió barcos comerciales principalmente de puertos marinos de menor tamaño (49%) como Caleta Cordova, Caleta Olivia, Caleta Paula y Punta Loyola y, además, un cuarto de las entradas ingresó desde BB. En el caso de PD, los barcos ingresaron desde todos los demás puertos y en similares proporciones, con excepción de QQ desde el cual no se registraron entradas. En USH, el puerto marino-estuarino de origen con mayor número de entradas fue PM. El puerto de SAE no registró ninguna entrada de barcos comerciales de origen nacional durante el periodo 2013-2017, ya que se trata de un puerto que recibe barcos comerciales únicamente de origen internacional.

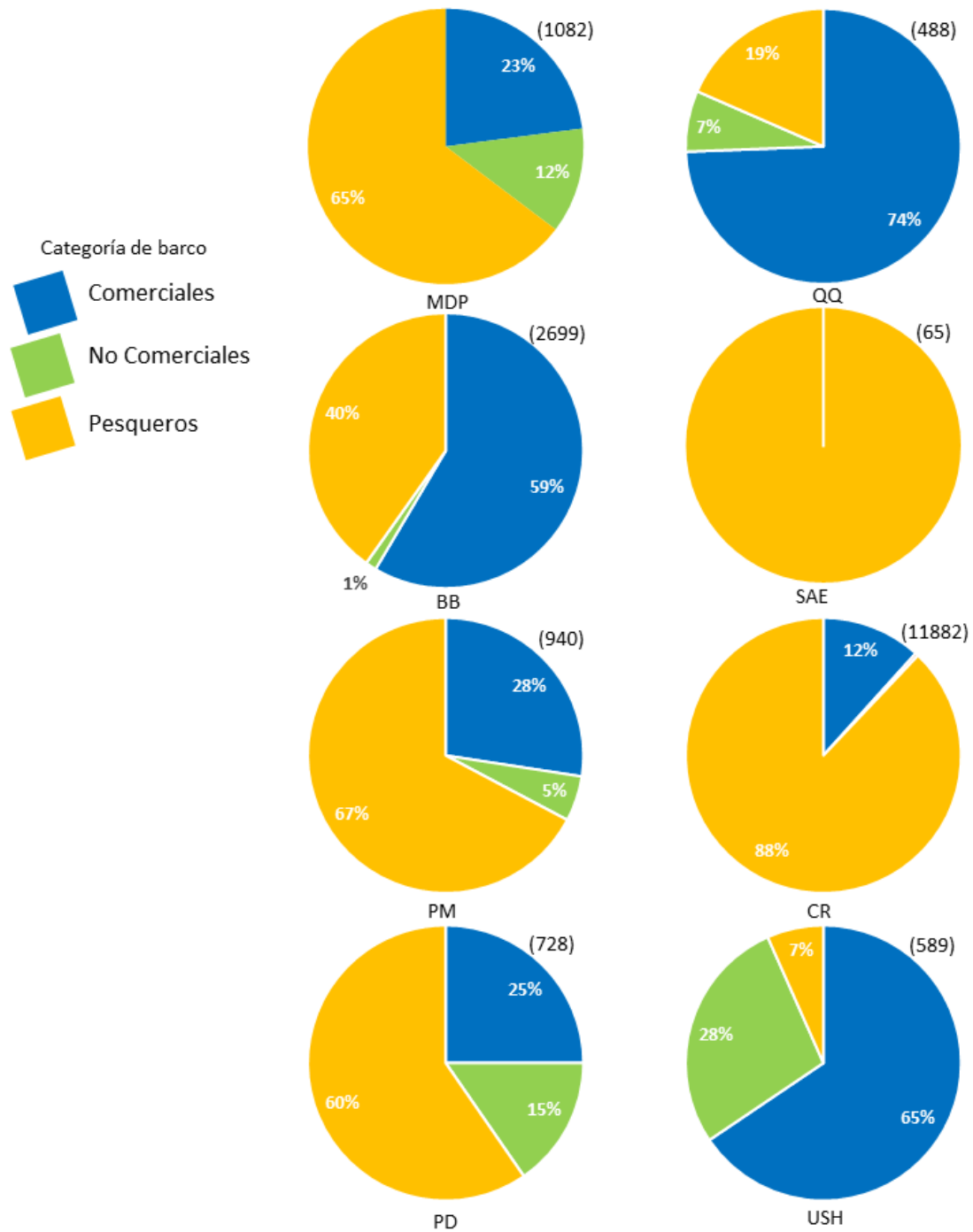


Figura 3.2: Porcentaje de las entradas de origen nacional registradas durante el período 2013-2017 por categoría de barco (comerciales, no comerciales y pesqueros) para cada uno de los principales puertos marinos y estuarinos de Argentina (MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, CR: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia). Entre paréntesis se indica el número de entradas total.

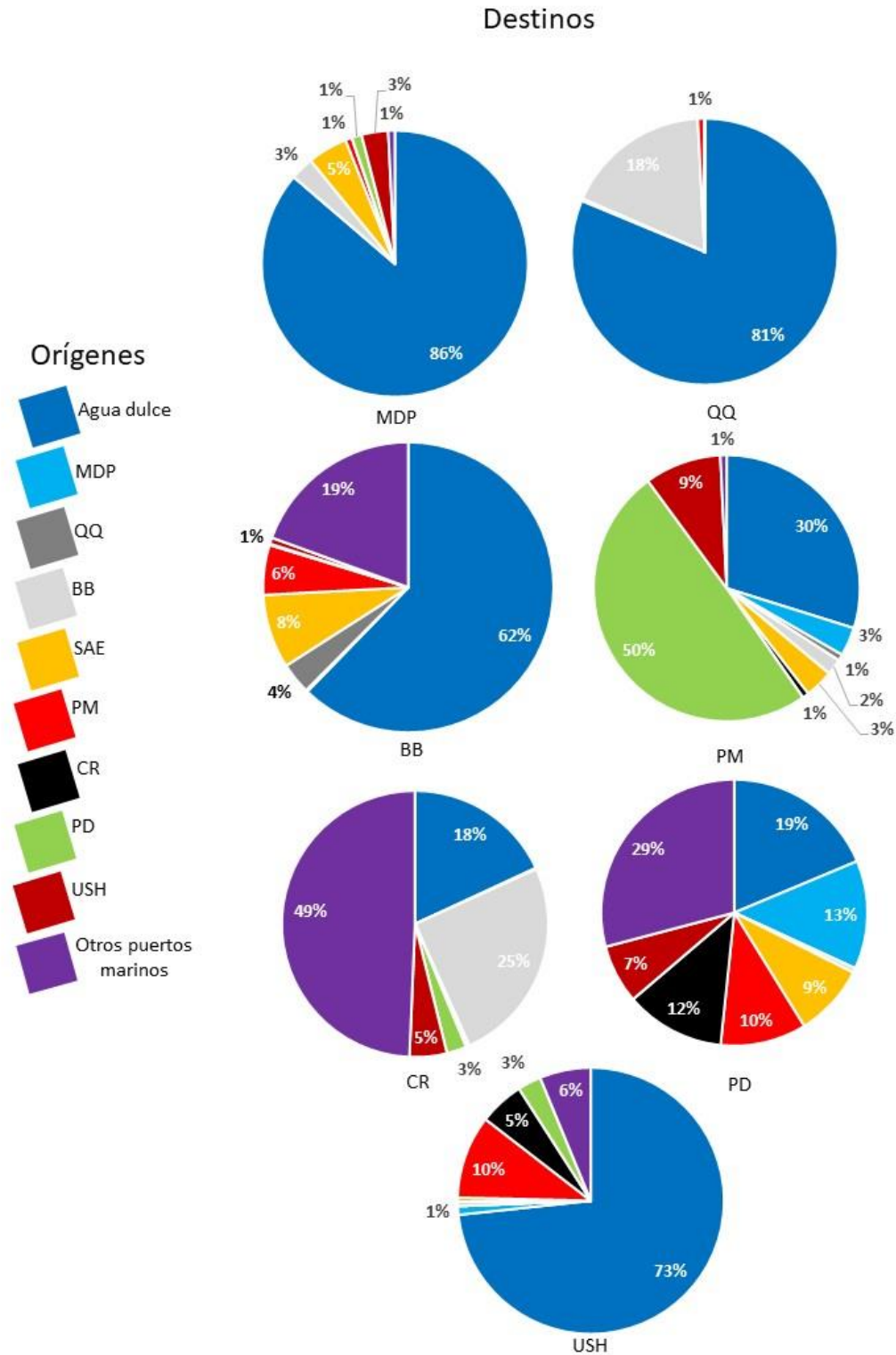


Figura 3.3: Porcentaje de entradas nacionales de barcos comerciales registradas para cada uno de los puertos en estudio durante el período 2013-2017 por puerto de origen: MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, COM: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia. Agua dulce: incluye puertos y terminales emplazadas en ríos de la Cuenca del Plata. Otros puertos marinos: incluye puertos marinos de menor tamaño distribuidos a lo largo de toda la costa.

En relación a las entradas de buques no comerciales, MDP recibió más barcos desde puertos de agua dulce (57%) (Figura 3.4). En el resto de los puertos predominaron las entradas desde puertos marinos-estuarinos. QQ y PM recibieron un gran porcentaje (66% y 58%, respectivamente) de barcos no comerciales provenientes de MDP. En PD fueron importantes las entradas desde puertos marinos de menor tamaño (55 %) y desde PM (18 %). El porcentaje de entradas de barcos no comerciales provenientes desde MDP también fue relevante (21%). Casi el 40% de los barcos no comerciales que ingresaron a USH tuvieron como origen a PD. En SAE no se registró el ingreso de embarcaciones no comerciales durante el periodo en estudio.

En cuanto a la categoría pesqueros, en QQ y SAE el puerto de origen más importante fue MDP (Figura 3.5). En MDP, el origen de los pesqueros fue variado, siendo PM (27%) y otros puertos marinos de menor tamaño (29%) los de mayor porcentaje. En general, los puertos marinos de menor tamaño fueron muy relevantes como origen para esta categoría (Figura 3.5). Por ejemplo, en CR, el 96% de las entradas de pesqueros tuvieron como origen alguno de estos puertos, principalmente Bahía Camarones y Caleta Cordova. En el caso de BB, representaron el 48% de las entradas, principalmente provenientes desde Rawson. PM también recibió barcos de puertos marinos de menor tamaño (23%), como Caleta Paula y Bahía Camarones, y de MDP (24%), pero la mayoría de las entradas tuvieron como origen a PD (30%). En el caso de PD, los orígenes de los barcos más representados fueron PM (37%) y BB (22%).

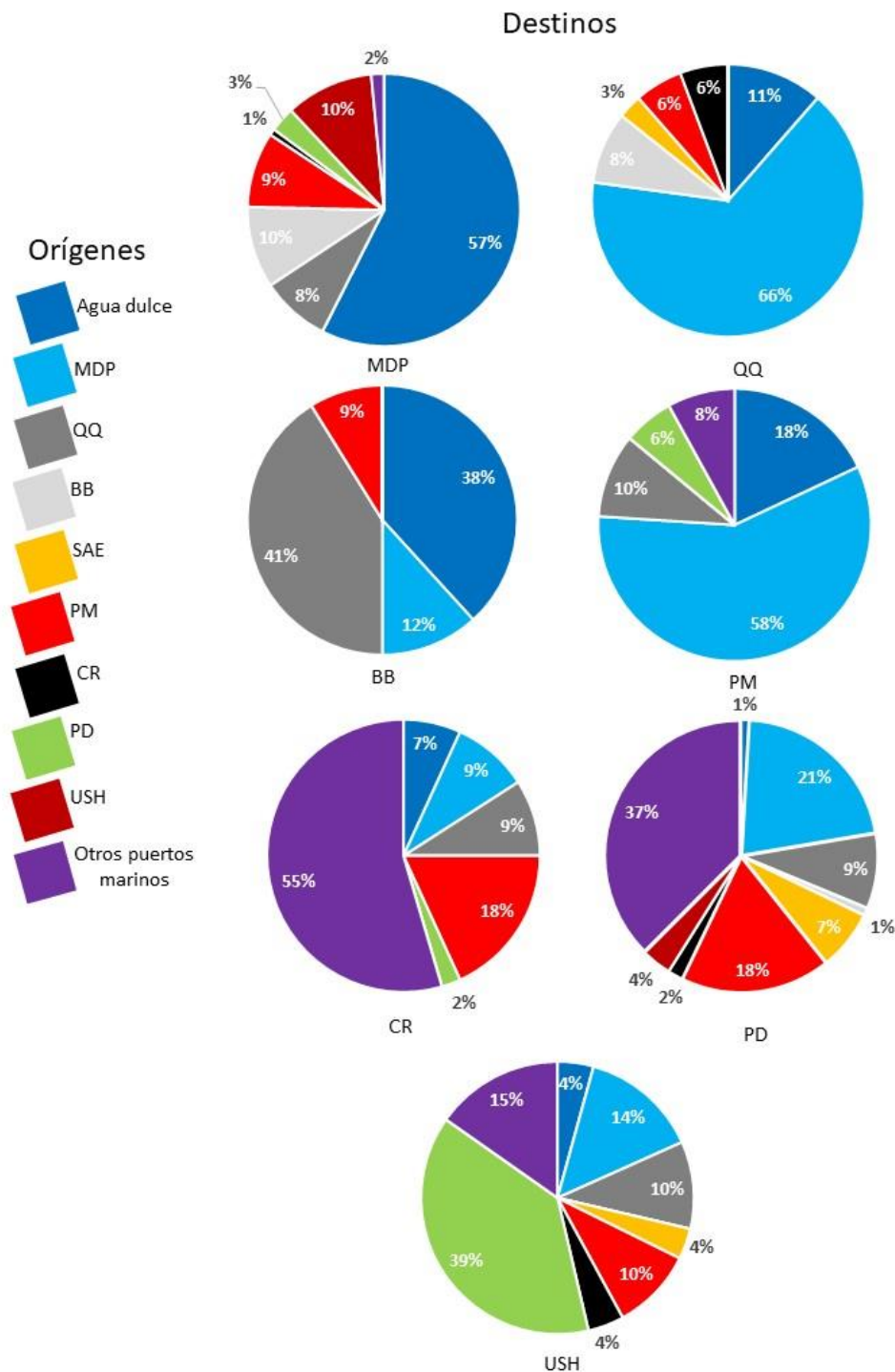


Figura 3.4: Porcentaje de entradas nacionales de barcos no comerciales registradas para cada uno de los puertos en estudio durante el período 2013-2017 por puerto de origen: Agua dulce: incluye puertos y terminales emplazadas en ríos de la Cuenca del Plata, MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, COM: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia. Otros puertos marinos: incluye puertos marinos de menor tamaño distribidos a lo largo de toda la costa.

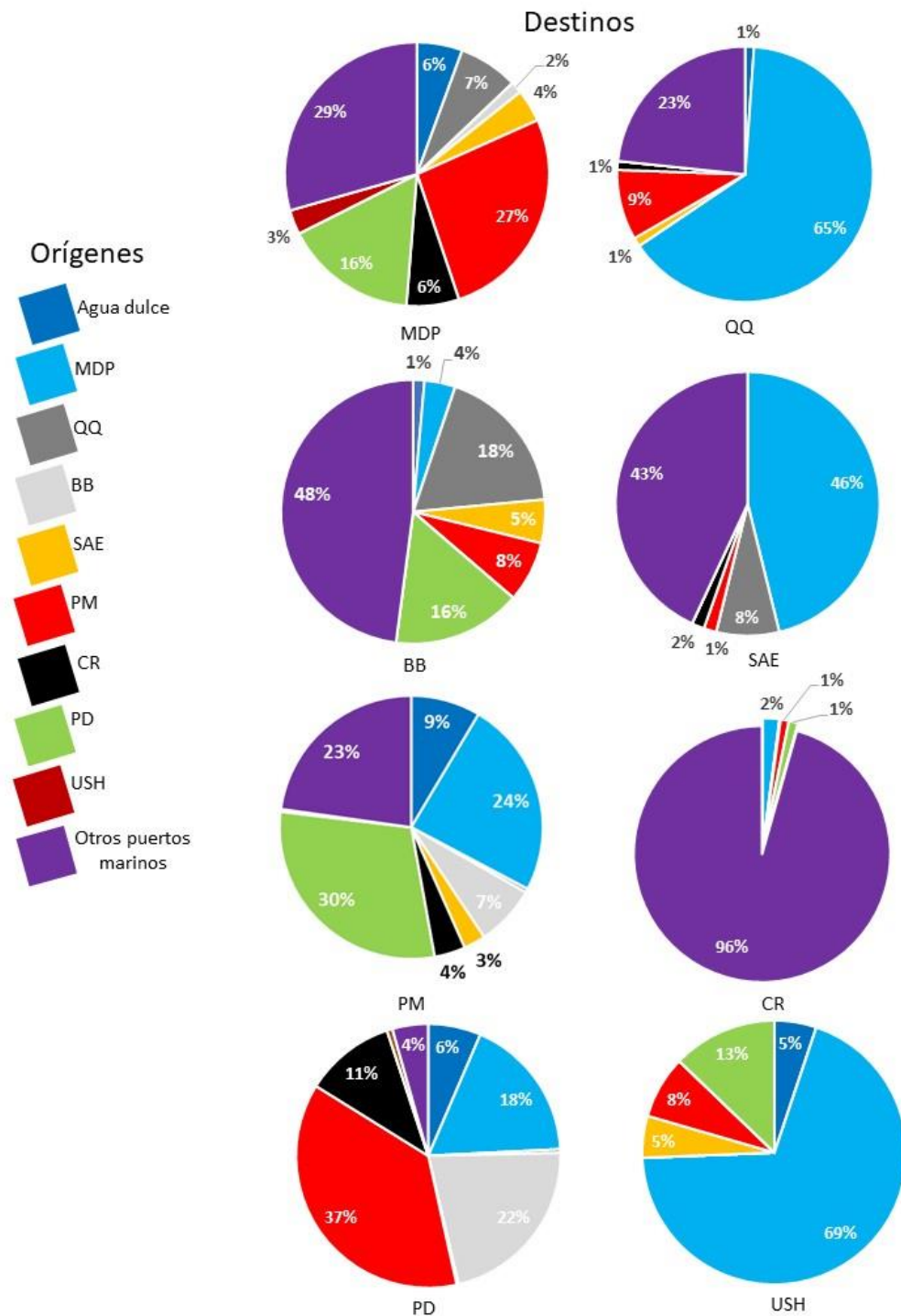


Figura 3.5: Porcentaje de entradas nacionales de barcos pesqueros registradas para cada uno de los puertos en estudio durante el período 2013-2017 por puerto de origen: Agua dulce: incluye puertos y terminales emplazadas en ríos de la Cuenca del Plata, MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, COM: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia. Otros puertos marinos: incluye puertos marinos de menor tamaño del litoral marítimo nacional.

Las entradas de barcos de las categorías comerciales y no comerciales de cada puerto a su vez fueron discriminadas según el tipo de barco. En MDP, los barcos comerciales provenientes de puertos de agua dulce fueron principalmente tanques (86%), mientras que los que ingresaron de SAE fueron cargueros (58%) y portacontenedores (42%). En QQ, tanto los provenientes de puertos de agua dulce como los que ingresaron de BB fueron principalmente cargueros y tanques. Los comerciales que ingresaron a BB desde puertos de agua dulce fueron, en similares proporciones, cargueros (46%) y tanques (48%). Los buques que ingresaron desde SAE fueron casi en su totalidad de tipo soporte mientras los barcos que ingresaron desde otros puertos marinos de menor tamaño fueron tanques (Tabla 3.1). En PM, los barcos que tuvieron como origen PD fueron mayormente portacontenedores (93%) mientras que más de la mitad de los barcos que entraron desde puertos de agua dulce fueron cargueros, con varias entradas de cruceros (18%). Entre los provenientes de USH, el 58% fueron porta contenedores y el 37% cruceros. En CR, independientemente del origen, los tanques fueron el tipo de barco predominante. En el caso de PD, los orígenes de los barcos comerciales fueron muy diversos y de la misma forma los tipos de barco. De los tres principales orígenes, los barcos que ingresaron desde otros puertos marinos de menor tamaño fueron principalmente de tipo soporte, mientras que los que arribaron desde puertos de agua dulce fueron casi en su totalidad tanques y los de MDP porta contenedores (96%, Tabla 3.1). Por último, para USH los barcos que ingresaron desde puertos de agua dulce fueron principalmente porta contenedores y tanques (62% y 30%, respectivamente), mientras que los que entraron desde PM fueron exclusivamente cruceros (Tabla 3.1).

Los barcos no comerciales que ingresaron a MDP provenientes de puertos de agua dulce fueron principalmente del tipo recreativos (73%) y remolcadores (17%). Entre los provenientes de puertos marinos-estuarinos, los que ingresaron desde USH fueron únicamente recreativos, los de BB en su mayoría remolcadores (85%) y los de PM principalmente patrulleros (83%). Para PD, de manera similar a lo que sucede con los barcos comerciales, los orígenes fueron muy diversos. Entre los tres principales, los puertos marinos de menor tamaño fueron el origen con más entradas, siendo los barcos principalmente de tipo remolcador (76%). Los barcos con origen en MDP fueron principalmente recreativos (87%) mientras que los de PM todos de tipo recreativo. Para USH, los barcos no comerciales que ingresaron desde PD y MDP fueron principalmente



recreativos, mientras que los remolcadores fueron el tipo más frecuente (68%) entre los barcos que ingresaron desde otros puertos marinos de menor tamaño.

Tabla 3.1: Porcentaje de barcos comerciales según tipo y origen que ingresaron a cada uno de los puertos en estudio durante el periodo 2013-2017. MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, CR: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia. Otros puertos marinos: incluye puertos marinos de menor tamaño del litoral marítimo nacional.

Origen	Tipo	Destino							
		MDP	QQ	BB	SAE	PM	CR	PD	USH
Agua dulce	CARGUEROS	7,9	71,5	46,3	0	68,9	0,8	0	2,8
	PORTA CONTENEDORES	2,8	0	0,2	0	0	10,1	2,9	62,2
	CRUCEROS	0,5	0	0,1	0	18,2	0	0	4,6
	SOPORTE	2,3	6,1	4,9	0	0	0,4	0	0
	TANQUES	86,5	22,4	48,5	0	12,9	88,7	97,1	30,4
MDP	CARGUEROS		100	100	0	44,5	0	4,2	50
	PORTA CONTENEDORES		0	0	0	44,5	0	95,8	0
	CRUCEROS		0	0	0	11	0	0	25
	SOPORTE		0	0	0	0	50	0	25
	TANQUES		0	0	0	0	50	0	0
QQ	CARGUEROS	0		76,4	0	0	0	0	0
	PORTA CONTENEDORES	0		0	0	0	0	0	0
	CRUCEROS	0		0	0	0	0	0	0
	SOPORTE	0		0	0	0	0	0	0
	TANQUES	0		23,6	0	100	0	0	0
BB	CARGUEROS	71,4	57,8		0	0	0	0	0
	PORTA CONTENEDORES	0	0		0	0	0	100	100
	CRUCEROS	0	0		0	20	0	0	0
	SOPORTE	14,3	0		0	0	0	0	0
	TANQUES	14,3	42,2		0	80	100	0	0
SAE	CARGUEROS	58,3	0	1,5		22,2	0	6,2	50
	PORTA CONTENEDORES	41,7	0	0,8		77,8	25	37,5	0
	CRUCEROS	0	0	0		0	0	0	0
	SOPORTE	0	0	97,7		0	0	18,8	0
	TANQUES	0	0	0		0	75	37,5	50
PM	CARGUEROS	50	66,7	27,3	0		0	21,1	0
	PORTA CONTENEDORES	50	33,3	67,1	0		0	57,9	0
	CRUCEROS	0	0	0	0		0	21	100
	SOPORTE	0	0	0	0		0	0	0
	TANQUES	0	0	5,6	0		100	0	0
CR	CARGUEROS	0	0	0	0	0		0	0
	PORTA CONTENEDORES	0	0	0	0	0		0	0
	CRUCEROS	0	0	0	0	0		0	0
	SOPORTE	0	0	0	0	0		4,5	0
	TANQUES	0	0	100	0	100		95,5	100
PD	CARGUEROS	33,3	0	0	0	6,3	0		18,2
	PORTA CONTENEDORES	33,3	0	0	0	93,7	0		0
	CRUCEROS	33,3	0	0	0	0	0		0
	SOPORTE	0	0	0	0	0	0		9,1
	TANQUES	0	0	0	0	0	100		72,7
USH	CARGUEROS	12,5	0	0	0	0	1,6	7,7	
	PORTA CONTENEDORES	0	0	54,5	0	58,3	0	7,7	
	CRUCEROS	75	0	18,2	0	37,5	0	0	
	SOPORTE	0	0	0	0	0	0	7,7	
	TANQUES	12,5	0	27,3	0	4,2	98,4	76,9	
Otros puertos marinos	CARGUEROS	0	0	0,3	0	0	0,1	0	0
	PORTA CONTENEDORES	0	0	0	0	0	0	3,8	0
	CRUCEROS	0	0	0	0	0	0	1,9	0
	SOPORTE	100	0	0,3	0	0	11,2	92,4	95,8
	TANQUES	0	0	99,4	0	100	88,7	1,9	4,2

Tabla 3.2: Porcentaje de barcos no comerciales según tipo y origen que ingresaron a cada uno de los puertos en estudio durante el periodo 2013-2017. MDP: Mar del Plata, QQ: Quequén, BB: Bahía Blanca, SAE: San Antonio Este/Oeste, PM: Puerto Madryn, CR: Comodoro Rivadavia, PD: Puerto Deseado, USH: Ushuaia. Otros puertos marinos: incluye puertos marinos de menor tamaño del litoral marítimo nacional.

Origen	Tipo	Destino							
		MDP	QQ	BB	SAE	PM	CR	PD	USH
Agua dulce	DRAGUERO	7,8	25	92,3	0	0	33,3	0	0
	PATRULLERO	2,6	0	0	0	11,1	0	0	14,2
	RECREATIVO	72,7	0	7,7	0	66,7	33,3	100	42,9
	INVESTIGACION	0	0	0	0	22,2	0	0	0
	REMOLCADOR	16,9	75	0	0	0	33,3	0	42,9
MDP	DRAGUERO		0	0	0	0	0	0	0
	PATRULLERO		0	0	0	0	0	0	4,3
	RECREATIVO		0	50	0	100	100	87,5	95,7
	INVESTIGACION		100	0	0	0	0	8,3	0
	REMOLCADOR		0	50	0	0	0	4,2	0
QQ	DRAGUERO	9,1		0	0	0	0	0	0
	PATRULLERO	0		0	0	0	0	0	0
	RECREATIVO	72,7		100	0	100	100	100	100
	INVESTIGACION	0		0	0	0	0	0	0
	REMOLCADOR	18,2		0	0	0	0	0	0
BB	DRAGUERO	0	0		0	0	0	0	0
	PATRULLERO	0	0		0	0	0	0	0
	RECREATIVO	15,4	0		0	0	0	0	0
	INVESTIGACION	0	0		0	0	0	0	0
	REMOLCADOR	84,6	100		0	0	0	100	0
SAE	DRAGUERO	0	0	0		0	0	0	0
	PATRULLERO	0	100	0		0	0	0	33,3
	RECREATIVO	0	0	0		0	0	0	66,7
	INVESTIGACION	0	0	0		0	0	100	0
	REMOLCADOR	0	0	0		0	0	0	0
PM	DRAGUERO	0	0	0	0		0	0	0
	PATRULLERO	83,3	100	0	0		0	0	0
	RECREATIVO	16,7	0	66,7	0		100	100	100
	INVESTIGACION	0	0	0	0		0	0	0
	REMOLCADOR	0	0	33,3	0		0	0	0
CR	DRAGUERO	0	0	0	0	0		0	0
	PATRULLERO	0	0	0	0	0		0	0
	RECREATIVO	0	0	0	0	0		0	100
	INVESTIGACION	100	0	0	0	0		100	0
	REMOLCADOR	0	100	0	0	0		0	0
PD	DRAGUERO	0	0	0	0	0	0		0
	PATRULLERO	0	0	0	0	0	0		0
	RECREATIVO	0	0	100	0	100	100		100
	INVESTIGACION	100	0	0	0	0	0		0
	REMOLCADOR	0	0	0	0	0	0		0
USH	DRAGUERO	0	0	0	0	0	0	0	
	PATRULLERO	0	0	0	0	0	0	0	
	RECREATIVO	100	0	0	0	0	0	100	
	INVESTIGACION	0	0	0	0	0	0	0	
	REMOLCADOR	0	0	0	0	0	0	0	
Otros puertos marinos	DRAGUERO	0	0	0	0	0	0	4,8	0
	PATRULLERO	50	0	0	0	0	0	0	8
	RECREATIVO	50	0	0	0	100	95,8	16,7	20
	INVESTIGACION	0	0	0	0	0	0	0	4
	REMOLCADOR	0	0	0	0	0	4,2	78,5	68

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este Capítulo proporcionan información relevante sobre las conexiones directas entre los principales puertos marinos-estuarinos de Argentina. Conocer estas conexiones contribuye a entender los patrones de distribución de las especies exóticas presentes en puertos y áreas portuarias. Con excepción de los puertos QQ, BB y USH, donde el mayor número de entradas correspondieron a la categoría comerciales, los barcos pesqueros representaron más del 50% de las entradas en cada puerto, e incluso un porcentaje mucho más alto se observó para CR. Los puertos de agua dulce emplazados en ríos de la Cuenca del Plata fueron el origen nacional más común para los barcos comerciales mientras que los puertos marinos de menor tamaño lo fueron para los pesqueros. USH fue el puerto que más entradas registró de barcos no comerciales, pero estos también fueron relativamente importantes para MDP y PD. Esta categoría estuvo protagonizada por embarcaciones recreativas. En SAE se registraron muy pocas entradas nacionales y los resultados sugieren que independientemente de la categoría, es un puerto muy poco conectado con el resto de los puertos marinos-estuarinos.

El sistema de puertos de la República Argentina está organizado en dos grandes grupos, uno de puertos y terminales fluviales ubicados desde el río Paraná hacia el Río de La Plata (Cuenca del Plata) y otro, compuesto por puertos distribuidos a lo largo de 5000 km de litoral marítimo. El complejo portuario ubicado en el frente fluvial constituye la vía principal para la exportación de cereales, aceites, combustibles, hidrocarburos, minerales y productos químicos y petroquímicos (Boltovskoy, 2008; Abelando et al., 2020). Los puertos de agua dulce son el origen nacional más frecuente de los barcos comerciales que ingresaron a los puertos marinos más importantes del país entre 2013-2017. QQ, BB y USH fueron los que más entradas de barcos comerciales recibieron. QQ es un puerto dedicado principalmente a la exportación de soja, trigo, maíz y aceites vegetales, lo que explica que cargueros y tanques sean los tipos de barcos predominantes. Estos tipos de embarcación también predominaron en BB, sin embargo, este es un puerto principalmente dedicado a la industria petroquímica. En cambio, los buques que ingresaron a USH fueron principalmente portacontenedores y están asociados a la industria de artículos electrónicos que allí se desarrolla. Todos los barcos comerciales provenientes de puertos de agua dulce tuvieron que atravesar por un cambio en las condiciones ambientales, experimentando un aumento abrupto de la salinidad a

partir del cruce de la Barra del Indio en el Río de la Plata (Santoro et al., 2013). En este sentido es probable que los organismos incrustantes se desprendan o sean incapaces de sobrevivir, por lo que el riesgo de estos buques para transportar especies hacia puertos marinos podría ser bajo debido a estas diferencias ambientales entre el puerto de origen y de destino (de Castro et al., 2018).

Los barcos pesqueros tienen el potencial para ser el vector más importante para la dispersión secundaria de especies exóticas marinas en Argentina. Para cinco de los ocho puertos, los pesqueros representaron el porcentaje más alto de las entradas registradas. Particularmente, CR recibió 10449 pesqueros, tres órdenes de magnitud más que cualquier otro puerto, mostrando que fue el puerto marino más activo entre 2013 y 2017. CR está emplazado en el Golfo San Jorge, un área productiva muy importante para la pesca comercial de langostino argentino (*Pleoticus muelleri*) y merluza argentina (*Merluccius hubbsi*) (Yorio et al., 2021), por lo que este puerto tiene un rol central para la actividad. En general, pocos estudios han abordado la importancia de los barcos pesqueros como vectores de especies exóticas. En Nueva Zelanda, muestreos realizados en cascos de pesqueros realizados mostraron que el 54% de las especies identificadas eran exóticas incluyendo cangrejos, dientes de perro, ascidias solitarias, briozoos, bivalvos y algas (MAFBNZ, 2010). Además, los barcos pesqueros son un posible vector para el 74% de las especies exóticas ya establecidas en California (Davidson et al., 2012). Por otro lado, características de estas embarcaciones como el tiempo prolongado de permanencia en puerto o que poseen gran superficie sumergida de áreas complejas (áreas nicho), aumentan el riesgo de ser colonizadas por *biofouling* y, por lo tanto, ser potencial fuente de dispersión de especies exóticas (Davidson et al., 2012; Moser et al., 2017). Los datos sugieren que los puertos marinos de menor tamaño son un origen relevante para los pesqueros en todos los puertos. Si bien estos no fueron abordados en el análisis, los resultados sugieren que estos pequeños puertos cumplen un rol muy importante en la red de tráfico marítimo nacional y deberían ser incluido en futuros análisis y monitoreados en búsqueda de especies exóticas.

Si bien MDP es el puerto de residencia de una parte importante del sector industrial pesquero del país (De La Garza et al., 2017), gran parte de la flota entra y sale, pero no realiza viajes que conecten puertos entre sí. Sin embargo, MDP fue puerto de origen relevante de los pesqueros que ingresaron a PM. Trabajos recientes sugieren que esta conectividad entre puertos ha permitido el establecimiento de especies exóticas

en PM que fueron primero detectadas en MDP. Como el caso de los briozoos *Bugula neritina*, *Bugula flabellata* y *Cryptosula pallasiana*, el hidrozoo *Sertularella mediterranea* y el isópodo *Sphaeroma serratum* (Fabricius, 1787) (Lichtschein de Bastida y Bastida, 1980; Genzano, 1990; Orensanz et al., 2002; Castro et al., 2020). Más aun, un análisis de conectividad regional entre PM y MDP mostró que estos puertos estuvieron conectados principalmente por barcos pesqueros y recreativos y que el escenario más probable de introducción de la ascidia invasora *Styela plicata*, presente únicamente en MDP desde 2007 y detectada en PM en 2019, fue a través de dispersión secundaria desde MDP (Castro et al., 2021; ver Capítulo IV). Además, MDP recibe pesqueros de una gran diversidad de puertos, principalmente desde puertos marinos más pequeños como Bahía Camarones y Rawson pero también desde PM y PD. La reciente detección de la ostra invasora *Crassostrea gigas* en PM (Schwindt et al., 2019), aumenta la probabilidad de que esta especie llegue a MDP, y dada su conectividad con PD, el segundo puerto más invadido de Patagonia (Schwindt et al., 2014), podría agravarse la situación de MDP en cuanto a la riqueza de especies exóticas. La presencia del *U. pinnatifida* en MDP (Meretta et al., 2012) también podría deberse a la conectividad con PM. Esto, sumado a que contiene a la marina de embarcaciones recreativas más grande del país (Albano, 2012; Rumbold et al., 2020b), podría explicar por qué, a pesar de no poseer un importante tráfico internacional, es el puerto marino de la costa bonaerense con mayor riqueza de especies exóticas y criptogénicas (Schwindt et al., 2020), y es considerado como un *hot spot* para las especies marinas invasoras (Schwindt et al., 2014; Castro, et al., 2018).

El tráfico regional de embarcaciones no comerciales en Argentina durante 2013-2017 estuvo protagonizado por embarcaciones recreativas. Si bien no hay ningún estudio sistemático a lo largo de toda la costa para evaluar la importancia de las embarcaciones recreativas en la distribución de especies exóticas marinas, hay estudios que implican directamente a estas embarcaciones con el transporte de estas especies en Argentina (Castro et al., 2020; ver Capítulo IV) y en todo el mundo (e.g. Ashton et al., 2014; Kelly et al., 2013; Zabin et al., 2014; Ferrario et al., 2017; Cole et al., 2019). Las embarcaciones recreativas pueden acceder a áreas protegidas y poco profundas a las que no pueden acceder los buques comerciales o pesqueros de mayor tamaño, lo que podría permitir la transferencia de especies exóticas a lugares alejados de los principales puertos (Ashton et al., 2022). Las entradas de las embarcaciones recreativas estuvieron

fuertemente subestimadas en los registros. Argentina cuenta con 98 clubes náuticos inscriptos en el registro de PNA y si bien varios se ubican en áreas que no tienen acceso al mar, muchos de ellos si tienen acceso, sin embargo, como el caso del club de Mar del Plata, cuentan con gran cantidad de embarcaciones que no se ven reflejadas en los registros (<https://www.argentina.gob.ar/prefectura/nautil/clubes-nautil-inscripto-en-la-prefectura>). Esto no es necesariamente una falla de la base de datos utilizada, sino que es un problema a escala global asociado a la falta de regulaciones sobre las mismas (Clarke Murray et al., 2011; Davidson y Ruiz, 2014; Marchini, 2020).

En SAE se registraron muy pocas entradas nacionales, y como los resultados indican, es un puerto exportador que recibe casi exclusivamente buques internacionales; por lo que se espera que la presión de propágulos y de colonización de especies exóticas en este puerto sea mayor. Otros trabajos han llegado a la misma conclusión (Boltovskoy et al. 2011; Schwindt et al. 2014) y en particular, Schwindt y col. (2014), mostraron que es el puerto con mayor número de especies exóticas y criptogénicas de Patagonia. Sin embargo, la poca conectividad con otros puertos marinos-estuarinos sugiere que las probabilidades de dispersión de las especies allí presentes hacia otros sitios de la costa argentina son bajas. Por ejemplo, la ascidia invasora *Styela clava* fue detectada por primera vez en Argentina en la Bahía de San Antonio en 2013 (Pereyra et al., 2015). Hasta 2019, que fue detectada en PM, no había registros de esta especie en otras localidades de la costa y, si bien resta realizar análisis genéticos que confirmen esta hipótesis, un análisis de tráfico marítimo sugiere que se trata de un nuevo evento de introducción (Castro et al., 2021). Además, la detección del alga invasora *Undaria pinnatifida* 18 años después del primer registro en el país (Casas y Piriz, 1996; Pereyra et al., 2015), también refuerza que SAE se encuentra muy poco conectado. Otras características, como la corriente residual de marea y la acción del viento en la bahía, podrían estar generando, además, una retención de propágulos en este puerto (Tonini et al., 2006).

El hecho de no contar con los datos de las salidas de cada puerto limita el análisis de las trayectorias de los barcos registrados. La conectividad entre puertos no es necesariamente bidireccional y lo que sucede con SAE es un reflejo de esto ya que, si bien no recibe barcos comerciales desde otros puertos nacionales, sí se registran en estos puertos algunas entradas de buques provenientes de SAE. Es decir, que los barcos que

ingresan a territorio argentino por SAE, luego se mueven hacia otros puertos nacionales y figuran como entradas de origen nacional. Las inevitables lagunas en los datos reducen la capacidad de análisis, sin embargo, contar con una base de datos propia de la autoridad marítima es de gran relevancia para avanzar en una evaluación del riesgo de invasiones biológicas marinas y estuarinas. Los datos recopilados por empresas internacionales (e.g. *Lloyds*, *Vessel Tracker*, *Marine Traffic*) son altamente costosos y requieren actualizaciones periódicas, lo que implica que la asignación de recursos para obtener esta información no esté garantizada a largo plazo. La base de datos aquí empleada no solo permitió realizar la caracterización del tráfico marítimo nacional, sino que tiene el potencial para ser usada, por ejemplo, en análisis de tráfico internacional, y de ser mejorada para sistematizar la información y así ampliar aún más sus usos.

El tráfico marítimo no es estático y depende de múltiples factores. Los factores que pueden modificar los patrones de movimiento pueden no ser los mismos para todas las categorías. La obstrucción del canal de Suez en marzo de 2021 por el encallamiento del portacontenedores *Ever Given* generó que miles de barcos tuvieran que utilizar la principal ruta alternativa que rodea el extremo sur de África y en consecuencia se produjeron múltiples retrasos y cancelaciones en puertos de todo el mundo. Además, como se observó con la enfermedad por COVID-19, los patrones de consumo impactan fuertemente en el movimiento de los barcos comerciales y estos cambios, asociados a las restricciones por la pandemia, probablemente resulten en efectos a corto y largo plazo (March et al., 2021). En el caso de los pesqueros no solo existe una estacionalidad del movimiento en función del recurso objetivo, sino que, al menos en Argentina, ese movimiento está sujeto a las normas de gestión en las diferentes jurisdicciones (Yorio et al., 2020). Además, a partir de los incidentes ocurridos entre 2017 y 2018, en los que se hundieron los barcos pesqueros *Repunte* y *Rigel* con su tripulación a bordo, los barcos que operan fuera del Golfo Nuevo y frente a Península Valdes comenzaron a ingresar hasta la rada de Puerto Madryn cuando la PNA cierra el puerto por malas condiciones climáticas. Esto generó que, en invierno de 2019, más de 50 barcos pesqueros ingresen en simultaneo y fondeen frente a la costa de Puerto Madryn (Diario Jornada, 2019). Todos estos cambios pueden tener implicancias en la probabilidad de transportar especies exóticas y la falta de regulaciones respecto al manejo de *biofouling* plantea un contexto desafiante para minimizar su transporte.



La categorización del tráfico marítimo de Argentina realizada en este capítulo constituye un primer paso para evaluar los riesgos relativos que tienen los buques para transportar especies exóticas entre puertos marinos nacionales. Combinar los resultados aquí obtenidos con un listado de especies asociadas al tráfico marítimo de cada puerto, así como la implementación de herramientas moleculares basadas en DNA ambiental (Andrés et al., 2021), podría proporcionar indicaciones de las rutas marítimas que deberían ser vigiladas para minimizar la dispersión de determinadas especies y sus potenciales impactos. El número de detecciones de especies exóticas marinas continúa aumentando en Argentina y en los países de la región (Schwindt et al., 2020). En este sentido, la prevención a través del manejo de vectores es el mecanismo más eficaz y eficiente para contrarrestar este aumento (Ruiz y Carlton, 2003; Belz et al., 2012), ya que una vez que las especies se establecen, la erradicación es prácticamente imposible (Simberloff, 2003; Reaser et al., 2020a). Aunque los mayores riesgos parecerían corresponder a los buques comerciales porque son los que poseen los mayores niveles de *biofouling* y volumen de agua de lastre (Hewitt, 2011), las regulaciones existentes se han focalizado casi por completo en esta categoría y no tienen alcance a otras. Mayores esfuerzos son necesarios para generar medidas de manejo que alcancen a todos los vectores y contribuyan a la gestión integral de las invasiones biológicas marinas.

## Capítulo IV

# MANEJO DE INCRUSTACIONES BIOLÓGICAS MARINAS EN CASCOS DE EMBARCACIONES



Foto: Nicolás Battini

Este capítulo publicado en 2020 fue presentado a la Comisión de Postgrado como artículo de respaldo. Castro KL, Giachetti CB, Battini N, Bortolus A, Schwindt E. 2020. Cleaning by beaching: introducing a new alternative for hull *biofouling* management in Argentina. *Aquatic Invasions* 15(1): 63-80.

## INTRODUCCIÓN

El tráfico marítimo es la principal vía de transporte para el comercio global a partir del cual cerca del 90% de toda la materia prima es transportada por el mar, involucrando miles de barcos y conectando de esta manera, océanos y sistemas costeros (Hewitt y Campbell, 2010; Kaluza et al., 2010). En este contexto, los barcos han tenido un rol protagónico en la dispersión accidental de especies exóticas marinas (Ruiz y Carlton, 2003; Carlton, 2010), transportando especies tanto en los tanques de agua de lastre como también adheridas a los cascos y otras superficies sumergidas (*biofouling*). Adicionalmente, el *biofouling* en los cascos ejerce una penalidad en los barcos debido a que aumenta la fricción entre el casco y el agua, generando un incremento en el consumo de combustible, pérdida de velocidad y las consecuentes e indeseadas demoras y multas (e.g. Townsin, 2003; Schultz et al., 2011). El *biofouling* no está distribuido homogéneamente a lo largo de todo el casco (Dobretsov et al., 2014). Existen áreas de superficie compleja tales como protuberancias, cavidades y apéndices (hélices, timón) que pueden estar expuestas a una erosión mayor producto de la turbulencia (Coutts y Taylor, 2004; Dobretsov et al., 2014). Así, alrededor de estas áreas, frecuentemente llamadas en su conjunto como “áreas nicho”, las pinturas *antifouling* suelen ser menos efectivas, generando que estas sean más vulnerables a la colonización por parte de una alta diversidad de organismos (Moser et al., 2017). Además, otros factores relacionados al viaje que realizan los barcos como la velocidad de navegación, el tiempo de permanencia en puerto o periodos entre procedimientos de limpieza, determinan el éxito de colonización de los organismos incrustados (Floerl et al., 2005a; Hewitt et al., 2011; Ashton et al., 2014; Ferrario et al., 2016; Martínez-Laiz et al., 2019). Por ejemplo, los barcos que navegan más despacio y tienen mayores tiempos de residencia en puerto, como los barcos recreativos, son más susceptibles de acumular *biofouling* en el casco que aquellos que navegan más rápido y permanecen menos tiempo en puerto (Roberts y Tsamenyi, 2008; Coutts, et al., 2010; Hewitt y Campbell, 2010). A través de sus usuales viajes costeros estas embarcaciones recreativas conectan marinas o bahías, favoreciendo la dispersión secundaria de especies exóticas a una escala local y regional (Wasson et al., 2001; Davidson et al., 2010; Zabin et al., 2014; Peters et al., 2017). Por lo tanto, los barcos con gran abundancia de *biofouling* en sus cascos representan la mayor amenaza de bioseguridad para los puertos y entornos naturales circundantes a lo largo de toda su ruta.

A pesar del continuo desarrollo de tecnología *antifouling*, el *biofouling* en cascos todavía ocurre y la limpieza es requerida regularmente. Los métodos actuales para remover o matar los organismos del *biofouling* de los cascos incluye sistemas de encapsulación (con o sin la aplicación de soluciones químicas como cloro o ácido acético (Roche et al., 2014), vapor (Jute y Dunphy, 2017) o agua dulce (Joyce et al., 2019), limpiezas en el agua utilizando rodillos giratorios automatizados (Davidson et al., 2008a; Tribou y Swain, 2015), y limpieza durante dique seco. La limpieza en el agua con herramientas manuales simples es un método ampliamente usado en embarcaciones recreativas, mientras que para barcos de gran tamaño es preferible la limpieza en dique seco, siendo la limpieza en el agua el único método posible entre eventos de dique seco (Hopkins y Forrest, 2008; Armstrong, 2013). Sin embargo, varios países han impuesto restricciones a la limpieza en el agua debido a que el material liberado raramente es capturado y organismos viables podrían directamente asentarse o ser dispersados por las corrientes (Hopkins y Forrest, 2008; Woods et al., 2012). Además, esta práctica podría incrementar la cantidad de biocidas liberados al ambiente (Tribou y Swain, 2010), los cuales se pueden acumular en altas concentraciones, principalmente en sitios con escasa circulación de agua (Pagoropoulos et al., 2017). A pesar que remover los barcos del agua para su limpieza es considerado el método de mayor bioseguridad para tratar los cascos, los diques secos u otras instalaciones para la limpieza en tierra son limitadas en cuanto a su distribución y disponibilidad, lo que las hace costosas e implica importantes retrasos en los viajes (Morrisey et al., 2016).

Recientemente el *biofouling* en cascos ha empezado a recibir mucha más atención, y hay propuestas para ser adoptadas como herramientas regulatorias o directrices que contribuyan a minimizar la transferencia de organismos incrustantes en barcos comerciales y recreativos (IMO, 2012). La comunidad internacional avanza hacia el proyecto *GloFouling*, similar al que se materializó en la Convención para el Manejo de Agua de Lastre (IMO, 2017). Sin embargo, se espera que este progrese más lentamente debido a las limitaciones en las investigaciones asociadas con dificultades logísticas y económicas en el muestreo de las comunidades incrustantes en cascos. A pesar que el Sur de Sudamérica se ha pronosticado como una de las cuatro regiones del mundo con el mayor número anual de invasiones para el 2050 debido a su incremento en el tráfico marítimo (Sardain et al., 2019), en Argentina pocos estudios han examinado las comunidades de *biofouling* en cascos. Recientes hallazgos han generado preocupación,

por ejemplo en 2013 muchos organismos exóticos fueron encontrados viviendo dentro de tomas de agua de diferentes barcos de carga (Almada et al., 2018). El mismo año, numerosos individuos del bivalvo exótico (*Semimytilus algosus* (Gould, 1850)) fueron liberados en el Golfo Nuevo (42° S) durante la limpieza en el agua del casco de un barco potero (Bigatti et al., 2014). Entre 2016 y 2017 muestreos realizados en diferentes áreas sumergidas de la Fragata A.R.A. Libertad mostraron una alta densidad del cirripedio exótico *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) (Cianis et al., 2018). Además, los isópodos exóticos *Dynamene edwardsi* (Lucas, 1849) y *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) fueron reportados sobre el buque oceanográfico A.R.A. Puerto Deseado (Rumbold et al., 2018). Más aun, siete nuevas especies de copépodos criptogénicos fueron encontradas durante el muestreo de este buque (Meloni et al., 2021). En base a estos eventos y hallazgos, la Prefectura Naval Argentina como autoridad marítima nacional prohibió la limpieza de los cascos en aguas del Golfo Nuevo, un área con gran biodiversidad nativa asociada a preciados servicios ecológicos.

En el verano de 2015, el grupo de investigación Grupo de Ecología en Ambientes Costeros (GEAC-CONICET) fue informado que el catamarán turístico *Regina Australe*, amarrado en el muelle Luis Piedra Buena de Puerto Madryn (Golfo Nuevo), estaba fuertemente colonizado por *biofouling* y requería una limpieza de casco urgente. La falta de dique seco y de otra instalación para la limpieza en tierra, sumada a la prohibición local para la limpieza en el agua reforzó la necesidad de contar con una alternativa de limpieza novedosa y lo menos costosa posible. Con un tiempo limitado debido a razones legales, logísticas y de financiamiento, diferentes actores como los dueños del catamarán, investigadores e investigadoras de invasiones biológicas, personal del Ministerio de Ambiente y Control del Desarrollo Sustentable de la Provincia del Chubut y Prefectura Naval Argentina, coordinaron esfuerzos para diseñar y llevar adelante la limpieza del casco de la mayor rigurosidad posible. Tomando ventaja del régimen de mareas de la zona (4 m de amplitud) y la topografía de una playa con escasa pendiente, todas las partes involucradas acordaron varar intencionalmente el catamarán para limpiarlo lo más rápido posible y realizar un muestreo de las comunidades del casco con el objetivo de identificar cualquier potencial especie invasora que podría representar una amenaza ambiental para la región. Este capítulo documenta un caso pionero, que constituye una alternativa de manejo para las incrustaciones marinas en cascos a través del varamiento de un buque de mediano

tamaño en una playa con gran amplitud de marea. El objetivo de este capítulo fue analizar y discutir medidas de manejo de dispersión regional de especies marinas exóticas por embarcaciones a partir de un caso modelo de limpieza de biofouling en Argentina. En primer lugar, se diseñó y se puso en práctica un método de limpieza que incluyó la estimación del volumen de *biofouling* removido, así como también la riqueza y la densidad de especies exóticas marinas en diferentes áreas del barco. El método también especificó una forma de descartar en tierra el *biofouling* removido. Finalmente, se analizaron las ventajas y desventajas de esta nueva alternativa en relación a otros procedimientos conocidos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Caso de estudio

El *Regina Australe* es un catamarán turístico de pasajeros de aproximadamente 35 m de eslora y 10 m de manga, el cual presenta dos cascos que en conjunto suman un total de 450 m<sup>2</sup> de superficie sumergida. Este catamarán navega en el Golfo Nuevo (Patagonia, Argentina) desde 2012, cuando fue traído a Puerto Madryn desde el puerto de Mar del Plata (38° S) luego que su casco fuera limpiado y repintado con una nueva pintura *antifouling* en el Astillero Contesi. El *Regina Australe* es una atracción turística emblemática de la ciudad que realiza hasta tres viajes por día para hacer paseos costeros, navegando desde el muelle con una ruta fija durante alrededor de 3 horas a una velocidad promedio de 5 nudos. A lo largo del año permanece la mayor parte del tiempo amarrado al puerto siendo la frecuencia de los viajes mensuales muy variable y dependiente de la temporada turística.

En enero de 2015, el *biofouling* acumulado en el casco causó una reducción de la velocidad máxima de navegación, incrementando el consumo de combustible y disminuyendo la maniobrabilidad del buque (Propietarios, Com. Pers.). Debido a la actual legislación, la limpieza en el agua no está permitida en Golfo Nuevo y para reducir la cantidad de *biofouling*, el 4 de abril de 2015 el barco navegó desde Puerto Madryn hasta Puerto Pirámides. Esta localidad fue elegida para realizar el varamiento debido a que presenta una playa de gran extensión y de escasa pendiente (Figura 4.1). La tripulación del barco llevó adelante el varamiento intencional en la playa, tomando ventaja de una marea extraordinaria y el terreno con baja pendiente. El barco fue maniobrado hacia la playa mientras la marea continuaba bajando y de esta manera se

apoyó suavemente en el fondo (Figura 4.2). Seis horas después, el catamarán quedó completamente fuera del agua. Tanto el procedimiento de varamiento del barco, el muestreo y la subsecuente limpieza del casco fueron legalmente supervisados por Prefectura Naval Argentina y personal del Ministerio de Ambiente y Control del Desarrollo Sustentable de la Provincia del Chubut.

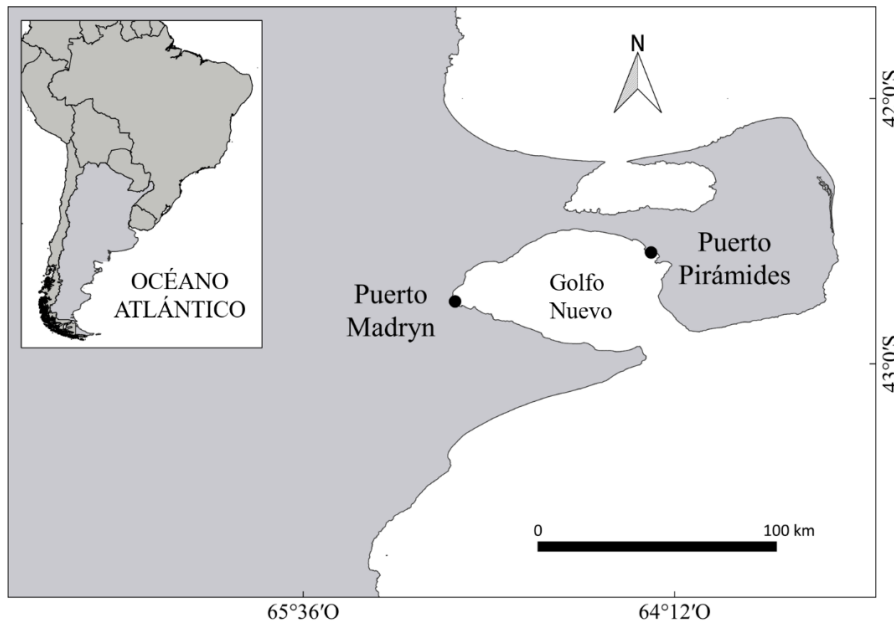


Figura 4.1: Golfo Nuevo y las dos localidades en donde el catamarán *Regina Australe* permanece amarrado durante la mayor parte del año (Puerto Madryn) y donde la limpieza por varamiento fue llevada a cabo en 2015 (Puerto Pirámides).

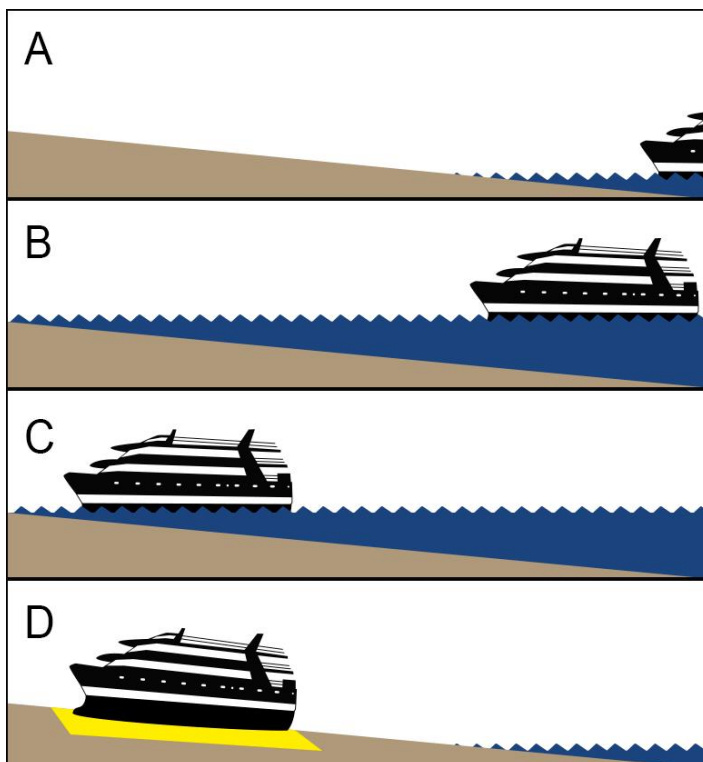


Figura 4.2: Esquema mostrando el procedimiento de varamiento del barco. (a) navegando hacia el punto de varamiento ubicado en la costa, (b) esperando que baje la marea, (c) continuando con el avance hacia la playa y finalmente (d) apoyado en la playa con un nylon desplegado debajo del casco.

## Muestreo del casco

Se obtuvieron muestras cualitativas y cuantitativas de diferentes partes del barco inmediatamente después de que quedó fuera del agua. En el muestreo cualitativo, se realizó un escaneo visual para detectar organismos delicados e inusuales. Todos los organismos recolectados durante el muestreo cualitativo fueron fotografiados, embolsados, etiquetados y preservados. Para determinar la riqueza y densidad de especies, se recolectaron muestras cuantitativas raspando 16 secciones a lo largo del barco (Figura 4.3). Áreas generales del casco, proa y popa y a ambos lados (babor y estribor), fueron muestreadas con cuadrantes de 20 x 20 cm tanto sobre la línea de flotación como 2 m debajo de ella. Las áreas nicho como timones, hélices y pie de roda fueron muestreadas con cuadrantes de menor tamaño (10 x 10 cm) debido a que son superficies de mayor complejidad y de menor tamaño que las áreas generales del casco (Figura 4.3). Todas estas muestras fueron embolsadas individualmente, etiquetadas y rápidamente transportadas al laboratorio en heladeras con hielo para su procesamiento. Una vez en el laboratorio, todos los macroorganismos recolectados ( $> 0,5$  mm) fueron fijados en formol (4%) y luego preservados en alcohol (70%), con excepción de las algas que se mantuvieron en formol para preservar sus estructuras. Los organismos solitarios fueron contabilizados en cada muestra para estimar su densidad y los organismos coloniales y las algas fueron registrados como presencia/ausencia. Los organismos fueron identificados al menor nivel taxonómico posible. Grupos de muestras se enviaron a especialistas en taxonomía (ver Agradecimientos) para asegurar la correcta identificación taxonómica. Finalmente, las especies fueron clasificadas como nativas, criptogénicas o exóticas de acuerdo a los criterios establecidos por Chapman y Carlton (1991). Individuos de especies exóticas y criptogénicas fueron depositados en la colección de invertebrados marinos del IBIOMAR-CONICET (Tabla A2, Anexo3). La relación entre la densidad de los organismos solitarios y las áreas del casco se analizó mediante un análisis multivariado de componentes principales (PCA). Para ello se construyó la matriz de covarianza usando la densidad transformada mediante el logaritmo. Además, para analizar la relación entre la composición de toda la comunidad y las áreas del casco, se realizó un escalamiento multidimensional (nMDS) mediante una matriz de similitud de Bray Curtis construida a partir de datos de presencia/ausencia de los organismos. Todos los análisis multivariados se realizaron con el programa PRIMER 6 *package* (Clarke y Gorley 2006).



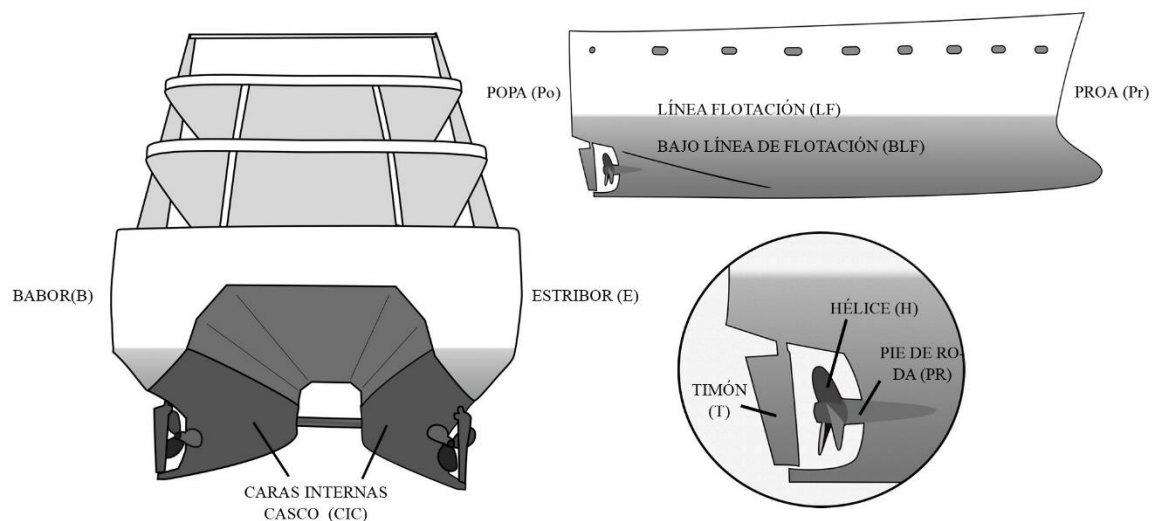


Figura 4.3: Esquema del *Regina Australe* mostrando las áreas del casco muestreadas durante la limpieza en 2015.

### Limpieza del casco

Una vez finalizado el muestreo, el grupo de trabajo de la empresa realizó la limpieza manual mediante palas y espátulas, raspando los organismos incrustados en la superficie del casco y en las áreas nicho. Este método abrasivo fue el más conveniente para desprender organismos fuertemente adheridos como cirripedios y mejillones. Todo el *biofouling* removido fue acumulado sobre un nylon de 120  $\mu\text{m}$  previamente desplegado bajo el barco para prevenir que los organismos caigan en la playa (Figura 4.4a-c). A continuación, todo el material fue transportado mediante máquinas retroexcavadoras (Figura 4.4d) y colocado dentro de contenedores de 5  $\text{m}^3$ . Finalmente, todo el material recolectado en los contenedores fue enterrado en el basurero local como usualmente suele hacerse con los descartes pesqueros. El método de limpieza no incluyó el repintado del casco ya que esta actividad está prohibida por las autoridades locales debido a la falta de instalaciones apropiadas para realizar esta tarea. Un año después de la limpieza (2016), el barco nuevamente presentó gran cantidad de *biofouling* y fue navegado a la ciudad de Mar del Plata para ingresar a dique seco. Allí se le realizaron tareas de mantenimiento y limpieza para remover todo el *biofouling*, el cual fue nuevamente cuantificado para comparar el volumen recolectado en la limpieza anterior, usando contenedores de 5  $\text{m}^3$ , pero esta vez sin analizar la composición de especies. Finalmente, el casco fue pintado con una nueva pintura *antifouling* y navegado de regreso a Puerto Madryn.

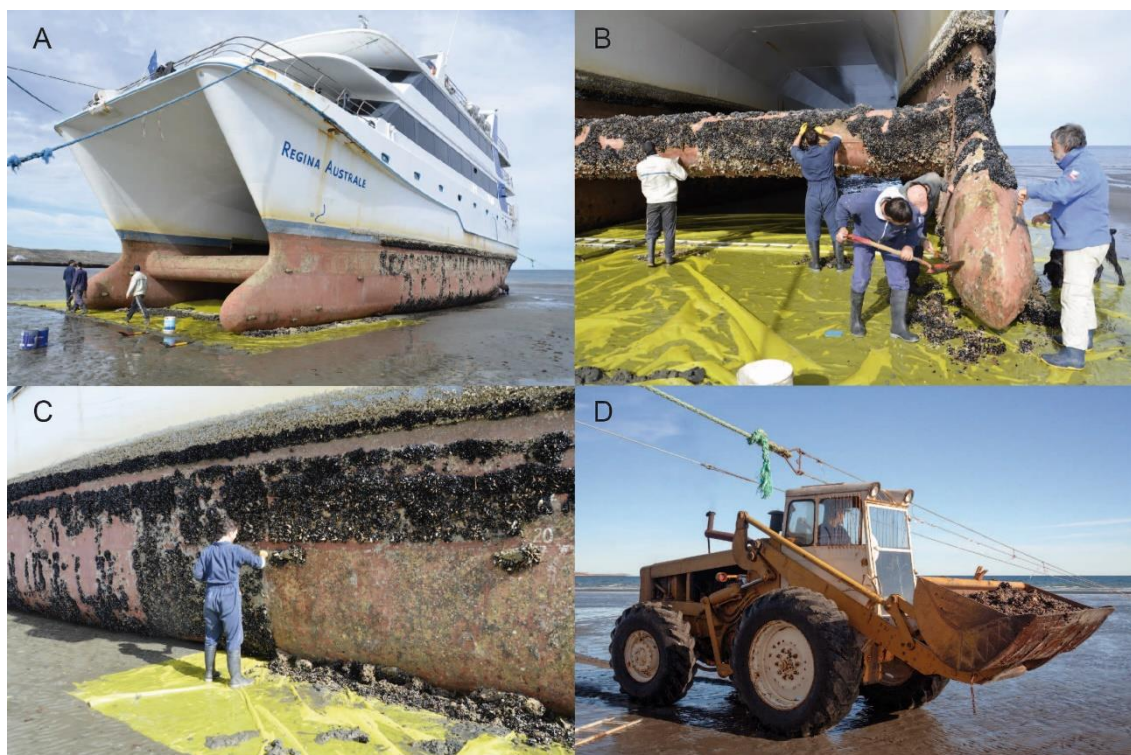


Figura 4.4: Limpieza del catamarán *Regina Australe* (a) varado en la playa al bajar la marea, (b, c) el equipo de trabajo de la empresa limpiando manualmente el casco de la embarcación, (d) máquina retro excavadora transportando el *biofouling* removido durante la limpieza. Fotos: Alejandro Bortolus (a-c) y Nicolás Battini (d).

## RESULTADOS

### Muestreo del casco

Se identificaron 53 taxones, de los cuales el 33% ( $n = 18$ ) correspondieron a especies exóticas para Argentina, el 9% ( $n = 5$ ) a especies criptogénicas, y el porcentaje restante a especies nativas y niveles taxonómicos superiores (Tabla 4.1). Crustáceos, algas y briozoos fueron los taxones dominantes (Tabla A2, Figura 4.5), y la mayor riqueza taxonómica fue encontrada en la cara interna de babor del casco (Figura 4.5). En el análisis de componentes principales (PCA) los ejes 1 y 2 acumularon el 43,5% de la varianza total (Figura 4.6). Las áreas del casco en la línea de flotación difirieron de otras áreas y se agruparon con muestras recolectadas en las áreas nicho (HE, HB, TE, TB, Figura 4.6). Los isópodos de los géneros *Exosphaeroma* sp., *Pseudosphaeroma* sp. y el exótico *Sphaeroma serratum* (J. C. Fabricius, 1787), el anfípodo exótico *Monocorophium insidiosum* (Crawford, 1937) y la lapa nativa *Siphonaria lessonii* Blainville, 1827 estuvieron presentes sólo en este grupo y el tanaidaceo criptogénico *Tanais dulongii* (Audouin, 1826) mostró su densidad más alta en este grupo también

(Tabla A1, Anexo 2). Las áreas del casco situadas debajo de la línea de flotación mostraron la abundancia más alta de *Mytilus* spp., ascidias solitarias (la criptogénica *Asterocarpa humilis* y la exótica *Ascidiella aspersa*, el cangrejo nativo *Halicarcinus planatus* (Fabricius, 1775) y el anfípodo criptogénico *Caprella equilibra* Say, 1818 (Figura 4.6). Las comunidades encontradas en las caras internas del casco, estuvieron caracterizados por una mayor abundancia de anfípodos (el criptogénico *Caprella dilatata* y los exóticos *Monocorophium acherusicum* y *Jassa marmorata* (Holmes, 1905) (Figura 4.5). La composición de la comunidad del *biofouling* fue diferente entre sectores del casco, mostrando una separación entre las áreas del casco ubicadas debajo de la línea de flotación y aquellas localizadas en la línea de flotación y las áreas nicho (Figura 4.7).

Tabla 4.1: Listado de especies exóticas (\*), criptogénicas (°) y nativas (sin marcas), encontradas en el catamarán *Regina Australe*. Ver la lista completa de taxones, su ubicación en el barco y las densidades de los organismos solitarios en la Tabla A1 del Anexo 2.

<b>Phylum Rhodophyta</b>	<b>Phylum Arthropoda</b>
* <i>Anotrichium furcellatum</i>	<i>Austromegabalanus psittacus</i>
<i>Callithamnion montagnei</i>	* <i>Balanus glandula</i>
<i>Ceramium virgatum</i>	° <i>Caprella dilatata</i>
* <i>Melanothamnus harveyi</i>	° <i>Caprella equilibra</i>
* <i>Leptosiphonia brodiei</i>	<i>Halicarcinus planatus</i>
* <i>Lomentaria clavellosa</i>	* <i>Jassa marmorata</i>
<i>Polysiphonia hassleri</i>	* <i>Monocorophium acherusicum</i>
<b>Phylum Chlorophyta</b>	* <i>Monocorophium insidiosum</i>
<i>Ulva rigida</i>	* <i>Sphaeroma serratum</i>
<b>Phylum Ochrophyta</b>	° <i>Tanais dulongii</i>
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	<b>Phylum Cnidaria</b>
* <i>Undaria pinnatifida</i>	* <i>Ectopleura crocea</i>
<b>Phylum Chordata</b>	° <i>Sertularella mediterranea</i>
* <i>Asciodiella aspersa</i>	<b>Phylum Mollusca</b>
° <i>Asterocarpa humilis</i>	<i>Aulacomya atra</i>
* <i>Botryllus schlosseri</i>	<i>Hiatella arctica</i>
* <i>Diplosoma listerianum</i>	* <i>Pleurobranchaea maculata</i>
<b>Phylum Bryozoa</b>	<i>Siphonaria lessonii</i>
* <i>Bugula neritina</i>	
* <i>Bugulina flabellata</i>	
<i>Celleporella hyalina</i> sensu lato	
* <i>Cryptosula pallasiana</i>	

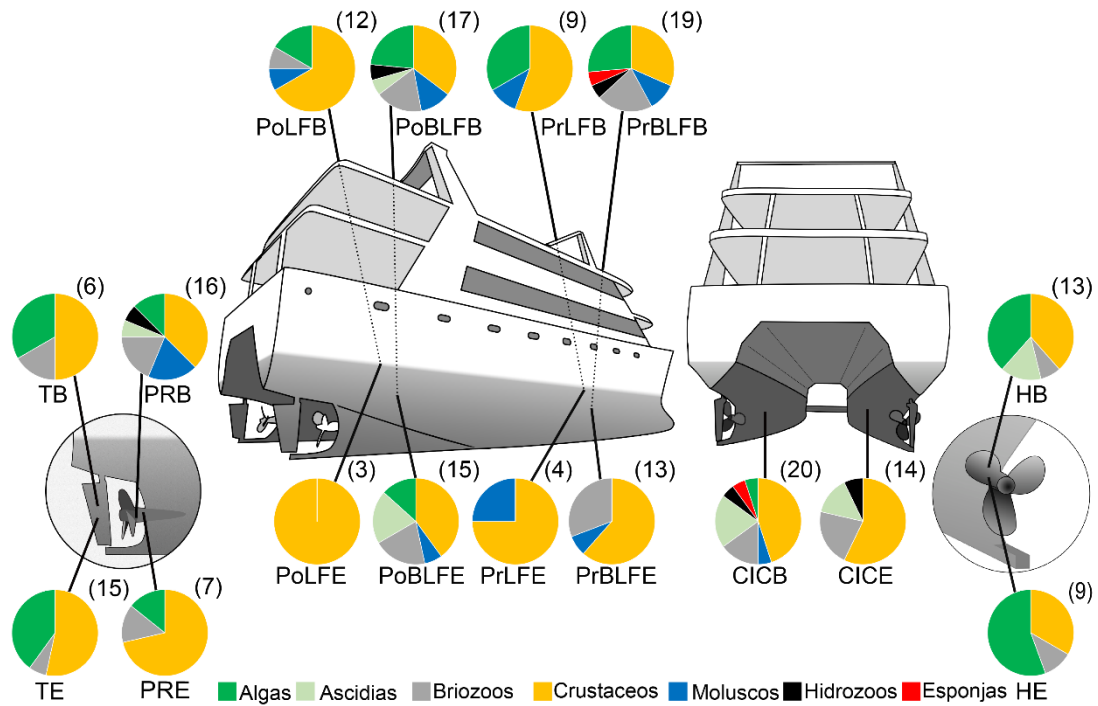


Figura 4.5: Proporción de grupos taxonómicos registrados en cada sección del barco. Las abreviaciones debajo de los diagrama de torta corresponden a las siguientes localidades del barco: PrLFE (proa en línea de flotación de estribor), PrBLFE (proa debajo de línea de flotación de estribor), PrLFB (proa en línea de flotación de babor), PrLFE (proa debajo de línea de flotación de babor), PoLFE (popa en línea de flotación estribor), PoBLFE (popa debajo de línea de flotación estribor), PoLFB (popa en línea de flotación babor), PoBLFB (popa debajo de línea de flotación babor), CICE (cara interna del casco estribor), CICB (cara interna del casco babor), TE (timón estribor), TB (timón babor), HE (hélice estribor), HB (hélice babor), PRE (pie de roda estribor) y PRB (pie de roda babor). El número de taxones por sección del casco se muestran entre paréntesis.

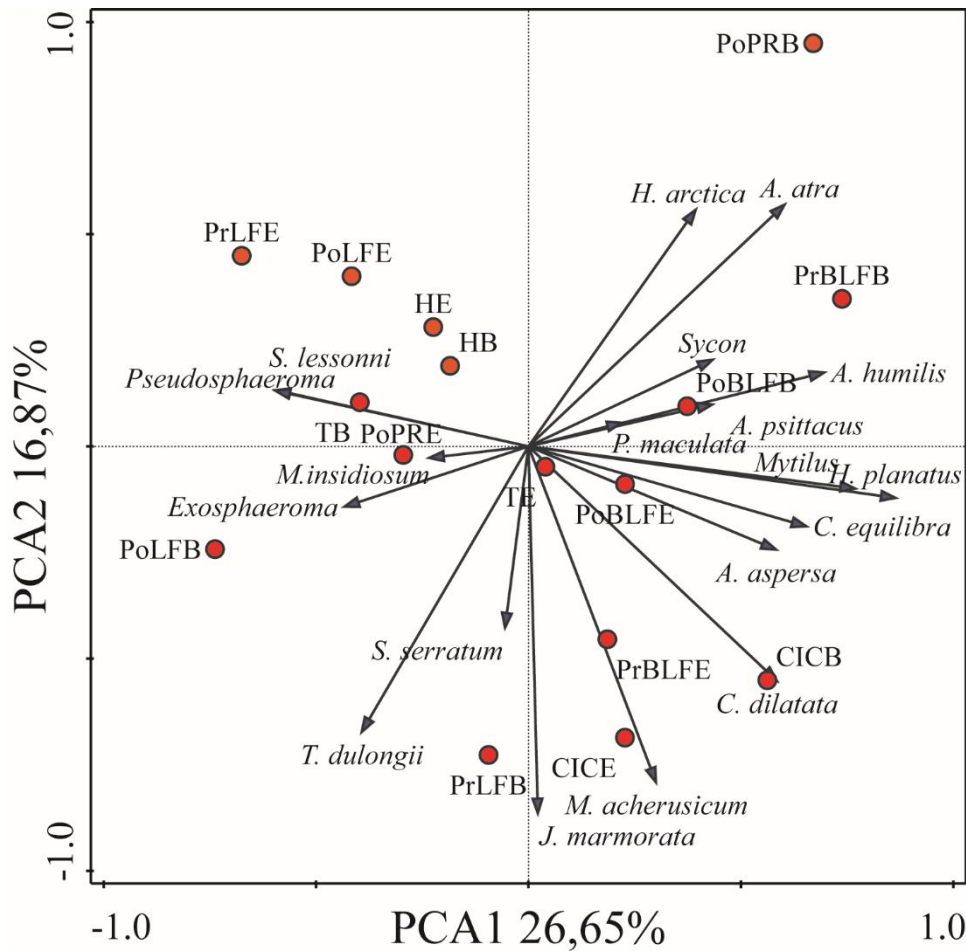


Figura 4.6: Análisis de componentes principales (PCA) mostrando el ordenamiento de las localidades del casco y la densidad de especies. Los ejes 1 y 2 acumularon el 43,5% del total de la varianza. Abreviaturas de las especies: *A. aspersa* (*Ascidiella aspersa*), *A. atra* (*Aulacomya atra*), *A. humilis* (*Asterocarpa humilis*), *A. psittacus* (*Astromegabalanus psittacus*), *C. dilatata* (*Caprella dilatata*), *C. equilibra* (*Caprella equilibra*), *Exosphaeroma* (*Exosphaeroma* sp.), *H. arctica* (*Hiatella arctica*), *H. planatus* (*Halicarcinus planatus*), *J. marmorata* (*Jassa marmorata*), *M. acherusicum* (*Monocorophium acherusicum*), *M. insidiosum* (*Monocorophium insidiosum*), *Mytilus* (*Mytilus* sp.), *P. maculata* (*Pleurobranchaea maculata*), *Pseudosphaeroma* (*Pseudosphaeroma* sp.), *S. lessonii* (*Siphonaria lessonii*), *S. serratum* (*Sphaeroma serratum*), *Sycon* (*Sycon* sp.) y *T. dulongii* (*Tanais dulongii*). Las abreviaturas de las secciones del casco son las mismas que se detallan en la Figura 4.5.

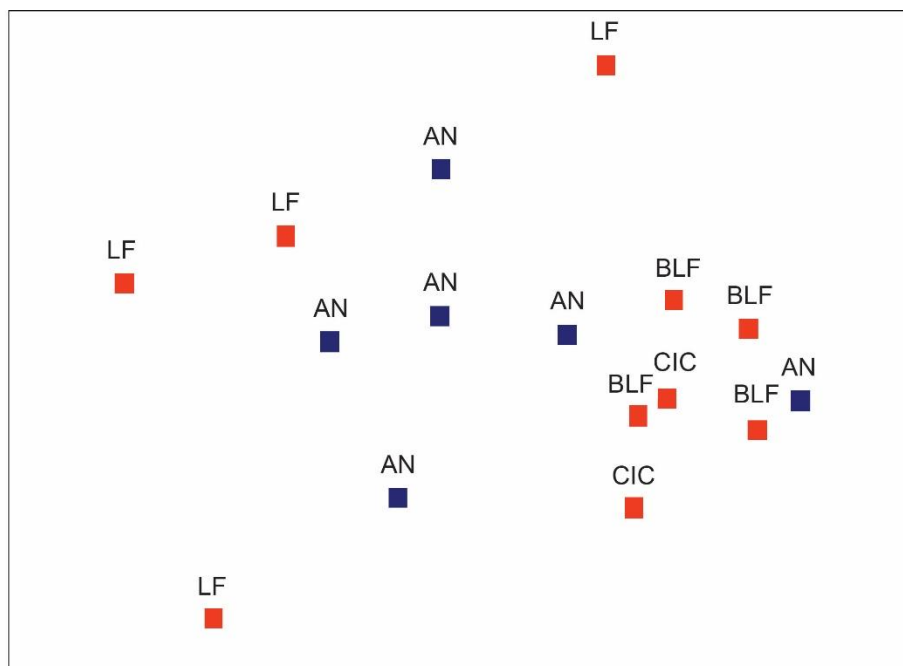


Figura 4.7: MDS de toda la comunidad del *biofouling* construido a partir de una matriz de presencia/ausencia. Las secciones generales del casco están representadas como cuadrados rojos y las áreas nicho como cuadrados azules. LF y BLF refieren a las secciones del casco sobre la línea de flotación y debajo de esta, respectivamente. CI refiere a las caras internas del casco. AN refiere a áreas nicho. Estrés: 0,13.

Todas las secciones del casco presentaron varias especies exóticas y criptogénicas. Las secciones en la línea de flotación presentaron la menor densidad de ambos tipos (0,5 especies por cada 100 cm<sup>2</sup>, Figura 4.8). En contraste, las áreas nicho mostraron casi cinco veces más exóticas y criptogénicas (2,33 especies por cada 100 cm<sup>2</sup>, Figura 4.8). La especie más ampliamente distribuida fue el anfípodo exótico *J. marmorata*, el cual estuvo presente en 14 de 16 muestras recolectadas, seguido por el cirripedio exótico *Balanus glandula* Darwin, 1854 que cubría grandes áreas del casco estando presente en 13 de las 16 muestras (Tabla A1, Anexo 2). *Jassa marmorata* fue también la especie más abundante (7868 individuos por m<sup>2</sup> ± 2948 E.E.) seguida por el mejillón *Mytilus* spp. (2259 individuos por m<sup>2</sup> ± 745 E.E.) y el tanaidaceo *T. dulongii* (1037 individuos por m<sup>2</sup> ± 648 E.E.) (Tabla A1, Anexo 2). Poliquetos y el hidrozoo exótico *Ectopleura crocea* (Agassiz, 1862) fueron observados únicamente en el muestreo cualitativo.



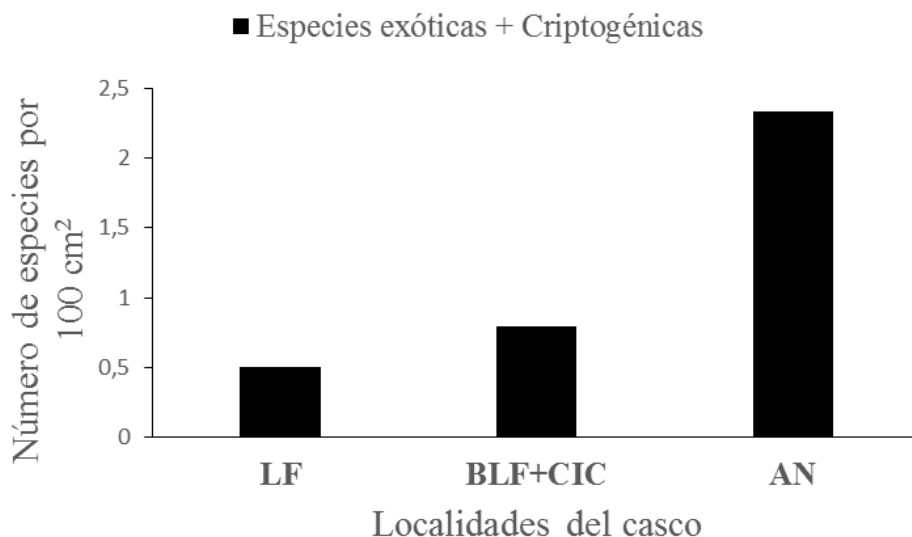


Figura 4.8: Número de especies exóticas y criptogénicas por cada 100 cm<sup>2</sup> encontradas en las secciones del casco en la línea de flotación (LF), debajo de la línea de flotación y las caras internas del casco (BLF + CI) y, áreas nicho (AN).

Siete especies exóticas representaron nuevos reportes para el Golfo Nuevo, incluyendo al anfípodo *M. insidiosum*, el isópodo *S. serratum*, las ascidias coloniales *Diplosoma listerianum* (Milne Edwards, 1841) y *Botryllus schlosseri* (Pallas, 1766) y los briozoos *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758), *Bugulina flabellata* (Thompson in Gray, 1848) y *Crytosula pallasiana* (Moll, 1803). Además, dos anfípodos criptogénicos fueron también reportados por primera vez en Golfo Nuevo, *C. dilatata* y *C. equilibra* y el hidrozoo criptogénico *Sertularella mediterranea*, fue encontrado por primera vez desde su primer reporte en 1916.

### Limpieza del casco

La limpieza total del catamarán duró aproximadamente 16 horas. El volumen total del *biofouling* acumulado en el barco durante tres años fue de 12,5 m<sup>3</sup>. Un año después, el volumen total de *biofouling* removido durante el procedimiento en dique seco fue de 17,5 m<sup>3</sup>.



## DISCUSIÓN

Este capítulo documenta un caso pionero de manejo de *biofouling* marino en cascos de embarcaciones en Argentina. Este trabajo presenta evidencias que la limpieza de barcos por varamiento es una alternativa conveniente para aplicar en cualquier lugar en donde existan regulaciones que prohíban la limpieza en el agua y dispongan una zona segura donde realizar el varamiento y en dónde no exista la infraestructura o instalaciones básicas para realizar una apropiada limpieza en seco. Entre los organismos removidos durante el procedimiento de limpieza, se detectaron 18 especies exóticas y 5 especies criptogénicas para la costa de Argentina, de las cuales 7 exóticas y 2 criptogénicas no habían sido reportadas previamente para el área de estudio. Estos resultados adicionalmente proveen evidencias de que las embarcaciones recreativas son un riesgo potencial para concentrar y dispersar especies exóticas dentro de una región.

### **Muestreo del casco**

La abundancia de organismos solitarios y la composición de toda la comunidad del *biofouling* difirieron entre las secciones del casco. Se observó que secciones debajo de la línea de flotación fueron similares a las ubicadas en los lados internos del casco pero ambas fueron diferentes a las comunidades de la línea de flotación y las áreas nicho. La composición de la comunidad, la distribución y la abundancia de los organismos del *biofouling* son reconocidas por ser influenciadas por la velocidad del barco y por las fuerzas hidrodinámicas que la navegación ejerce sobre el casco (Davidson et al., 2009; Coutts et al., 2010). Los barcos comerciales navegan a mayor velocidad ( $\geq 15$  nudos) y tienden a tener superficies planas libres de *biofouling* pero este se concentra en las áreas nicho (Coutts y Taylor, 2004; Coutts et al., 2010). En contraste, los barcos con baja velocidad de navegación ( $\leq 5$  nudos) usualmente soportan una gran cantidad de *biofouling* a lo largo de todas las áreas de casco (Davidson et al., 2008b), especialmente aquellos que permanecen constantemente en el agua (Clarke Murray et al., 2013). Además, hay otros factores afectando la colonización por especies del *biofouling*, como la exposición a la luz solar (Floerl, 2005), la cual varía de superficies completamente expuestas cerca de la línea de flotación, con alto grado de desecación, a superficies protegidas y siempre sumergidas como las áreas nicho. Ambos tipos, secciones generales del casco en la línea de flotación y las áreas nicho, pueden presentar condiciones de estrés que podrían explicar las similitudes encontradas entre

sus comunidades. A lo largo de la línea de flotación, el casco podría alojar organismos tolerantes al estrés por exposición al aire tales como el cirripedio exótico *Balanus glandula* y la lapa nativa *Siphonaria lessonii* observados en las muestras, contrarias a superficies sumergidas caracterizadas por organismos submareales tales como ascidias. A pesar de que las áreas nicho están siempre sumergidas, éstas podrían estar expuestas a altos niveles de turbulencia debido al movimiento de la(s) hélice(s). Esta turbulencia también representa condiciones de estrés para la cual no todos los organismos son igualmente resistentes (Fofonoff et al., 2003; Coutts y Taylor, 2004) incluso a bajas velocidades de navegación (Clarke Murray et al., 2012). En particular, las especies exóticas deben ser capaces de resistir estas condiciones desafiantes durante el transporte hacia nuevos hábitats (Floerl et al., 2004; Coutts y Dodgshun, 2007; Clarke Murray et al., 2012).

Si bien todas las áreas del catamarán presentaron varias especies exóticas y criptogénicas, las áreas nicho mostraron mayor riqueza. Estos resultados son coincidentes con estudios llevados a cabo tanto en barcos comerciales (Coutts y Dodgshun, 2007; Chan et al., 2015) como en recreativos (Clarke Murray et al., 2011; Ashton et al., 2014) los cuales resaltan que las áreas nicho son “hot spots” de especies exóticas. La eficiencia de las pinturas *antifouling* decrece con la edad de la pintura en esas áreas más que en otras (Floerl et al., 2005b), incluso si los barcos son pintados de forma regular estas áreas suelen resultar pobremente tratadas debido a la dificultad para acceder a los apéndices (Moser et al., 2017). Consecuentemente, estas áreas son susceptibles de ser colonizadas por especies exóticas (Davidson et al., 2009). Además, entre las áreas generales del casco, las caras internas acumularon más especies exóticas y criptogénicas que las áreas externas. Este tipo de barcos con doble casco podrían proveer un área protegida extra que permita a varias especies exóticas colonizar y sobrevivir. Las características de diseño de un barco están basadas en los requerimientos específicos para su mejor desempeño, incluyendo tamaño y tipo de áreas nicho, las cuales varían enormemente entre tipos de barcos (Moser et al., 2017). La gran variedad de tipos y diseños de barcos amplían los microhábitats adecuados para que las especies exóticas encuentren refugio y además, destaca la importancia de elaborar programas de monitoreo apropiados que tengan en cuenta las características particulares de cada barco.

Un tercio de todas las especies encontradas durante este muestreo fueron exóticas, que incluyeron varias expansiones de rango para especies exóticas y criptogénicas ya presentes en el Atlántico Sudoccidental pero no reportadas previamente en Golfo Nuevo. Algunas de estas especies del *biofouling* en casco son bien conocidas, como las ascidias invasoras *Botryllus schlosseri* y *Diplosoma listerianum*, y al briozoo erecto *Bugula neritina* (e.g. Lambert y Lambert, 2003; Locke et al., 2009; Clarke Murray et al., 2011), las cuales, desde sus detecciones en este estudio en 2015 hasta la fecha, fueron observadas con frecuencia en el área portuaria (Giachetti et al., 2020). Marchini y col. (2015) recomendaron no considerar como nuevos reportes cuando las especies son encontradas en sus vectores a menos que estas también estén viviendo fuera de su vector. Sin embargo, debido a que el *Regina Australe* navega exclusivamente dentro del área de estudio, es posible asegurar que todas las especies encontradas en el casco están presentes en el puerto local donde amarra el catamarán. A pesar de que la presencia de estas especies exóticas podría deberse a nuevos eventos de introducción, la dispersión regional es la hipótesis más probable para explicar su ocurrencia en aguas del Golfo Nuevo. La mayoría de las especies encontradas en este trabajo fueron primero reportadas en áreas portuarias de la costa norte de Argentina, donde se ubican los puertos comerciales más importantes. Estos puertos más grandes están interconectados con puertos más pequeños distribuidos a lo largo de toda la costa patagónica, principalmente mediante barcos pesqueros y recreativos (Bobinac et al., 2018; Castro et al., 2018; ver Capítulo III). Si bien la relación directa entre una especie ya establecida y su vector a menudo no es de todo clara (Ruiz et al., 2000; Minchin, 2007), el rol clave de barcos pesqueros y recreativos en la dispersión regional de varias especies exóticas está muy bien documentado (Goldstien et al., 2010; Davidson et al., 2012; Kelly et al., 2013; Zabin et al., 2014; Peters et al., 2017). Por ejemplo, la macroalga invasora *Undaria pinnatifida*, fue progresivamente reportada a lo largo de la costa oeste de Norteamérica asociada con marinas y botes viajando entre marinas dentro y fuera de la Bahía de San Francisco (Silva et al., 2002; Zabin et al., 2009). Mientras algunos barcos recreativos como el *Regina Australe* podrían no ser un vector importante para dispersar especies exóticas largas distancias, pueden promover la transferencia de especies exóticas a escala local, conectando áreas portuarias con ambientes naturales adyacentes. Incluso movimientos de barcos por distancias relativamente cortas pueden crear oportunidades que incrementen el riesgo de nuevas invasiones (Wasson et al., 2001).

A pesar de que los esfuerzos de muestreo en áreas portuarias de la región han ido creciendo progresivamente con el tiempo (Rico y López Gappa, 2006; Albano y Obenat, 2009; Rico et al., 2010; Schwindt et al., 2014; Rumbold et al., 2020b; Giachetti et al., 2019; Battini et al., 2020; Giachetti et al., 2020), un número relativamente alto de especies exóticas y criptogénicas detectadas en el catamarán no habían sido previamente reportadas dentro del áreas de estudio. En relación a esto, diferencias entre estructuras artificiales y el método de muestreo empleado podrían tener implicancias para el monitoreo y la detección de especies exóticas en las comunidades del *biofouling* (Campbell et al., 2007; ver Capítulo II). El estudio de embarcaciones recreativas para detectar potenciales especies invasoras podría ser una herramienta a considerar en la región. En este estudio, se identificaron varias especies exóticas de peracáridos, briozoos y ascidias coloniales, las cuales son imposibles de detectar usando solo muestreos visuales ya que se trata de organismos muy pequeños o porque se necesitan emplear disecciones para una correcta identificación taxonómica. Además, se detectó una especie exótica adicional (*Ectopleura crocea*) usando un muestreo cualitativo complementario. La recolección de muestras a partir del raspado de la superficies del barco y el subsecuente análisis en el laboratorio ha sido probado como el método más efectivo para detectar especies exóticas en barcos recreativos (Peters et al., 2017; Meloni et al., 2020). Así, protocolos de monitoreo que empleen una combinación de métodos podrían lograr un mejor balance entre la probabilidad de detección de una especie y los costos económicos que conlleva dicha detección.

### **Limpieza del casco**

La limpieza por varamiento puede ser el método más bioseguro para retener los desechos sólidos durante el procedimiento cuando no están disponibles en la costa otros métodos o instalaciones. Como el barco no se arrastró sobre el sustrato durante el proceso de varamiento, la posibilidad de que los organismos se desprendieran fue mínima. La limpieza en tierra también permitió cuantificar el total de *biofouling* removido, el cual puede ser usado como medida para estimar el riesgo biológico de los barcos (Sylvester y Floerl, 2014). Generalmente, barcos con gran abundancia de *biofouling* en sus cascos representan las mayores amenazas para la introducción de especies invasoras (Floerl et al., 2005b), por lo tanto el destino de estas grandes cantidades de *biofouling* removido durante la limpieza debería ser evaluado y regulado independientemente del método de limpieza. Así, es importante que los países faciliten

e incentiven la mejor opción de tratamiento que sea posible. En este sentido, si no hay alternativas o éstas son demasiado costosas, restricciones a la limpieza en el agua pueden desalentar a los propietarios de pequeñas y medianas embarcaciones a mantener los cascos de sus embarcaciones libres de *biofouling* (Hopkins y Forrest, 2008). Dejar las embarcaciones con *biofouling* sin ningún tipo de manejo no es recomendable ya que, además de incrementar el riesgo introducción y dispersión de especies invasoras (Floerl et al., 2005a; Ashton et al., 2006; Hopkins y Forrest, 2008), no sería una práctica viable para la operatividad de la embarcación.

Cuando de limpiar barcos se trata, no hay un método perfecto y por lo tanto los responsables del manejo de estas actividades deben evaluar cuál es el método más apropiado para cada lugar, tiempo y contexto. Solo un año después del varamiento y limpieza del catamarán *Regina Australe*, la superficie sumergida del casco acumuló 40% más *biofouling* que en los tres años previos. El hecho de que el casco no haya podido ser apropiadamente tratado con una nueva pintura *antifouling* es un factor que pudo favorecer la acumulación de *biofouling*. Los métodos de limpieza de cascos ayudan a mantener el *biofouling* a relativamente bajas cantidades durante periodos entre procedimientos en dique seco. Sin embargo, algunos de estos métodos como el que aquí se describe son abrasivos, reduciendo la vida útil de los sistemas de cobertura *antifouling*, y consecuentemente, incrementando la frecuencia entre intervenciones (Floerl et al., 2005a). Por esta razón, la Organización Marítima Internacional también recomienda sacar las embarcaciones del agua para renovar las pinturas *antifouling* cada año, como parte de las buenas prácticas para minimizar la transferencia de especies invasoras (IMO, 2012). Métodos menos abrasivos utilizando cepillos, paños o chorros de agua pueden ser adecuados para remover delgadas capas de *biofouling* de los cascos (*microfouling*) previniendo el establecimiento de *biofouling* más extenso (*macrofouling*). La presencia de *macrofouling* implica una comunidad más establecida y más madura, la cual constituye un mayor riesgo de introducción y dispersión de especies invasoras que una comunidad no desarrollada (Coutts y Taylor, 2004). Es por eso que prevenir la acumulación de *biofouling* en el casco es la acción de manejo más recomendable y además, es un punto de interés que vincula a la industria marítima con los investigadores y las autoridades de aplicación debido a que esta acción promueve simultáneamente la eficiencia y la seguridad en la navegación y reduce el riesgo de invasiones biológicas (Davidson et al., 2016).

La cooperación entre los distintos actores fue esencial para llevar adelante este trabajo de forma exitosa. Mientras las instalaciones para la limpieza en tierra que maximizan la captura de organismos son las más recomendadas (IMO, 2012; Woods et al., 2012), este trabajo provee un método alternativo de manejo para pequeñas y medianas embarcaciones que puede ser utilizado en regiones donde los recursos económicos y logísticos son escasos. Además, y a pesar de que este estudio fue realizado en una única embarcación y requiere ser replicado en el futuro, este contribuye a la búsqueda de estrategias de manejo del *biofouling* y al entendimiento de la importancia de las embarcaciones recreativas como potenciales vectores para la dispersión secundaria de especies marinas exóticas.

## Capítulo V

# MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES COMO HERRAMIENTA DE MANEJO DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

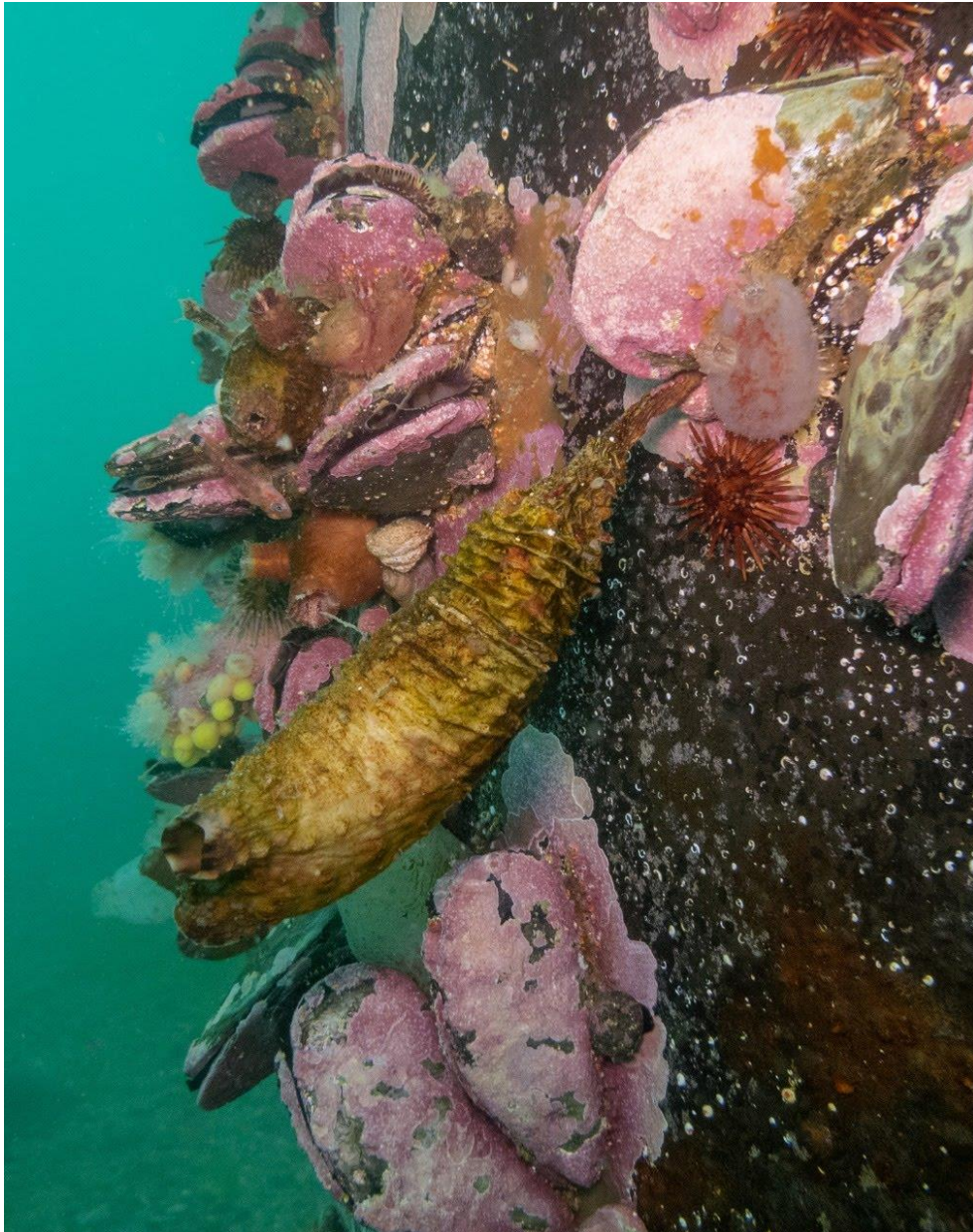


Foto: Nicolás Battini

Parte de este capítulo fue publicado recientemente: Castro KL, Battini N, Giachetti CB, Trovant B, Abelando M, Basso NG, Schwindt E. 2021. Early detection of marine invasive species following the deployment of an artificial reef: Integrating tools to assist the decision- making process. *Journal of Environmental Management* 297: 113333.

## INTRODUCCIÓN

La histórica acumulación de introducciones marinas mediadas por las actividades humanas en áreas costeras y estuarios, junto con otros estresores de origen antrópico como la urbanización y contaminación costera han convertido estos ecosistemas en algunos de los más alterados del mundo (Carlton, 2010; Carlton y Ruiz, 2015). A pesar de las regulaciones internacionales, regionales y nacionales, el número de reportes de especies exóticas está en constante aumento (Mead et al., 2011; Chainho et al., 2015; Schwindt et al., 2020; Teixeira y Creed, 2020), particularmente debido a la intensificación del tráfico marítimo internacional el cual se espera que incremente entre un 240% y un 1.209% para 2050 (Sardain et al., 2019). Una vez que una especie exótica se vuelve invasora, la implementación de diferentes estrategias de manejo es altamente costosa, especialmente en ecosistemas marinos donde su erradicación es virtualmente imposible (Culver y Kuris, 2000; Wotton et al., 2004). Así, cuando una potencial especie invasora es detectada tempranamente (i.e. observada y documentada antes de su establecimiento), una respuesta rápida es menos costosa y más efectiva que las acciones que pueden tomarse luego del establecimiento y dispersión de la especie (Simberloff et al., 2013; Reaser et al., 2020a). Aunque las especies invasoras pueden detectarse incidentalmente mediante identificación oportunista, la aplicación de medidas preventivas proactivas, incluyendo planes de monitoreo y vigilancia, es la forma más efectiva de hacer frente a las invasiones biológicas (Lodge et al., 2006; Leung et al. 2002).

Los planes de detección temprana y respuesta rápida (EDRR, por sus siglas en inglés *Early Detection and Rapid Response*) son definidos como un conjunto de principios para reducir el establecimiento, dispersión e impactos de las especies invasoras. Como parte de la Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras (ENEI) del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Argentina (<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/biodiversidad/exoticas-invasoras/proyecto>), en 2018 se discutió y acordó entre diferentes actores e instituciones un plan de EDRR para ser llevado a cabo específicamente en puertos y áreas portuarias. A pesar de que este plan es todavía reciente, la primera experiencia a campo (Schwindt et al., 2019) mostró la importancia del monitoreo. A partir de una correcta identificación de las especies, la cual es clave para acceder a información sobre la biología y ecología de los organismos y evitar una cascada de errores en el proceso de toma de decisiones (Bortolus, 2008;



Lyal y Miller, 2020; Bush et al., 2021), un posible paso posterior es integrar la información global disponible a través de herramientas informáticas. Particularmente, los modelos para predecir potenciales escenarios de dispersión y colonización de una determinada especie han mostrado ser una herramienta de gran utilidad en el proceso de toma de decisiones para el manejo de especies exóticas invasoras (Morissette et al., 2020; Reaser et al., 2020a).

Los modelos de distribución de especies (MDE, o conocidos como SDM por sus siglas en inglés) son una herramienta poderosa para predecir áreas hacia dónde una especie invasora podría dispersarse una vez que es introducida en una región (Phillips et al., 2006; Guisan et al., 2014). Entre sus usos se destaca, la generación de mapas de riesgo capaces de predecir la distribución potencial de una especie exótica invasora a partir de datos de ocurrencias y en función de variables ambientales (Jiménez-Valverde et al., 2011). Esta búsqueda de congruencias se basa en discusiones, incluso anteriores a la teoría de invasiones, sobre cuáles son los factores que determinan la distribución de las especies (Grinnell, 1917a; MacArthur, 1972). La mayoría de los MDE implícitamente se basan en conceptos de nicho ecológico, definido como el rango de condiciones ecológicas dentro del cual una especie puede sobrevivir y reproducirse manteniendo sus poblaciones sin necesidad de ser subsidiadas por inmigración (Grinnell, 1917b). De este modo, los rangos de distribución de las especies pueden concebirse como una consecuencia de tres factores, condensados en un diagrama de BAM (Soberón y Peterson, 2005; Jimenez-Valverde et al., 2011), en el que se observa que la distribución de una especie dada está influenciada por la convergencia de factores B) bióticos (refieren a las interacciones que la especie tiene con otros organismos de la comunidad en la que se encuentra), A) abióticos (e.g. temperatura, salinidad, pH), y por último el factor espacial M), es decir el área geográfica en la que la especie es capaz de dispersarse. El solapamiento de estos tres factores representa el área en dónde la especie puede sobrevivir y dónde efectivamente habita (G0) y el área geográfica con condiciones bióticas y ambientales favorables pero que permanece sin ser ocupada por la especie debido a barreras biogeográficas (G1) (Figura 5.1). Cuando estas barreras son atravesadas con intervención antrópica, las especies exóticas pueden alcanzar el espacio G1 y tener oportunidad de establecerse. Los MDE se focalizan principalmente en los factores abióticos al asociar estadísticamente los datos de las variables ambientales con registros de ocurrencias de la especie y así predecir características ambientales

apropiadas para que la especie habite. Básicamente, lo que subyace detrás de los modelos es una ecuación de probabilidad, en la que se expresa que la probabilidad de encontrar a una especie en una localidad dada es una función de un conjunto de variables ambientales. Así, en el caso de las invasiones biológicas estos análisis ayudan a priorizar localidades para vigilancia y control (Peterson, 2003; McGeoch et al., 2016; Goldsmit et al., 2018).

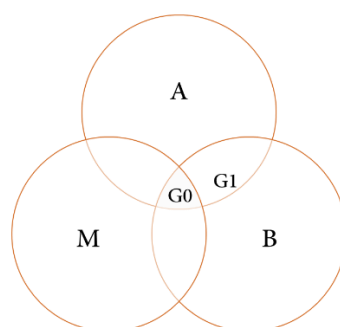


Figura 5.1: Diagrama de BAM. El área G0 representa condiciones favorables para la ocurrencia de la especie a partir del solapamiento de B (factores bióticos), A (factores abióticos), y M (área geográfica de dispersión). El área G1 representa condiciones bióticas y abióticas favorables para la ocurrencia de la especie, pero a la que esta no ha tenido acceso debido a barreras biogeográficas.

Por lo general, las especies invasoras seleccionadas para aplicar los MDE suelen tener amplios rangos de distribución global y gran disponibilidad de datos de ocurrencias tanto en rangos nativos como no nativos (Broennimann y Guisan, 2008; Mainali et al., 2015). Las ascidias (Chordata, Tunicata) son un grupo particularmente interesante para aplicar estos modelos, ya que cuenta con más de 80 especies identificadas como invasoras, afectando el funcionamiento de ecosistemas marinos, biodiversidad local e industrias como la acuicultura y la pesca, debido a sus habilidades como competidoras por sustrato y alimento, altas tasas de crecimiento y amplias tolerancias ambientales (Lambert, 2007; Shenkar y Swalla, 2011; Andred y Clare, 2014; Zhan et al., 2015). Además, la dispersión natural de las ascidias es muy limitada, ya que poseen una larva lecitotrófica de vida muy corta (Lambert, 2007), por lo que sus distribuciones a gran escala son atribuidas a actividades humanas como el tráfico marítimo y el cultivo de mariscos (Lambert, 2007; Zhan et al., 2015). Como se discutió en el Capítulo II, en los últimos diez años hubo una gran cantidad de nuevos reportes de ascidias exóticas para los golfos norpatagónicos (Schwindt et al., 2020). Para realizar

las predicciones de dispersión espacial de especies exóticas a lo largo de la costa argentina y discutir las implicancias de contar con esta información para la toma de decisiones para el manejo de especies exóticas, este capítulo tiene como objetivo determinar la distribución potencial de especies marinas exóticas detectada en puertos y áreas portuarias. Particularmente, determinar la distribución potencial de dos ascidias potencialmente invasoras, *Styela clava* y *Styela plicata*, mediante el uso de Modelos de Distribución de Especies como herramienta de manejo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para realizar las predicciones de dispersión espacial se seleccionaron dos especies de ascidias que cumplieron con los siguientes criterios: 1) que estén reportadas en la literatura como altamente invasoras, con impactos significativos sobre los ecosistemas y que no se cuenten con estudios de su dispersión en la costa argentina, 2) que cuenten con amplias distribuciones globales y buen número de registros de ocurrencias 3) que hayan sido recientemente reportadas en puertos y/o áreas portuarias de Argentina y, 4) que estos puertos tengan conectividad marítima con San Antonio Este y/o Puerto Madryn (datos obtenidos en el Capítulo III).

En enero 2019 durante un monitoreo realizado para validar el plan de EDRR contemplado dentro de las iniciativas de la ENEEI, individuos de dos especies diferentes de ascidias solitarias fueron encontradas adheridas al casco de un barco pesquero recientemente hundido con fines recreativos en Golfo Nuevo (42° S). Preliminarmente, la identificación a campo coincidió con dos especies de ascidias del género *Styela*, ya introducidas en dos puertos de Argentina. *Styela clava* fue reportada por primera vez en la Bahía de San Antonio (40° S), donde se encuentra emplazado el Puerto de San Antonio Este, en 2013 (Pereyra et al., 2015) y *Styela plicata* (Lesueur, 1823), registrada en el puerto de Mar del Plata (38° S) en 2007 (Albano y Obenat, 2019) (Figura 5.2). Ambas especies son exitosas colonizando superficies artificiales siendo un problema para la acuicultura en todo el mundo. Estas especies forman pesadas agregaciones sobre las estructuras de cultivo, incrementando el costo de la actividad y compitiendo con los bivalvos cultivados por alimento y oxígeno, reduciendo así el peso de sus tejidos (Bannister et al., 2019). Estas especies también podrían dominar las comunidades bentónicas reduciendo la riqueza y diversidad (Aldred y Clare, 2014; Zhan

et al., 2015). En particular, se han observado evidentes cambios en las comunidades de *biofouling* del puerto de SAE desde la introducción de *S. clava* (ver Capítulo II).

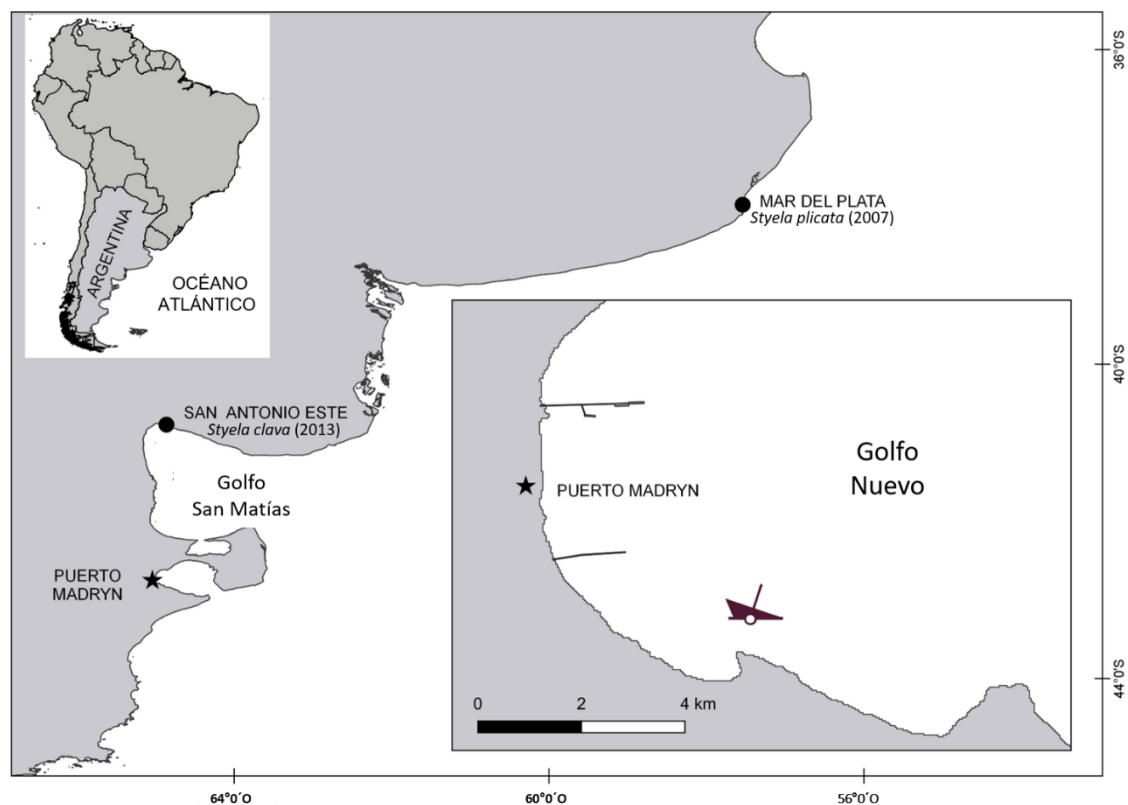


Figura 5.2: Mapa mostrando la localización del naufragio dentro del Golfo Nuevo, en dónde las ascidias fueron encontradas recientemente y los puertos argentinos, Mar del Plata y San Antonio Este, donde *Styela plicata* y *Styela clava* fueron reportadas por primera vez. Para cada especie, se indica el año de detección entre paréntesis.

## Ocurrencias

Luego de que las especies fueran positivamente identificadas como *Styela clava* y *Styela plicata* mediante taxonomía clásica y análisis genéticos (Castro et al., 2021) (Figura 5.3), se extrajeron los registros de ocurrencias globales de las bases de datos *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF, <http://www.gbif.org>) y *Ocean Biogeographic Information System* (IOBIS, <http://www.iobis.org>). Además, con el fin de maximizar la cantidad y calidad de los datos, se realizó una búsqueda de literatura que específicamente mencione a *S. clava* o *S. plicata*. Las búsquedas se realizaron en Google Scholar, Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA) y Scopus utilizando los términos “*Styela clava*”, “*clava*”, “*mammiculata*” o “*barnharti*” (ambos sinónimos de *S. clava*) “*Styela plicata*” o “*plicata*”. Se examinaron los resultados de la búsqueda para extraer los registros con sus respectivas coordenadas para ambas especies.

Aquellos registros que no contaban con las coordenadas de la localidad pero esta aparecía en un mapa o era mencionada con suficiente precisión, se georeferenciaron utilizando Google Earth pro v. 7.3.2.5776 y se incorporaron a la base de datos de ocurrencias. Los registros se examinaron rigurosamente y se eliminaron cuando eran dudosos o incorrectos por identificaciones erróneas de las especies. Dado que los modelos se construyeron utilizando predictores ambientales a una resolución amplia, se asume que los posibles errores durante el procedimiento de georreferenciación no han sesgado los datos de distribución y, por el contrario, contribuyeron a aumentar la cantidad de puntos de ocurrencia. Como la autocorrelación espacial (e.g. similitud entre las condiciones ambientales generadas por la cercanía entre los puntos) provoca sesgos en la evaluación del modelo (Dorman, 2007), los registros autocorrelacionados se eliminaron antes del análisis.

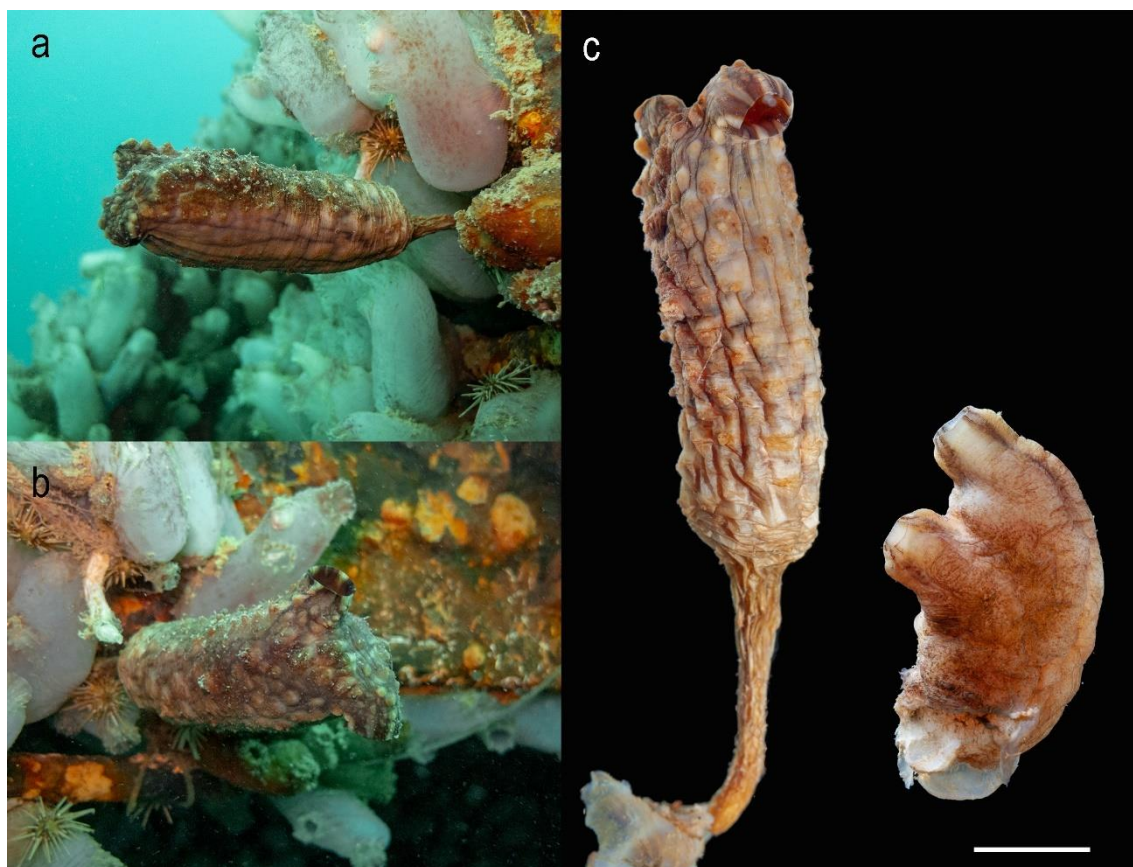


Figura 5.3: Individuos de dos especies del género *Styela* encontrados adheridos al casco del naufragio en Puerto Madryn. a) y b) *Styela clava* adherida al casco c) *Styela clava* (izquierda) y de *Styela plicata* (derecha). Escala: 2 cm. Fotos: Nicolás Battini.

Los análisis de autocorreación espacial se basaron en los correlogramas de Mantel para encontrar la distancia mínima en la que el valor  $r$  de Mantel no fue diferente de

ceros, lo que representa aproximadamente 25 km para *Styela clava* y 40 km para *Styela plicata*. Antes de la construcción de los correlogramas, los datos se recortaron a escala regional y se proyectaron utilizando proyecciones equidistantes adecuadas para maximizar la precisión de las distancias estimadas entre puntos. Para evaluar la autocorrelación espacial sólo se utilizaron las regiones con alta densidad de registros de presencia de cada especie (Pacífico Noroeste, Pacífico Noreste, Europa, Atlántico Noroeste, Atlántico Sudoccidental, Nueva Zelanda y Australia). La distancia crítica para cada región se consideró como la distancia mínima en la que la autocorrelación no fue significativa (Di Cola et al., 2017). Estas distancias regionales se promediaron para estimar la distancia mínima global para cada especie. Para minimizar los efectos de la autocorrelación espacial, los registros de ocurrencia que estaban más cerca entre sí que estas distancias críticas, no se consideraron en los análisis. Los correlogramas de Mantel se construyeron utilizando el paquete “ecospat” v.3.1 (Di Cola et al., 2017) en R (R Development Core Team, 2020). Después de este procedimiento, 261 ocurrencias para *S. clava* y 272 para *S. plicata* cumplieron con las condiciones mencionadas y fueron utilizadas para la construcción del modelo de distribución (Tabla A3, Anexo 4).

## VARIABLES AMBIENTALES

Las variables ambientales seleccionadas incluyeron profundidad, distancia a la costa, temperatura, salinidad y concentración de clorofila (como una aproximación a la disponibilidad de alimento). Para las variables climáticas se consideraron la media anual, mínima, máxima y rango a la profundidad media del fondo. Las variables fueron extraídas de la base de datos BioOracle v.2.0 (<http://www.bio-oracle.org>) (Thiyagarajan y Qian, 2003; Assis et al., 2018) con una resolución espacial de 5 minutos de arco (aproximadamente 10 km). La distancia a la costa provino de Marspec (<http://www.marspec.org>) (Sbrocco y Barber, 2013), con una resolución de 2,5 minutos de arco (aproximadamente 5 km). Dado que la correlación entre las variables predictoras ambientales puede afectar gravemente a los resultados y a la modelización (Dormann et al., 2012), se calculó la colinealidad entre las variables predictoras y, siempre que las variables estuvieran muy correlacionadas ( $|r| > 0,8$ ), se seleccionó solo una. Basado en este análisis, se seleccionaron 10 variables para *Styela clava* y 9 variables para *Styela plicata* (Tabla 5.1). La capa de distancia a la costa, originalmente derivada de Marspec, fue agregada para ajustarse con la extensión y resolución de las capas de BioOracle y luego enmascarada utilizando una de estas capas para remover del

área continental. Dado que ambos sets de datos difieren levemente de su máscara original para el área continental, para los valores perdidos en la capa resultante (pertenecientes a las celdas que originalmente estaban enmascaradas en Marspec pero no en BioOracle) se asumió que tienen distancia a la costa igual a cero. El manejo de las capas se realizó mediante el paquete “raster” en R.

Tabla 5.1: Variables ambientales utilizadas como predictoras para modelar la distribución potencial de *Styela clava* y *Styela plicata*, derivadas de la base de datos Bio-ORACLE v.2 (Tyberghein et al., 2012; Assis et al., 2018b) y Marspec (Sbrocco y Barber, 2013b) a una resolución espacial de 5 minutos arco (~10 km).

Variable	Descripción	Unidad
Profundidad	Profundidad media del fondo	m
Distancia a la costa	Distancia promedio a la costa	km
Clorofila min	Concentración mínima de clorofila en el mar a profundidad media del fondo	mg.m <sup>-3</sup>
Clorofila rango	Rango de concentración de clorofila a profundidad media del fondo	mg.m <sup>-3</sup>
Salinidad min	Salinidad mínima del mar a profundidad media del fondo	PSS
Salinidad media	Rango de salinidad del mar a profundidad media del fondo	PSS
Temperatura media*	Temperatura media del mar a profundidad media del fondo	° C
Temperatura min	Temperatura mínima del mar a profundidad media del fondo	° C
Temperatura máx	Temperatura máxima del mar a profundidad media del fondo	° C
Temperatura rango	Rango de temperatura del mar a profundidad media del fondo	° C

\*esta variable no fue utilizada en los modelos para *S. plicata*.

## Procedimiento de modelización

Dado que hay diferencias entre los algoritmos usados en los MDEs, para modelar la distribución de ambas especies de *Styela* se utilizó un enfoque de ensambles. Estos ensambles fueron ajustados usando el paquete “biomod2” (Thuiller et al., 2009) en R (R Development Core Team, 2020), combinando seis algoritmos estadísticos: modelos lineales generalizados (GLM), modelos generales de regresión potenciada (GBM), modelos de regresión adaptativa múltiple (MARS), entropía máxima (MaxEnt), bosques aleatorios (RF) y rango de superficie envolvente (SRE) utilizando parámetros por defecto. El desempeño de cada modelo fue evaluado usando validación cruzada con el 80% de los puntos de ocurrencia aleatoriamente seleccionados para entrenar el modelo y el 20% remanente para validarlo. El área bajo la curva (ABC), característica del funcionamiento del receptor (ROC por sus siglas en inglés, *receiver operating*

*characteristic*), fue usada para evaluar los modelos individuales que fueron luego combinados en un ensamble al escalar sus predicciones con un GLM binomial, promediándolos y ponderados por las puntuaciones de ABC predictivas dentro de los datos de entrenamiento siguiendo a Chapman et al. (2019). En este sentido, los modelos con mejor desempeño tienen una gran influencia sobre el ensamble final. Además, los modelos con bajo desempeño fueron excluidos del ensamble final basando la decisión los valores de los z-scores modificados, y los modelos con  $z < -1$  fueron rechazados (Chapman et al., 2019). Aunque el ABC puede ser un parámetro no objetivo para evaluar el desempeño del modelo (Lobo et al., 2008), provee un estimador valioso para comparar diferentes algoritmos evaluados sobre los mismos datos, y por lo tanto ser un parámetro bien ponderado (Chapman et al., 2019).

Para seleccionar las pseudoausencias (i.e. localidades virtuales muestreadas del conjunto de posibilidades según los criterios establecidos), dos perspectivas diferentes fueron combinadas siguiendo a Chapman et al. (2019): los criterios de selección de área accesible (i.e. área que cumple con las condiciones climáticas y ambientales para el establecimiento de la especie pero en las que la invasión todavía no ha sucedido) y de área desfavorable (i.e. áreas con condiciones ambientales no aptas para la especie) (Thuiller et al., 2004; Anderson y Raza, 2010; Barve et al., 2011). Para cada algoritmo, diez conjuntos diferentes de puntos de pseudoausencias fueron seleccionados aplicando un procedimiento de selección en dos pasos, uno para cada tipo de criterio de selección (área accesible y área desfavorable), los cuales luego fueron combinados en un único conjunto de datos. El entorno accesible se determinó utilizando un criterio biogeográfico basado en ecorregiones marinas. Siguiendo la bio-regionalización planteada por Spalding et al. (2007), las provincias comprendidas como área accesible fueron aquellas en donde se encontró al menos un registro. Aunque se ha propuesto que las poblaciones de especies invasoras pueden estar restringidas en cuanto a su área de distribución invadida debido a las limitaciones relacionadas con el tiempo de dispersión (Mainali et al., 2015), cada vez hay más evidencias de que la propagación secundaria a través de embarcaciones recreativas y otros vectores regionales pueden hacer variar las tasas de propagación de las especies marinas invasoras (Davidson et al., 2010; Zabin et al., 2014). Por lo tanto, se asumió que tanto las poblaciones nativas como las invasoras están en equilibrio con el medio ambiente y no se controló la limitación de dispersiones dentro de cada provincia. En un segundo paso, las áreas desfavorables fueron determinadas en base a restricciones fisiológicas reportadas para ambas especies. En el



caso de *S. clava*, estas áreas fueron aquellas que presentaban una temperatura anual superior a los 30 °C (Jiang et al., 2008; Kang et al., 2015; Lord et al., 2015), salinidad mínima anual menor a 20 PSS (Kenworthy et al., 2018) y temperatura máxima anual superior a 15 °C (este umbral es necesario para que ocurra el desove, Eno et al., 1997). En el caso de *S. plicata*, las áreas desfavorables fueron aquellas con temperatura mínima y máxima anuales menores a 8 °C y 10 °C, respectivamente (Fisher, 1976) y salinidad anual mínima y máxima que 15 y 26 PSS (Toop y Wheatly, 1993; Thiyagarajan y Qian, 2003). Cabe destacar que estos valores desfavorables fueron definidos para seleccionar pseudoausencias pero no generaron restricciones directas sobre los resultados de la modelización. Finalmente, las pseudoausencias fueron seleccionadas a partir de la combinación de áreas accesibles y desfavorables (Chapman et al., 2019). Para reducir el sesgo en la distribución observada asociada con variaciones en el esfuerzo de muestreo espacial, ambas regiones fueron muestreadas utilizando el enfoque de muestreo por grupos objetivo (Ranc et al., 2017). Esto implica ponderar los muestreos por la densidad de registros de un grupo taxonómico más amplio, como la clase Ascidiacea en este caso, para el cual se asume que representa el sesgo de registros para la especie focal (Chapman et al., 2019). Se obtuvieron 10 mil registros de ascidias de GBIF y se muestrearon puntos de referencia ponderados de acuerdo a la densidad de registros. El número de pseudoausencias para cada tipo de referencia fue igual al número de registros para cada especie. Este enfoque es recomendado para la mayoría de los algoritmos usados en este trabajo (Barbet-Massin et al., 2012), y la calibración preliminar del modelo con una gran cantidad de pseudoausencias resulta en modelos altamente sobrepredichos. Para cada conjunto, se realizaron diez modelos diferentes por algoritmo obteniéndose 600 modelos individuales para cada especie. La importancia de cada variable se calculó siguiendo el procedimiento por defecto de “biomod2”.

## RESULTADOS

Los modelos individuales ( $n = 600$ ) mostraron desempeños variables con valores de ABC que variaron de 0,438 a 0,995 para *Styela clava* (media  $\pm$  DE=  $0,789 \pm 0,118$ ) y entre 0,448 y 0,998 para *Styela plicata* ( $0,882 \pm 0,138$ ). Sin embargo, estos valores ABC fueron proporcionales a la contribución de cada modelo al ensamble final y los modelos con bajos valores de ABC ( $< 0,670$  para *S. clava* y  $< 0,744$  para *S. plicata*) fueron excluidos de estos ensambles. La variable ambiental que más contribuyó a los modelos

en el caso de *S. plicata* fue la temperatura mínima anual de mar, mientras que en el caso de *S. clava* fue la temperatura máxima anual, ambas a una profundidad media del fondo (Figura 5.4). Las variables predictoras salinidad, concentración de clorofila y geográficas (profundidad y distancia a la costa) tuvieron un efecto muy pequeño sobre la distribución de ambas especies (Figura 5.4).

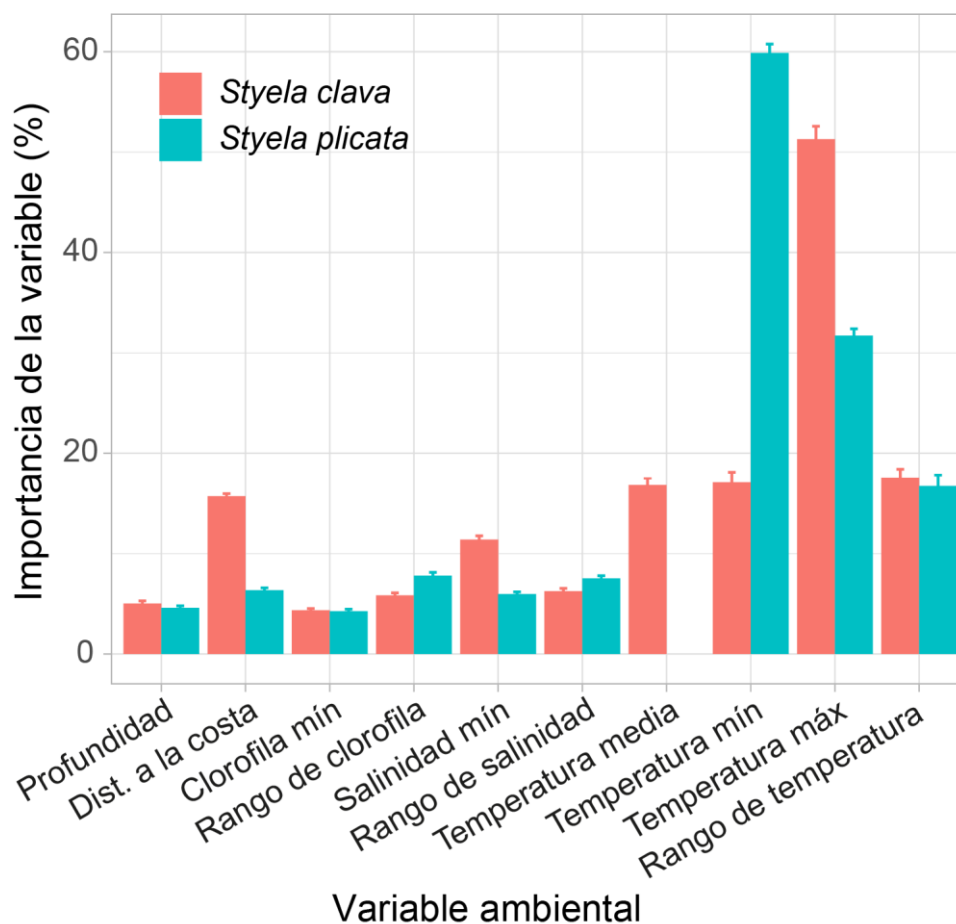


Figura 5.4: Contribución de cada variable predictor a al ensamble final de modelos para las dos especies (+EE). Los nombres de las variables son los mismos que figuran en la Tabla 5.1.

Los MDEs demostraron que ambas ascidias tienen una extensa distribución potencial, a través de regiones tropicales y subtropicales en el caso de *S. plicata* y regiones más templadas para *Styela clava* (Figura 5.5). Mientras *Styela plicata* se extiende más hacia el norte, incluyendo toda la costa de Brasil, la distribución potencial de *S. clava* comprende la costa sur de Brasil y Uruguay, donde actualmente está ausente (Figura 5.5). Particularmente para el Golfo Nuevo, los modelos predijeron la ocurrencia de *S. clava* en el Golfo Nuevo pero no la de *S. plicata* (Figura 5.5). De acuerdo con este ensamble, la localidad favorable más hacia el sur para *S. plicata* a lo largo del Atlántico

Sudoccidental es el Golfo San Matías, el cual está localizado aproximadamente 100 km al norte de Puerto Madryn donde el individuo fue colectado. Es importante señalar que, a estas latitudes, *S. clava* aún no ha ocupado por completo los ambientes favorables previstos, pudiendo tener una distribución casi continua a lo largo de toda la costa patagónica (Figura 5.6).

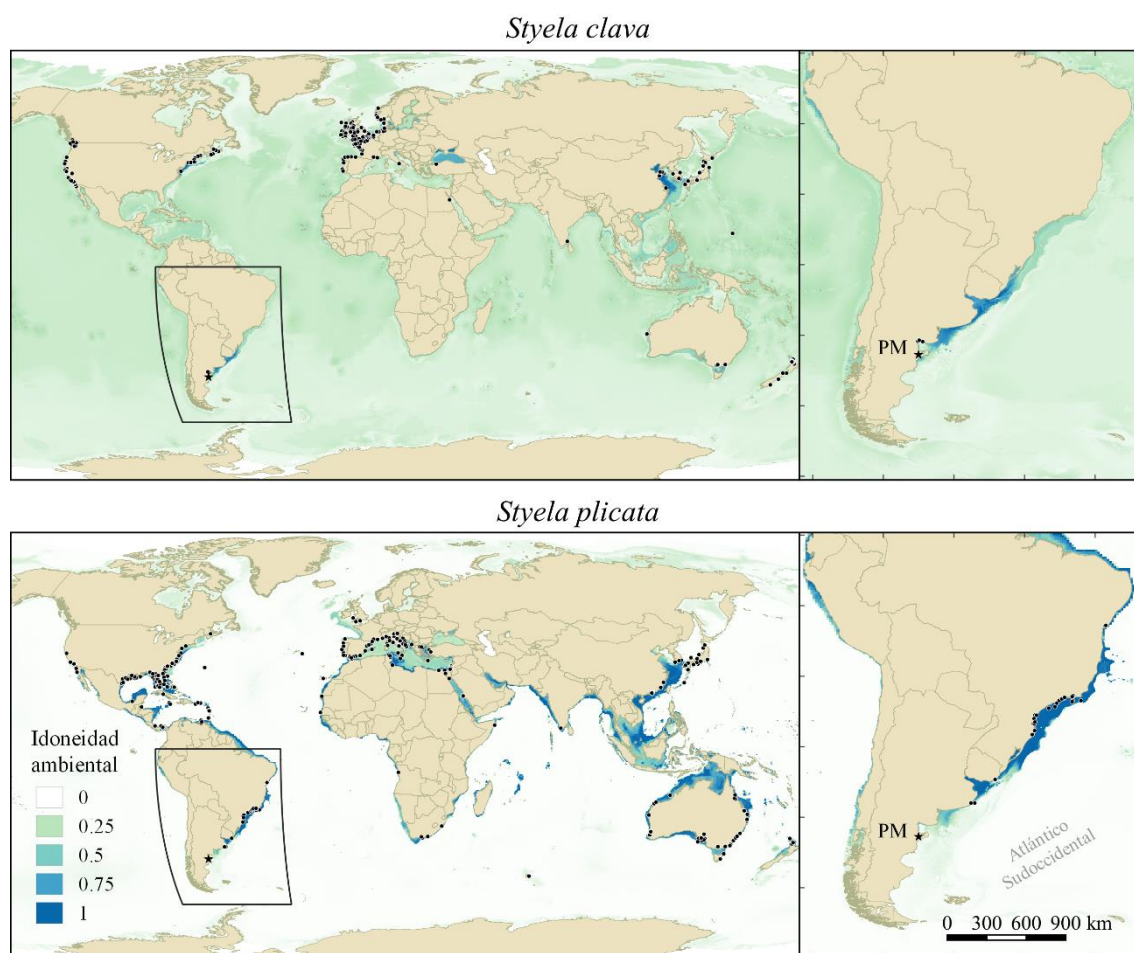


Figura 5.5: Distribución potencial predicha para *Syela clava* y *S. plicata*. En primer plano se muestra la distribución para el Atlántico Sudoccidental. Los puntos negros indican los registros de cada especie y la estrella indica la localización del nuevo registro (Puerto Madryn, Argentina). Los valores de idoneidad ambiental representan una medida ponderada para los modelos individuales re escalados en base a su ABC.

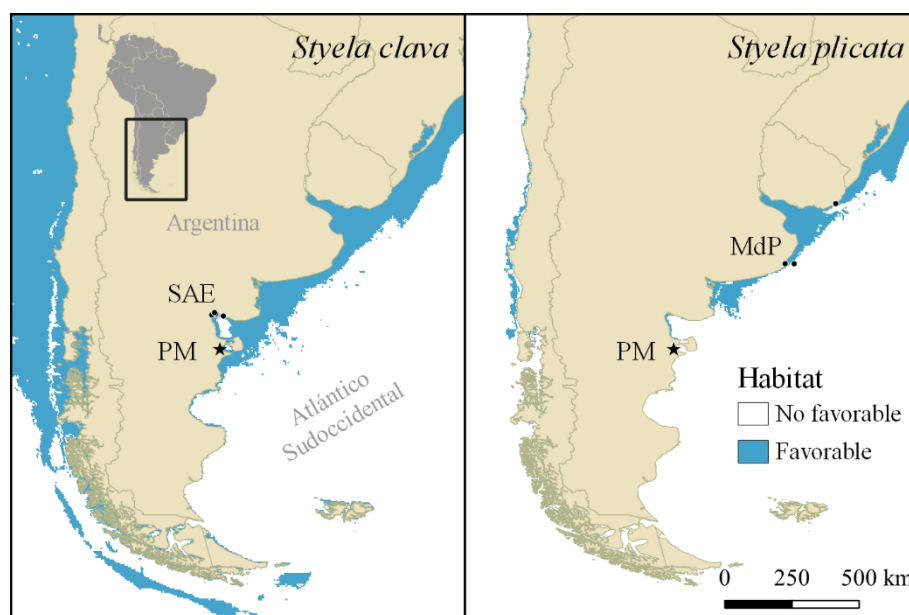


Figura 5.6: Hábitat favorable predicho para *Styela clava* y *S. plicata* a escala regional en Sudamérica. Los umbrales de las predicciones fueron establecidos utilizando el criterio logístico de presencia del décimo percentil para producir mapas binarios de presencia/ausencia. Los puntos negros indican los registros de ambas especies y la estrella indica la localidad donde se recolectaron los nuevos ejemplares (PM, Puerto Madryn, Argentina). Para cada especie se muestran los puertos argentinos en donde las especies fueron registradas por primera vez (SAE: San Antonio Este; Mdp: Mar del Plata).

## DISCUSIÓN

Los MDEs predicen que ambas especies de ascidias podrían alcanzar una distribución potencial notablemente extendida a lo largo del Atlántico Sudoccidental. En particular, el modelo predice que *Styela clava* tiene zonas costeras favorables para su establecimiento a lo largo de todo el litoral del Atlántico Sudoccidental donde actualmente está ausente, lo que indica una expansión potencial tanto hacia el norte como hacia el sur de su distribución actual. Por el contrario, el modelo predice que una mayor expansión de *Styela plicata* hacia el sur es improbable, siendo la temperatura mínima anual la variable limitante para su distribución.

El ensamble de MDEs utilizado mostró un buen desempeño predictivo e identificó con éxito las localidades actuales de *Styela plicata* en todo el mundo, mostrando además que la especie tiene una amplia distribución con gran cantidad de áreas susceptibles de invasión ya ocupadas. No obstante, las predicciones para *Styela plicata* muestran que esta especie puede expandirse incluso al norte de su distribución actual en el Atlántico

Sudoccidental. *S. plicata* está presente en Uruguay, establecida en el puerto de La Paloma (Scarabino et al., 2018), y en Brasil fue registrada viviendo sobre sustratos rocosos, muelles y marinas de la Bahía de Panaguá y sobre estructuras artificiales flotantes en el puerto de Río de Janeiro (da Rocha y Kremer, 2005; Oricchio et al., 2019). Aun no ha ocupado por completo la costa de ambos países, y quedan varias áreas libres adecuadas para su establecimiento. Además, la costa sureste del Pacífico, donde actualmente no se encuentra reportada entre las especies de tunicados exóticos (Pinochet et al., 2017), también es un ambiente adecuado para su establecimiento. El modelo de distribución potencial no predijo la presencia de *S. plicata* en el Golfo Nuevo. De hecho, indicó que el individuo recolectado estaba 100 km fuera del límite de distribución sur predicho. Así, una futura expansión hacia el sur de Puerto Madryn parece poco probable. De acuerdo al modelo, la temperatura mínima anual juega el rol más importante en determinar el potencial de distribución de *S. plicata*, la cual podría estar limitada por el rango de temperatura necesaria para su reproducción que va desde 11 °C a 28 °C (West y Lambert, 1976). A pesar de que la temperatura mínima anual en el sitio de estudio (9 °C en invierno) es menor que la reportada como óptima para *S. plicata*, el establecimiento de esta especie en otras áreas invadidas ha sido atribuido, en parte, a su tolerancia a amplios cambios en la temperatura (Thiyagarajan y Qian, 2003; Pineda, 2012). De hecho, las especies invasoras pueden sorprender con un cambio de hábitat o tolerando condiciones subóptimas durante su establecimiento y dispersión en los rangos invadidos (Stachowicz et al., 2002; Schwindt et al., 2009). A pesar de las aparentes condiciones subóptimas para el establecimiento de *S. plicata*, se encontró un individuo adulto maduro viviendo sobre el naufragio. Esto implica que si bien este único individuo fue removido, otros individuos podrían estar colonizando estructuras o arrecifes cercanos.

Los análisis de distribución potencial mostraron que *Styela clava* está globalmente menos expandida que su congénere *Styela plicata*. De acuerdo a las predicciones, la costa sureste del Pacífico, donde aun no fue registrada, es también un ambiente altamente adecuado para el establecimiento de *S. clava* y por lo tanto vulnerable a futuras invasiones. Este resultado es concordante con las predicciones de Zhang et al. (2020), en las cuales la temperatura también fue el predictor más relevante de la distribución global para esta especie. Las regiones favorables para el establecimiento de *S. clava* y que aún no han sido ocupadas, se encuentran en zonas templadas. Si bien

futuros cambios en las condiciones ambientales marinas, como un incremento en la temperatura del agua en contexto de cambio climático, podrían implicar cambios en la aptitud del hábitat para la especie (Lyons et al., 2020), es esperable que *S. clava* tenga una distribución continua a lo largo de todo el Cono Sur. De hecho, el modelo predijo la ocurrencia de *S. clava* en Golfo Nuevo, sugiriendo que esta especie no ha alcanzado completamente su distribución potencial a lo largo de la Patagonia Argentina, y podría extenderse en el futuro hacia el sur del país a través del Golfo San Jorge (44° S), uno de los ecosistemas marinos más productivos de Argentina. En este sentido, Puerto Madryn surge como un nuevo punto de invasión a partir del cual *S. clava* podría dispersarse regionalmente. Las larvas de *S. clava* rara vez nadan más que unos pocos centímetros antes de asentarse, lo que ocurre unas 12 horas después de la eclosión, y por ello no son capaces de dispersarse naturalmente largas distancias (Davis y Davis, 2007; Darbyson et al., 2009). Esto sugiere que la especie podría dispersarse secundariamente como organismo del *biofouling* a través de pesqueros o embarcaciones de recreo (Minchin et al., 2006; Darbyson et al., 2009; Clarke Murray et al., 2011).

Las predicciones espaciales para estas ascidias reportadas como altamente invasoras en la literatura representan un alerta para Brasil, Uruguay y Chile. Como se mencionó anteriormente, *Styela clava* no ha sido registrada aún en ninguno de los tres países y el modelo predice una distribución potencial a lo largo de todo el Cono Sur. Con respecto a *Styela plicata*, ausente en Chile pero presente en Brasil y Uruguay, el modelo predice que aún quedan áreas libres de la costa de estos países favorables para su establecimiento. Para Argentina, las predicciones muestran que tanto *S. plicata* como *S. clava*, podrían alcanzar una distribución potencial notable a lo largo de la costa. Además, ambas especies son conocidas por crecer en estructuras artificiales de todo el mundo (Shenkar y Swalla, 2011). Su presencia sobre muelles, pilotes de marinas y pequeños puertos deportivos (Pineda et al., 2016; Spagnolo et al., 2019) y botes (Wyatt et al., 2005; Lambert, 2007), sugiere que podrían dispersarse secundariamente a través de embarcaciones recreativas y de pesca.

*Styela plicata* fue detectada por primera vez en el puerto de Mar del Plata en 2007, donde actualmente es una especie establecida en las comunidades incrustantes de escolleras y rompe olas, y de los pilotes de madera en el club de yates (Albano y Obenat, 2019). Este puerto no solo es el principal punto económico de la pesquería nacional, si no que también contiene a la marina más importante del país (Albano, 2012;

Rumbold et al., 2020) y es, por lo tanto, considerado como un *hot spot* para las especies marinas invasoras (Castro et al., 2018; Schwindt et al., 2020). Los barcos pesqueros y recreativos usualmente permanecen varios días amarrados en el puerto incrementando así el riesgo de ser colonizados por organismos del *biofouling*. Además, el hecho de que sean embarcaciones con poco mantenimiento en lo que respecta a la limpieza de cascos (Godwin, 2003; Davidson et al., 2012; Moser et al., 2017), los convierte en buenos candidatos para actuar como vectores para la dispersión secundaria. Las predicciones indican que toda la costa de la provincia de Buenos Aires y del Golfo San Matías es susceptible a la invasión de *S. plicata*. Por otro lado, la introducción de *S. clava* en la Argentina es relativamente reciente, el primer registro es del 2013 en la Bahía de San Antonio y actualmente coloniza con éxitos muelles y ambientes submareales de la bahía y del puerto (Pereyra et al., 2015). En este contexto, la conectividad marítima regional juega un rol muy importante para la dispersión de estas especies.

Los resultados de este capítulo generan evidencias para el desarrollo de estrategias de prevención y manejo e implicancias al momento de priorizar la asignación de recursos para la prevención y control de estas especies de ascidias invasoras. Considerando la distribución predicha por el modelo para *Styela plicata* para estas latitudes, queda evidenciado que se requiere un monitoreo extensivo para determinar si esta especie está presente en, por ejemplo el área portuaria de Puerto Madryn, y si fuera necesario, ejecutar una rápida y localizada remoción de los individuos antes de que los mismos se vuelvan más abundantes. Sin embargo, el marco temporal para alcanzar la erradicación depende de múltiples variables ambientales y socioeconómicas que son contexto-específicas (Simberloff, 2003). Es importante remarcar que los planes de detección temprana y respuesta rápida no finalizan con las medidas de contención o erradicación y que se requiere llevar adelante diferentes estudios a lo largo del tiempo para evaluar la eficiencia de las acciones y para prevenir la recolonización de las especies. La reciente detección de varios individuos de *Styela clava* en pilotes de los muelles Luis Piedra Buena y Almirante Storni de Puerto Madryn (Battini, com. pers.), confirma que la especie ya está dispersándose a una escala local dentro del Golfo Nuevo. Teniendo en cuenta los potenciales impactos negativos de *Styela clava*, resulta urgente la implementación de un protocolo de EDRR que sea consensuado entre diferentes actores claves. Para especies conspicuas y fácilmente reconocibles como esta, las iniciativas de ciencia ciudadana también pueden ser una herramienta poderosa no

solo para la detección temprana de las especies sino también para maximizar los esfuerzos en las respuestas rápidas (Crall et al., 2010). Remociones localizadas y rápidas con el objetivo de erradicar la especie pueden ser, por ejemplo, coordinadas con buzos recreativos aprovechando sus invaluable capacidades y sus profundos conocimientos sobre el ambiente marino local.

Actualmente, los MDEs son una herramienta muy utilizada para generar información espacial destinada a avanzar en el desarrollo y la aplicación de planes de EDRR. Teniendo en cuenta las predicciones para las especies aquí estudiadas, al igual que para otras recientemente detectadas, es recomendable que las autoridades pertinentes trabajen urgentemente en evitar la dispersión; llevando a cabo programas de vigilancia, principalmente en puertos y estructuras artificiales circundantes. Estos programas, constituyen una herramienta de prevención muy importante para minimizar los impactos ecológicos y económicos de las especies exótica invasoras marinas.



## CAPÍTULO VI

### DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES FINALES



Ilustración @YaguiArt

En los ecosistemas marinos, las especies exóticas se están estableciendo a un ritmo exponencial como consecuencia de la presión que ejercen las actividades humanas sobre el ambiente marino-costero. La relevancia del tráfico marítimo para el funcionamiento del comercio global conduce a una fuerte modificación del hábitat para optimizar el movimiento de cientos de miles de barcos, como la apertura de canales de navegación, la urbanización costera a través de la construcción de muelles y escolleras y la disposición final de barcos obsoletos ya sea en tierra o bajo el agua para la creación de arrecifes artificiales. Esta gran cantidad de estructuras artificiales favorece el asentamiento de las especies exóticas que son transportadas por los barcos entre regiones del mundo. Así, los puertos son los principales puntos de introducción y de dispersión regional de estas especies y por esta razón, las estrategias de manejo están focalizadas en ellos y sus áreas de influencia. En este sentido, el objetivo general de esta tesis fue estudiar los patrones y procesos antrópicos involucrados en la dispersión regional de especies exóticas y discutir las implicancias de estos en el desarrollo de estrategias de manejo en Argentina.

Argentina, a pesar de su gran extensión costera tiene pocos puertos marino-estuarinos en comparación con países vecinos. Esto representa una ventaja para los ecosistemas marinos, si se tiene en cuenta que los puertos son el principal sitio para implementar programas de monitoreo y vigilancia. El gran esfuerzo que implica la recolección de organismos y su posterior identificación en los programas de monitoreo y vigilancia es considerable, sin embargo, los tipos de métodos que se abordaron en el Capítulo II, e incluso en el Capítulo IV, mostraron que son efectivos para detectar una mayor cantidad de especies exóticas. Por ejemplo, especies exóticas de peracáridos, briozoos, hidrozoos, ascidias coloniales y poliquetos recolectadas en los muestreos de esta tesis (Capítulo II y Capítulo IV), hubieran sido imposibles de detectar usando muestreos visuales, ya sea por su pequeño tamaño o porque requieren disecciones para su correcta identificación. Complementar métodos y recolectar organismos de diferentes estructuras artificiales también puede aumentar las chances de detectar especies. Por ejemplo, incorporando dentro de los monitoreos el muestreo tanto de estructuras fijas (pilotes, escolleras) como flotantes y suspendidas (boyas, cabos, plataformas, cascos de barcos). Además, la construcción de capacidades para la identificación de especies exóticas es vital para que la recolección de organismos durante los monitoreos pueda ser la base para tomar decisiones de manejo a futuro. La correcta identificación taxonómica

de las especies permite, por ejemplo, plantear hipótesis sobre su posible origen, vincular su distribución con los posibles vectores y acceder a información relevante sobre la ecología y biología de las mismas para realizar predicciones de su distribución espacial como se abordó y discutió en el Capítulo V.

Los barcos pesqueros tienen el potencial para ser el principal vector de dispersión regional de especies exóticas marinas en Argentina y, a diferencia de lo que ocurre con las embarcaciones recreativas, poseen mayor cantidad de regulaciones por lo que los registros son más sólidos para poder hacer análisis más detallados sobre sus movimientos. Las embarcaciones recreativas, subestimadas en los registros, son un riesgo potencial para concentrar y dispersar especies exóticas (Capítulo IV). La falta de regulaciones sobre este tipo de embarcaciones genera vacíos de información en las bases de datos en todas partes del mundo, por lo que la recopilación de información sobre número de viajes y recorridos puede ser robustecida, por ejemplo, con encuestas directas a propietarios y propietarias. En este sentido, el puerto de Ushuaia, identificado en el Capítulo III como el puerto marino con mayor movimiento de embarcaciones recreativas, podría ser un puerto estratégico para recopilar esta información. De los resultados de esta tesis se desprende, además, la necesidad de seguir avanzando en el estudio del movimiento del tráfico marítimo nacional incorporando a los puertos marinos más pequeños que quedaron por fuera del análisis pero que, a partir de los resultados, se observó que cumplen un rol clave dentro de la red de tráfico marítimo nacional. Para esto, el mejoramiento de la base de datos utilizada es fundamental para poder abordar análisis más complejos y específicos, que ayuden a entender mejor los patrones de movimiento de barcos y el rol que tiene cada tipo en la dispersión regional de especies exóticas. Además, la incorporación del tráfico internacional al análisis permitirá contar con una idea más acabada de cómo el tráfico marítimo está conduciendo las invasiones biológicas marinas en toda la región del Atlántico Sudoccidental.

El *biofouling* es uno de los principales vectores para la dispersión de especies exóticas marinas. Mantener los cascos de las embarcaciones libres de *biofouling* es entonces, fundamental para minimizar el transporte de especies. En este sentido, la falta de regulaciones dificulta que los propietarios mantengan los esquemas de limpieza con la regularidad necesaria. La situación se agrava debido a la falta de instalaciones apropiadas en tierra en la mayoría de las localidades costeras. El manual de buenas

prácticas es una herramienta valiosa, elaborado para informar sobre distintos métodos de limpieza manual de pequeñas y medianas embarcaciones y consejos a tener en cuenta para evitar dispersar especies. Sin embargo, sería recomendable que los gobiernos municipales o provinciales, las industrias y sectores interesados faciliten alternativas para la limpieza en tierra, como la que se describe en el Capítulo IV, ya que si no hay alternativas o estas son muy costosas pueden desalentar el mantenimiento de las embarcaciones o promover la limpieza dentro del agua, la cual es una práctica muy utilizada pero poco recomendada. De todas formas, no hay método perfecto y no aplicar ningún tipo de manejo de *biofouling* no puede ser una opción, por lo que el método más apropiado debe ser evaluado y consensuado entre diferentes actores para cada lugar y contexto.

Los planes de detección temprana y respuesta rápida son una serie de principios para reducir el establecimiento, dispersión e impactos de las especies invasoras. Si bien hay muchas especies exóticas que han sido detectadas de forma incidental, aplicar medidas preventivas proactivas a través de programas de monitoreo y vigilancia es la forma más efectiva de minimizar las introducciones. Además, una vez detectadas, toda medida que se tome de forma rápida tiene mayores probabilidades de obtener resultados favorables que dejar pasar el tiempo y que la especie se vuelva abundante y amplie su distribución. Cuando se trata de especies conspicuas y fácilmente distinguibles, el trabajo en conjunto con buzos y buzas recreativos y profesionales para detectar y remover los organismos ha dado buenos resultados (Capítulo V). En este sentido, contemplar la participación de estos y otros actores podría contribuir a optimizar recursos y que las acciones sean más eficaces. Además, como también se discutió en el Capítulo IV, el involucramiento de distintos actores e instituciones, permite abordar las estrategias de manejo de forma más consensuada y alcanzar soluciones que contemplen el contexto local. También, la detección constante en distintas áreas de la costa de especies invasoras conocidas por generar profundos impacto en otras regiones, resalta la urgente necesidad de la puesta en marcha de un protocolo de detección temprana y respuesta rápida.

Por lo expuesto, esta tesis permite concluir que la dispersión regional de especies marinas exóticas en Argentina, está positivamente influenciada por el movimiento de las embarcaciones, y que las principales responsables podrían ser de la categoría pesqueros. Los puertos son puntos claves para llevar adelante programas de monitoreo y vigilancia

que permitan reportar nuevas introducciones, las cuales continúan aumentando en los golfos norpatagónicos. Sin embargo, el tipo de muestreo empleado condiciona esta detección, por lo que complementar distintos tipos de muestreo en diferentes estructuras artificiales resulta lo más recomendable. Además, se observó que las embarcaciones recreativas con gran cantidad de *biofouling* son capaces de acumular una importante cantidad de especies marinas exóticas de una gran diversidad de taxones, proveyendo evidencias de que este tipo de embarcaciones también son un riesgo para dispersar especies exóticas. El avance en métodos de limpieza de cascos para evitar la acumulación de *biofouling* y que sean acordes a cada contexto es fundamental para minimizar la introducción y dispersión de especies. La limpieza por varamiento es un método seguro para remover y retener el *biofouling* durante el procedimiento cuando no están disponibles en la costa otros métodos o instalaciones. Finalmente, con foco en la prevención de nuevas introducciones, en esta tesis se estudiaron los modelos de distribución de especies para predecir la dispersión espacial de especies exóticas invasoras. Estos modelos mostraron ser una herramienta predictiva de gran potencial para generar información y contribuir al proceso de toma de decisiones para el manejo de especies exóticas.

Los resultados y discusiones alcanzados por esta tesis son una contribución pionera que puede permitir el desarrollo de estrategias de prevención y manejo integrales, efectivas y al menor costo posible. Además, y en función de todo lo expuesto en esta sección, se proponen las siguientes ideas como líneas de trabajo a completar y/o desarrollar en el futuro:

- Identificar y cuantificar especies exóticas presentes en estructuras artificiales flotantes como veleros y plataformas de buceo.
- Incorporar los puertos marinos de menor tamaño al análisis de tráfico marítimo regional.
- Analizar y caracterizar la conectividad marítima internacional para identificar las regiones del mundo con las que Argentina tiene mayor conectividad.
- Recopilar información sobre el movimiento de las embarcaciones recreativas a través de encuestas a las personas propietarias.
- Fortalecer la base de datos nacional de tráfico marítimo de la Prefectura Naval Argentina a través de convenios interinstitucionales que permitan realizar análisis de tráfico marítimo de mayor complejidad.

- Realizar un análisis de percepción para identificar grupos sociales prioritarios con los cuales avanzar en estrategias de manejo participativas a escala local.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abelando M, Chiarandini J, Bobinac M, Castro K y Schwindt E. 2018. Marine traffic and exotic species in ports of Argentina: needs for early detection and rapid response plans. En: Bortolus A y Schwindt E (eds), *10th International Conference on Marine Bioinvasions*. Puerto Madryn, Argentina, pp. 18.
- Abelando M, Bobinac M y Fiore JC. 2020. Assessment of the efficiency of controls to prevent biologic invasions at the San Lorenzo Port, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(7), 1–9. doi: 10.1007/s10661-020-08359-2
- Adelino JRP, Heringer G, Diagne C, Courchamp F, Faria LDB y Zenni RD. 2021. The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. *NeoBiota*, 67, 349. doi: 10.3897/neobiota.67.59185
- Airolidi L, Abbiati M, Beck MW, Hawkins SJ, Jonsson PR, Martin D, Moschella PS, Sundelof A, Thompson RC, Åberg P. 2005. An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coastal Engineering*, 52(10-11), 1073-1087. doi: 10.1016/j.coastaleng.2005.09.007
- Airolidi L y Bulleri F. 2011. Anthropogenic disturbance can determine the magnitude of opportunistic species responses on marine urban infrastructures. *PLoS One*, 6, e22985. doi: 10.1371/journal.pone.0022985
- Airolidi L, Turon X, Perkol-Finkel S y Rius M. 2015. Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Diversity and Distributions*, 21, 755–768. doi: 10.1111/ddi.12301
- Albano MJ. 2012. *Patrones de distribución y abundancia de invertebrados bentónicos exóticos en áreas naturales y portuarias de la provincia de Buenos Aires, Argentina*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata. XXX pp.
- Albano MJ y Obenat SM. 2009. Assemblage of benthic macrofauna in the aggregates of the tubicolous worm *Phyllochaetopterus socialis* in the Mar del Plata harbour, Argentina. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(6), 1099–1108, doi: 10.1017/S0025315409000472
- Albano MJ y Obenat SM. 2019. Fouling assemblages of native, non-indigenous and cryptogenic species on artificial structures, depths and temporal variation. *Journal of Sea Research*, 144, 1–15. doi: 10.1016/j.seares.2018.10.002
- Aldred N y Clare AS. 2014. Mini-review: impact and dynamics of surface fouling by solitary and compound ascidians. *Biofouling*, 30, 259–270. doi: 10.1080/08927014.2013.866653
- Almada P, Cava B, Chiesa I, Albano M, Schwindt E, Paolucci E, Correa N y Sylvester F. 2018. Riesgo de introducción de especies a puertos argentinos a través de las tomas de mar de los buques. En: Menoret A, Guller M, Alder V, Saraceno M y Capitanio F (eds), *X Jornadas Nacionales de Ciencias Del Mar y VIII Coloquio Nacional de Oceanografía*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, pp. 148.
- Amor A. 1964. Ascidiar nuevas para la fauna argentina. *Physis (Argentina)*, 24(68), 351pp.
- Anderson MJ. 2003. *PERMANOVA 2-factor: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance (for any 2-factor multivariate ANOVA design) using permutation tests*. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson MJ y Underwood AJ. 1994. Effects of substratum on the recruitment and development of an intertidal estuarine fouling assemblage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 184, 217–236. doi: 10.1016/0022-0981(94)90006-X

- Anderson RP y Raza A. 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: Preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography*, 37, 1378–1393. doi: 10.1111/j.1365-2699.2010.02290.x
- Andrés J, Czechowski P, Grey E, Saebi M, Andres K, Brown C, Chawla N, Corbett JJ, Brys R, Cassey P, Correa N, Deveney MR, Egan SP, Fisher JP, Pfrender ME, Pochardt MR, Prowse TAA, Rumrill SS, Scianni C, Syvester F, Tamburrini MN, Therriault TW, Yeo DCJ y Lodge D. 2021. Global port survey quantifies commercial shipping's effect on biodiversity. *bioRxiv*, 10.07.463538. doi: 10.1101/2021.10.07.463538
- Archibald JL, Anderson CB, Dicenta M, Roulier C, Slutz K y Nielsen EA. 2020. The relevance of social imaginaries to understand and manage biological invasions in southern Patagonia. *Biological Invasions*, 22(11), 3307–3323. doi: 10.1007/s10530-020-02325-2
- Armstrong VN. 2013. Vessel optimisation for low carbon shipping. *Ocean Engineering*, 73, 195–207. doi: 10.1016/j.oceaneng.2013.06.018
- Ashton G, Boos K, Shucksmith R y Cook E. 2006. Risk assessment of hull fouling as a vector for marine non-natives in Scotland. *Aquatic Invasions*, 1, 214–218. doi: 10.3391/ai.2006.1.4.4
- Ashton G, Davidson I y Ruiz G. 2014. Transient small boats as a long-distance coastal vector for dispersal of *biofouling* organisms. *Estuaries and Coasts*, 37, 1572–1581. doi: 10.1007/s12237-014-9782-9
- Ashton GV, Zabin CJ, Davidson IC y Ruiz GM. 2022. Recreational boats routinely transfer organisms and promote marine bioinvasions. *Biological Invasions*, 1-14. doi: 10.1007/s10530-021-02699-x
- Assis J, Tyberghein L, Bosch S, Verbruggen H, Serrão EA y De Clerck O. 2018. Bio-ORACLE v2.0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 27, 277–284. doi: 10.1111/geb.12693
- Azmi F, Primo C, Hewitt CL y Campbell ML. 2015. Assessing marine biosecurity risks when data are limited: bioregion pathway and species-based exposure analyses. *ICES Journal of Marine Science*, 72(3), 1078–1091. doi: 10.1093/icesjms/fsu236
- Bannister J, Sievers M, Bush F y Bloecher N. 2019. *Biofouling* in marine aquaculture: a review of recent research and developments. *Biofouling*, 35, 631–648. doi: 10.1080/08927014.2019.1640214
- Barbet-Massin M, Jiguet F, Albert CH y Thuiller W. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 327–338. doi: 10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x
- Barve N, Barve V, Jiménez-Valverde A, Lira-Noriega A, Maher SP, Peterson AT, Soberón J y Villalobos F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222, 1810–1819. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011
- Battini, N. 2020. *Invasiones biológicas en áreas portuarias: evaluando estrategias de éxito en un molusco exótico, potencialmente neurotóxico y con alto riesgo de expansión regional*. Tesis doctoral inédita. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 161 pp.
- Battini N, Farías N, Giachetti CB, Schwindt E y Bortolus A. 2019. Staying ahead of invaders: using species distribution modeling to predict alien species' potential niche shifts. *Marine Ecology Progress Series*, 612, 127-140.



- Battini N, Giachetti CB, Castro KL, Bortolus A y Schwindt E. 2021. Predator–prey interactions as key drivers for the invasion success of a potentially neurotoxic sea slug. *Biological Invasions*, 23(4), 1207–1229. doi: 10.1007/s10530-020-02431-1
- Belz CE, Darrigran G, Netto OSM, Boeger WA y Ribeiro PJ. 2012. Analysis of four dispersion vectors in inland waters: the case of the invading bivalves in South America. *Journal of Shellfish Research*, 31(3), 777–784. doi: 10.2983/035.031.0322
- Bertelsmeier C y Ollier S. 2020. International tracking of the COVID-19 invasion: an amazing example of a globalized scientific coordination effort. *Biological Invasions*, 22(9), 2647–2649. doi: 10.1007/s10530-020-02287-5
- Bigatti G, Signorelli JH y Schwindt E. 2014. Potential invasion of the Atlantic coast of South America by *Semimytilus algosus* (Gould, 1850). *BioInvasions Records*, 3(4), 241–246. doi:10.3391/bir.2014.3.4.05
- Bishop MJ y Hutchings PA. 2011. How useful are port surveys focused on target pest identification for exotic species management? *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 36–42. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.09.014
- Bishop MJ, Mayer-Pinto M, Airolidi L, Firth LB, Morris RL, Loke LH, Hawkins SJ, Naylor LA, Coleman RA, Chee SY y Dafforn KA. 2017. Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492, 7–30. doi: 10.1016/j.jembe.2017.01.021
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JRU y Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333–339.
- Bobinac M, Chiarandini J, Abelando M, Castro K y Schwindt E. 2018. Fishing vessels and secondary dispersion of marine exotic species in Argentina. En: Bortolus A y Schwindt E (eds), *10th International Conference on Marine Bioinvasions*. Puerto Madryn, Argentina, pp. 31.
- Boltovskoy D, Almada P y Correa N. 2011. Biological invasions: assessment of threat from ballast-water discharge in Patagonian (Argentina) ports. *Environmental Science & Policy*, 14(5), 578–583. doi: 10.1016/j.envsci.2011.03.007
- Boltovskoy D, Correa NM, Burlakova LE, Karatayev AY, Thuesen EV, Sylvester F, Paolucci EM. 2021. Traits and impacts of introduced species: a quantitative review of meta-analyses. *Hydrobiologia*, 848, 2225–2258. doi: 10.1007/s10750-020-04378-9
- Bortolus A. 2008. Error cascades in the biological sciences: The unwanted consequences of using bad taxonomy in ecology. *Ambio*, 37, 114–118. doi: 10.1579/0044-7447(2008)37[114:ECITBS]2.0.CO;2
- Bortolus A, Carlton JT y Schwindt E. 2015. Reimagining South American coasts: unveiling the hidden invasion history of an iconic ecological engineer. *Diversity and Distributions*, 21(11), 1267–1283. doi: 10.1111/ddi.12377
- Broennimann O y Guisan A. 2008. Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biology Letters*, 4, 585–589. doi: 10.1098/rsbl.2008.0254
- Bulleri F. 2005. Experimental evaluation of early patterns of colonisation of space on rocky shores and seawalls. *Marine Environmental Research*, 60(3), 355–374. doi: 10.1016/j.marenvres.2004.12.002
- Bulleri F y Chapman MG. 2010. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 26–35. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01751.x

- Bush SE, Gustafsson DR, Tkach VV y Clayton DH. 2021. A misidentification crisis plagues specimen-based research: A case for guidelines with a recent example (Ali et al., 2020). *Journal of Parasitology*, 107, 262–266. doi: 10.1645/21-4
- Campbell ML, Gould B y Hewitt CL. 2007. Survey evaluations to assess marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 360–378. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.01.015
- Campbell ML, Keith I, Hewitt CL, Dawson TP y Collins K. 2015. Evolving marine biosecurity in the Galapagos Islands. *Management of Biological Invasions*, 6(3), 227–230. doi:10.3391/mbi.2015.6.3.01
- Campbell ML, Leonard K, Primo C y Hewitt CL. 2018. Marine biosecurity crisis decision-making: two tools to aid “go”/“no go” decision-making. *Frontiers in Marine Science*, 5, 331. doi: 10.3389/fmars.2018.00331
- Carlton JT. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 77 (6), 1653–1655.
- Carlton JT. 2009. Deep invasion ecology and the assembly of communities in historical time. En: Rilov G y Crooks JA (eds), *Biological invasions in marine ecosystems* (pp. 13–56). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Carlton JT. 2010. The impact of maritime commerce on marine biodiversity. *The Brown Journal of World Affairs*, 16(2), 131–142.
- Carlton JT y Cohen AN. 2003. Episodic global dispersal in shallow water marine organisms: the case history of the European shore crabs *Carcinus maenas* and *C. aestuarii*. *Journal of Biogeography*, 30(12), 1809–1820. doi: 10.1111/j.1365-2699.2003.00962.x
- Carlton JT y Eldredge LG. 2009. Marine bioinvasions of Hawaii. The introduced and cryptogenic marine and estuarine animals and plants of the Hawaiian Archipelago. *Bishop Museum Bulletins in Cultural and Environmental Studies* 4. Bishop Museum Press, Honolulu, 202 pp
- Carlton JT y Eldredge LG. 2015. Update and revisions of the marine bioinvasions of Hawaii: the introduced and cryptogenic marine and estuarine animals and plants of the Hawaiian Archipelago. En: Evenhuis NL y Carlton JT (eds), Lucius G. Eldredge Memorial Volume. *Bishop Museum Bulletin in Zoology*, 9, 25–47
- Carlton JT y Ruiz GM. 2015. Anthropogenic vectors of marine and estuarine invasions: an overview framework. En: Canning-Clode J (ed), *Biological Invasions in changing ecosystems* (pp 24–36). De Gruyter Open Poland.
- Carlton JT, Chapman JW, Geller JB, Miller JA, Carlton DA, McCuller MI, Treneman NC, Steves BP y Ruiz GM. 2017. Tsunami-driven rafting: Transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. *Science*, 357(6358), 1402–1406. doi: 10.1126/science.aao1498
- Casas GN y Piriz ML. 1996. Surveys of *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) in Golfo Nuevo, Argentina. *Hydrobiologia*, 326, 213–215. doi: 10.1007/BF00047809
- Casas GN y Schwindt E. 2008. Un alga japonesa en la costa patagónica. *Ciencia Hoy*, 18(107), 31–39.
- Castro KL, Schwindt E, Abelando M, Bobinac M y Chiarandini J. 2018. Maritime connectivity and management of hull fouling: understanding factors that influence the intraregional spread of marine exotic species in Argentina. En: Bortolus A y Schwindt E (eds), *10th International Conference on Marine Bioinvasions*. Puerto Madryn, Argentina, pp. 44.
- Castro KL, Giachetti CB, Battini N, Bortolus A y Schwindt E. 2020. Cleaning by beaching: introducing a new alternative for hull biofouling management in Argentina. *Aquatic Invasions*, 15(1), 63–80. doi: 10.3391/ai.2020.15.1.05

- Castro KL, Battini N, Giachetti CB, Trovant B, Abelando M, Basso NG y Schwindt E. 2021. Early detection of marine invasive species following the deployment of an artificial reef: Integrating tools to assist the decision-making process. *Journal of Environmental Management*, 297, 113333. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.113333
- Castro KL, Epherra L, Raffo MP, Morsan E y Rubilar T. 2022. Changes in the diet of the native sea urchin *Arbacia dufresnii* at different scenarios of the *Undaria pinnatifida* invasion (Patagonia, Argentina). *Food Webs*, e00221. doi: 10.1016/j.fooweb.2022.e00221
- Ceballos-Osuna L. 2020. *Normativas para la gestión de bioincrustaciones marinas. La experiencia del Estado de California* [Webinar]. Glofouling Webinar Series, Glofouling Partnerships Project. Fuente: <https://www.glofouling.imo.org/webinar-past/4>.
- Chainho P, Fernandes A, Amorim A, Ávila SP, Canning-Clode J, Castro JJ, Costa AC, Costa JL, Cruz T, Gollasch S, Grazziotin-Soares C, Melo R, Micael J, Parente MI, Semedo J, Silva T, Sobral D, Sousa M, Torres P, Veloso V y Costa MJ. 2015. Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 199–211. doi: 10.1016/j.ecss.2015.06.019
- Chan FT, MacIsaac HJ, Bailey SA y Krkošek M. 2015. Relative importance of vessel hull fouling and ballast water as transport vectors of nonindigenous species to the Canadian Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(8), 1230–1242. doi: 10.1139/cjfas-2014-0473
- Chapman JW y Carlton JT. 1991. A test of criteria for introduced species the global invasion by the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). *Journal of Crustacean Biology*, 11(3), 386–400. doi: 10.2307/1548465
- Chapman D, Pescott OL, Roy HE y Tanner R. 2019. Improving species distribution models for invasive non-native species with biologically informed pseudo-absence selection. *Journal of Biogeography*, 46, 1029–1040. doi: 10.1111/jbi.13555
- Cianis L, Correa N, Adaro M, Ron L y Paolucci E. 2018. Travesía de especies exóticas incrustantes en veleros de gran porte: ¿invasores eran los de antes? En: Menoret A, Guller M, Alder V, Saraceno M y Capitanio F (eds), *X Jornadas Nacionales de Ciencias Del Mar y VIII Coloquio Nacional de Oceanografía*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, pp. 185.
- Cifuentes M, Krueger I, Dumont CP, Lenz M y Thiel M. 2010. Does primary colonization or community structure determine the succession of fouling communities? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 395, 10–20. doi: 10.1016/j.jembe.2010.08.019
- Clark GF y Johnston EL. 2009. Propagule pressure and disturbance interact to overcome biotic resistance of marine invertebrate communities. *Oikos*, 118(11), 1679–1686. doi: 10.1111/j.1600-0706.2009.17564.x
- Clarke KR y Gorley RN. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial, 6ta ed.* PRIMER-E Ltd., Plymouth, 190 pp.
- Clarke Murray C, Pakhomov EA y Therriault TW. 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions*, 17(6), 1161–1172. doi: 10.1111/j.1472-4642.2011.00798.x
- Clarke Murray C, Therriault TW y Martone PT. 2012. Adapted for invasion? Comparing attachment, drag and dislodgment of native and nonindigenous hull fouling species. *Biological Invasions*, 14(8), 1651–1663. doi: 10.1007/s10530-012-0178-0
- Clarke Murray C, Therriault TW y Pakhomov E. 2013. What lies beneath? An evaluation of rapid assessment tools for management of hull fouling. *Environmental Management*, 52, 374–384. doi: 10.1007/s00267-013-0085-x

- Clarke S, Hollings T, Liu N, Hood G y Robinson A. 2017. Biosecurity risk factors presented by international vessels: a statistical analysis. *Biological Invasions*, 19(10), 2837-2850. doi: 10.1007/s10530-017-1486-1
- Cohen BF, Currie DR y McArthur MA. 2000. Epibenthic community structure in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Marine Freshwater Research*, 51, 689–702.
- Cole E, Keller RP y Garbach K. 2019. Risk of invasive species spread by recreational boaters remains high despite widespread adoption of conservation behaviors. *Journal of Environmental Management*, 229, 112–119. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.06.078
- Connell SD y Glasby TM. 1999. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. *Marine Environmental Research*, 47(4), 373–387. doi: 10.1016/S0141-1136(98)00126-3
- Coutts ADM y Dodgshun TJ. 2007. The nature and extent of organisms in vessel sea-chests : A protected mechanism for marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 875–886. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.03.011
- Coutts ADM, Gardner PA, Piola RF, Hewitt CL y Connell SD. 2010. Effect of vessel voyage speed on survival of *biofouling* organisms: implications for translocation of non- indigenous marine species. *Biofouling*, 26(1), 1–13. doi: 10.1080/08927010903174599
- Coutts ADM y Taylor MD. 2004. A preliminary investigation of biosecurity risks associated with *biofouling* on merchant vessels in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 38(2), 215–229. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.03.011
- Crall AW, Newman GJ, Jarnevich CS, Stohlgren TJ, Waller DM y Graham, J. 2010. Improving and integrating data on invasive species collected by citizen scientists. *Biological Invasions*, 12, 3419–3428. doi: 10.1007/s10530-010- 9740-9
- Crooks JA. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, 97, 153–166. doi: 10.1034/j.1600-0706.2002.970201.x
- Culver CS y Kuris AM. 2000. The apparent eradication of a locally established introduced marine pest. *Biological Invasions*, 2, 245–253. doi: 10.1023/A:1010082407254
- da Rocha RM y Kremer LP. 2005. Introduced ascidians in Paranagua Bay, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22, 1170–1184. doi: 10.1590/S0101-81752005000400052
- de Castro MCT, Fileman TW y Hall-Spencer JM. 2017. Invasive species in the Northeastern and Southwestern Atlantic Ocean: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 116(1-2), 41–47. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.048
- de Castro MCT, Vance T, Yunnice AL, Fileman TW y Hall-Spencer JM. 2018. Low salinity as a biosecurity tool for minimizing biofouling on ship sea chests. *Ocean Science*, 14(4), 661–667. doi: 10.5194/os-14-661-2018
- De La Garza J, Moriondo Danovaro P, Fernández M, Ravalli C, Souto V y Waessle J. 2017. *An overview of the Argentine red shrimp (Pleoticus muelleri) fishery in Argentina. Biology, fishing, management and ecological interactions.* Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, 42 pp.
- Dafforn KA, Glasby TM y Johnston EL. 2012. Comparing the invasibility of experimental “reefs” with field observations of natural reefs and artificial structures. *PLoS One*, 7, e38124. doi: 10.1371/journal.pone.0038124
- Darbyson EA, Hanson JM, Locke A y Willison JHM. 2009. Settlement and potential for transport of clubbed tunicate (*Styela clava*) on boats hulls. *Aquatic Invasions*, 4, 95–103. doi: 10.3391/ai
- Davidson IC y Simkanin C. 2012. The biology of ballast water 25 years later. *Biological Invasions*, 14(1), 9–13. doi: 10.1007/s10530-011-0056-1

- Davidson IC, Brown CW, Sytsma MD y Ruiz GM. 2009. The role of containerships as transfer mechanisms of marine *biofouling* species. *Biofouling*, 25(7), 645–655. doi: 10.1080/08927010903046268
- Davidson IC, McCann LD, Sytsma MD y Ruiz GM. 2008a. Interrupting a multi-species bioinvasion vector: The efficacy of in-water cleaning for removing *biofouling* on obsolete vessels. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1538–1544. doi: 10.1016/j.marpolbul.2008.05.024
- Davidson IC, McCann LD, Fofonoff PW, Sytsma MD y Ruiz GM. 2008b. The potential for hull-mediated species transfers by obsolete ships on their final voyages. *Diversity and Distributions*, 14(3), 518–529. doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00465.x
- Davidson IC, Zabin CJ, Chang AL, Brown CW, Sytsma MD y Ruiz GM. 2010. Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquatic Biology*, 11, 179–191. doi: 10.3354/ab00302
- Davidson IC, Ashton G, Zabin C y Ruiz G. 2012. *Aquatic invasive species vector risk assessments: The role of fishing vessels as vectors for marine and estuarine species in California* [Informe final]. Portland State University y Smithsonian Environmental Research Center, 57 pp.
- Davidson I, Ruiz G y Gorgula S. 2014. *Vessel biofouling in Hawaii: current patterns of a potent marine bioinvasion vector and potential management solutions* [Informe para el Department of Land and Natural Resources (DLNR), el Coordinating Group on Alien Pest Species (CGAPS) y la Hau'oli Mau Loa Foundation]. Smithsonian Environmental Research Center, 40 pp.
- Davidson IC, Scianni C, Hewitt C, Everett R, Holm E, Tamburri M y Ruiz G. 2016. Mini-review: Assessing the drivers of ship *biofouling* management – aligning industry and biosecurity goals. *Biofouling*, 32(4), 411–428. doi: 10.1080/08927014.2016.1149572
- Davidson I, Cahill P, Hinz A, Kluza D, Scianni C, Georgiades E. 2021. A Review of Biofouling of Ships' Internal Seawater Systems. *Frontiers in Marine Science* 8, 1590. doi: 10.3389/fmars.2021.761531
- Davis MH, Davis ME. 2007. The distribution of *Styela clava* (Tunicata, Ascidiacea) in European waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342, 182–184. doi: 10.1016/j.jembe.2006.10.039
- Diario Jornada. 2019.  
[https://www.diariojornada.com.ar/239131/sociedad/por\\_el\\_mal\\_clima\\_mas\\_de\\_medio\\_cente\\_nar\\_de\\_barcos\\_fondean\\_en\\_el\\_golfo\\_nuevo/](https://www.diariojornada.com.ar/239131/sociedad/por_el_mal_clima_mas_de_medio_cente_nar_de_barcos_fondean_en_el_golfo_nuevo/)
- Diagne CA, Leroy B, Gozlan RE, Vaissière AC, Assailly C, Nuninger L, Roiz D, Jourdain F, Jaric I, Courchamp F. 2020a. InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Scientific Data*, 7(1), 1-12. doi: 10.1038/s41597-020-00586-z
- Diagne CA, Catford J, Essl F, Nuñez M, Courchamp F. 2020b. What are the economic costs of biological invasions? A complex topic requiring international and interdisciplinary expertise. *NeoBiota*, 63, 25-37. doi: 10.3897/neobiota.63.55260
- Di Cola V, Broennimann O, Petitpierre B, Breiner F, D'Amen M, Randin C, Engler R, Pottier J, Pio D, Dubuis A, Pellissier L, Mateo RG, Hordijk W, Salamin N y Guisan A. 2017. Ecospat: an R package to support spatial analyses and modeling of species niches and distributions. *Ecography*, 40, 774–787. doi: 10.1111/ecog.02671
- Dobretsov S, Williams DN y Thomason JC. 2014. *Biofouling Methods*. Wiley-Blackwell, 411 pp. doi:10.1002/9781118336144
- Dormann CF. 2007. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 129–138. doi: 10.1111/j.1466-8238.2006.00279.x

- Dormann CF, Schymanski SJ, Cabral J, Chuine I, Graham CH, Hartig F, Kearney M, Morin X, Römermann C, Schröder B y Singer A. 2012. Correlation and process in species distribution models: bridging a dichotomy. *Journal of Biogeography*, 39, 2119–2131. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02659.x
- dos Santos EP y Fiori SM. 2010. Primer registro sobre la presencia de *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) (Bivalvia: Ostreidae) en el Estuario de Bahía Blanca, (Argentina). *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 9(93), 245-252.
- Drake JM y Lodge DM. 2007. Hull fouling is a risk factor for intercontinental species exchange in aquatic ecosystems. *Aquatic Invasions*, 2, 121–131. doi: 10.3391/ai.2007.2.2.7
- Duarte CM, Pitt KA, Lucas CH, Purcell JE, Uye S, Robinson K, Brotz L, Decker MB, Sutherland KR, Malej A, Madin L, Mianzan H, Gili J-M, Fuentes V, Atienza D, Pagés F, Breitbart D, Malek J, Graham WM y Condon RH. 2012. Is global ocean sprawl a cause of jellyfish blooms? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11, 91–97. doi: 10.1890/110246.
- Eno NC, Clark RA y Sanderson WG. 1997. *Non-native marine species in British waters: a review and directory*. Joint Nature Conservation Committee.
- Ferrario J, Marchini A, Borrelli P, Berzolari FG y Occhipinti-Ambrogi A. 2016. A fuzzy ‘boater’ model to detect fouling and spreading risk of non-indigenous species by recreational boats. *Journal of Environmental Management*, 182, 198–207. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.07.029
- Ferrario J, Caronni S, Occhipinti-Ambrogi A y Marchini A. 2017. Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. *Biofouling*, 33(8), 651–660. doi: 10.1080/08927014.2017.1351958
- Frey M, Perlmutter M, Williams A y Gluesenkamp D. 2015. The San Francisco Bay area early detection network. *Management of Biological Invasions*, 6, 231–241. doi: 10.3391/mbi.2015.6.3.02.
- Fisher TR. 1976. Oxygen uptake of the solitary tunicate *Styela plicata*. *Biological Bulletin*, 151, 297–305.
- Floerl O. 2005. Factors that influence hull fouling on ocean-going vessels. Hull Fouling as a mechanisms for marine invasive species introductions. En: Godwin LS (ed), *Proceeding of a Workshop on Current Issues and Potential Management Strategies*. Honolulu, Hawaii, pp. 6–13.
- Floerl O, Pool TK y Inglis GJ. 2004. Positive interactions between nonindigenous species facilitate transport by human vectors. *Ecological Applications*, 14(6), 1724–1736. doi: 10.1890/03-5399
- Floerl O, Inglis GJ y Hayden BJ. 2005a. A risk-based predictive tool to prevent accidental introductions of nonindigenous marine species. *Environmental Management*, 35(6), 765–778. doi: 10.1007/s00267-004-0193-8
- Floerl O, Inglis GJ y Marsh HM. 2005b. Selectivity in vector management: an investigation of the effectiveness of measures used to prevent transport of non-indigenous species. *Biological Invasions*, 7, 459–475. doi: 10.1007/s10530-004-4863-5
- Fofonoff PW, Ruiz GM, Steves B y Carlton JT. 2003. In ship or on ship? Mechanisms of transfer and invasion for nonnative species to the coasts of North America. En: Ruiz GM y Carlton JT (eds), *Invasive Species: Vectors and Management Strategies* (pp. 152–182). Island Press, Washington.
- Galil B, McKenzie C, Bailey S, Campbell M, Davidson I, Drake L, Hewitt C, Occhipinti-Ambrogi A y Piola R. 2019. *ICES Viewpoint background document: Evaluating and mitigating introduction of marine non-native species via vessel biofouling* [Informe Ad Hoc].

- International Council for the Exploration of the Sea, 17 pp. [http://www.ices.dk/sites/pub/Publication Reports/Forms/DispForm.aspx?ID=35150](http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Forms/DispForm.aspx?ID=35150) Genzano, G. N. (1990). Hidropólipos (Cnidaria) de Mar del Plata, Argentina. *Nerítica*, 5(1), 50-52.
- Genzano GN. 1990. Hidropólipos (Cnidaria) de Mar del Plata, Argentina. *Nerítica*, 5(1), 50–52.
- Georgiades E, Kluza D, Bates T, Lubarsky K, Brunton J, Growcott A, Smith T, McDonald S, Gould B, Parker N y Bell A. 2020. Regulating vessel biofouling to support New Zealand's marine biosecurity system—a blue print for evidence-based decision making. *Frontiers in Marine Science*, 7, 390. doi: 10.3389/fmars.2020.00390
- Giachetti CB. 2020. *Patrones y procesos ecológicos que determinan el éxito en la colonización de especies exóticas en áreas portuarias* [Tesis Doctoral inédita]. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 119 pp.
- Giachetti CB, Battini N, Bortolus A, Tatian M y Schwindt E. 2019. Macropredators as shapers of invaded fouling communities in a cold temperate port. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 518, 151177. doi: 10.1016/j.jembe.2019.151177
- Giachetti CB, Battini N, Castro KL y Schwindt E. 2020. Invasive ascidians: How predators reduce their dominance in artificial structures in cold temperate areas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 533, 151459. doi: 10.1016/j.jembe.2020.151459
- Glasby TM. 2001. Development of sessile marine assemblages on fixed versus moving substrata. *Marine Ecology Progress Series*, 215, 37–47. doi: 10.3354/meps215037
- Glasby TM, Connell SD, Holloway MG y Hewitt CL. 2007. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology*, 151, 887–895. doi: 10.1007/s00227-006-0552-5
- Glon HE, Costa M, de Lecea AM, Goodwin C, Cartwright S, Díaz A, Brickle P y Brewin PE. 2020a. First record of the plumose sea anemone, *Metridium senile* (Linnaeus, 1761), from the Falkland Islands. *BioInvasions Record*, 9(3).doi: 10.3391/bir.2020.9.3.02
- Glon H, Daly M, Carlton JT, Flenniken MM y Currimjee Z. 2020b. Mediators of invasions in the sea: life history strategies and dispersal vectors facilitating global sea anemone introductions. *Biological Invasions*, 22(11), 3195-3222. doi: 10.1007/s10530-020-02321-6
- Godwin LS. 2003. Hull fouling of maritime vessels as a pathway for marine species invasions to the Hawaiian Islands. *Biofouling*, 19, 123–131. doi: 10.1080/0892701031000061750
- Goldstien SJ, Schiel DR y Gemmell J. 2010. Regional connectivity and coastal expansion: differentiating pre-border and post-border vectors for the invasive tunicate *Styela clava*. *Molecular Ecology*, 19, 874–885. doi: 10.1111/j.1365-294X.2010.04527.x
- Goldsmith J, Archambault P, Chust G, Villarino E, Liu G, Lukovich JV, Barber DG y Howland KL. 2018. Projecting present and future habitat suitability of ship-mediated aquatic invasive species in the Canadian Arctic. *Biological Invasions*, 20, 501–517. doi: 10.1007/s10530-017-1553-7
- Gollasch S. 2008. Is ballast water a major dispersal mechanism for marine organisms? En: Nentwig W (ed), *Biological invasions. Ecological studies (Analysis and synthesis)* (pp. 49–57). Springer, Berlin.
- Grinnell J. 1917a. Field test of theories concerning distributional control. *American Naturalist*, 51, 115-128
- Grinnell J. 1917b. The niche relationships of the California Thrasher. *The Auk* 34:427–433.
- Guisan A, Petitpierre B, Broennimann O, Daehler CC y Kueffer C. 2014. Unifying niche shift studies: Insights from biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 29, 260–269. doi: 10.1016/j.tree.2014.02.009

- Haller S. 2020. *La historia marítima de la Patagonia Atlántica: circulación de especies en el contexto social global (1800-1914)* [Tesis doctoral inédita]. Universidad Nacional de San Martín. 267 pp.
- Haubrock P, Cuthbert R, Sundermann A, Diagne C, Golivets M y Courchamp F. 2021. Economic costs of invasive species in Germany. *NeoBiota*, 67, 225–246. doi: 10.3897/neobiota.67.59502
- Heger T y Trepl L. 2003. Predicting biological invasions. *Biological Invasions*, 5(4), 313-321.
- Hewitt CL. 2018. Marine Biosecurity Down under: a 30 year retrospective on the development of world-class systems to deliver outcomes in a fluid environment. En: Bortolus A y Schwindt E (eds), *10th International Conference on Marine Bioinvasions*. Puerto Madryn, Argentina, pp. 31.
- Hewitt CL y Campbell ML. 2010. *The relative contribution of vectors to the introduction and translocation of invasive marine species*. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (DAFF) of Australia, 56 pp.
- Hewitt CL, Campbell M, Coutts A y Rawlinson N. 2011. *Vessel biofouling risk assessment*. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (DAFF) of Australia, 21pp.
- Hidalgo FJ, Baron PJ y Orensanz JML. 2005. A prediction come true: the green crab invades the Patagonian coast. *Biological Invasions*, 7(3), 547–552. doi: 10.1007/s10530-004-5452-3
- Hopkins GA y Forrest BM. 2008. Management options for vessel hull fouling: An overview of risks posed by in-water cleaning. *ICES Journal of Marine Science*, 65, 811–815. doi: 10.1093/icesjms/fsn026
- Hughes KA, Convey P, Pertierra LR, Vega GC, Aragón P y Olalla-Tárraga MÁ. 2019. Human-mediated dispersal of terrestrial species between Antarctic biogeographic regions: a preliminary risk assessment. *Journal of Environmental Management*, 232, 73–89. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.10.095
- Hulme PE. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 10–18. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x
- Hulme PE. 2020. Plant invasions in New Zealand: global lessons in prevention, eradication and control. *Biological Invasions*, 22, 1539–1562. doi: 10.1007/s10530-020-02224-6
- Iacarella JC, Burke L, Davidson IC, DiBacco C, Therriault TW y Dunham A. 2020. Unwanted networks: Vessel traffic heightens the risk of invasions in marine protected areas. *Biological Conservation*, 245, 108553. doi: 10.1016/j.biocon.2020.108553
- Ibrahim AM y El-Naggar MM. 2012. Ballast water review: impacts, treatments and management. *Middle-East Journal of Scientific Research*, 12(7), 976–984. doi: 10.5829/idosi.mejsr.2012.12.7.7131
- IMO. 2004. *International convention for the control and management of ships's ballast water and sediments* [BWM/CONF/36]. International Maritime Organization.
- IMO. 2012. *Guidance for minimizing the transfer of invasive aquatic species as biofouling (hull fouling) for recreational craft* [MEPC.1/Circ.792]. International Maritime Organization.
- IMO. 2017. *New global project to address bioinvasions via ships' hulls*. International Maritime Organization. <http://www.imo.org/en/mediacentre/pressbriefings/pages/20-biofouling.aspx>
- IMO. 2021. International Maritime Organization. <http://www.imo.org> (fecha de acceso: Septiembre 2021).
- iNaturalist. 2022. A Community for Naturalists: iNaturalist. [http:// https://www.inaturalist.org/](http://https://www.inaturalist.org/) (fecha de acceso: Febrero 2022).



- IPBES. 2019. Balvanera P, Pfaff A, Viña A, García-Frapolli E, Merino L, Minang PA, Nagabhatla N, Hussain SA y Sidorovich AA. 2019. Chapter 2.1. Status and Trends – Drivers of Change. En: Brondízio ES, Settele J, Díaz S y Ngo HT (eds), *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (pp. 1–152). IPBES Secretariat, Bon. doi: 10.5281/zenodo.3831881
- Irigoyen AJ, Trobbiani G, Sgarlatta MP y Raffo MP. 2011. Effects of the alien algae *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) on the diversity and abundance of benthic macrofauna in Golfo Nuevo (Patagonia, Argentina): potential implications for local food webs. *Biological Invasions*, 13, 1521–1532. doi: 10.1007/s10530-010-9910-9
- Jiang AL, Lin J y Wang CH. 2008. Physiological energetics of the ascidian *Styela clava* in relation to body size and temperature. *Comparative Biochemistry and Physiology, A Molecular and Integrative Physiology*, 149, 129–136. doi: 10.1016/j.cbpa.2006.08.047
- Jiménez-Valverde A, Peterson AT, Soberón J, Overton JM, Aragón P y Lobo JM. 2011. Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions*, 13, 2785–2797. doi: 10.1007/s10530-011-9963-4
- Jolkifli ZH y Wahab RH. 2018. Plate settlement: Determination of fouling organisms in Brunei. *ASEAN Journal on Science and Technology for Development*, 35(1–2), 11–16. doi: 10.29037/ajstd.467
- Joyce PW, Cuthbert RN, Kregting L, Crane K, Vong GY, Cunningham EM y Coughlan NE. 2019. Stay clean: direct steam exposure to manage biofouling risks. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 465–469. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.04.011
- Jute A y Dunphy BJ. 2017. The potential efficacy and application of freshwater and hypersaline immersion to control the spread of a marine invasive species. *Biological Invasions*, 19(4), 1137–1141. doi: 10.1007/s10530-016-1350-8
- Kaluza P, Kölzsch A, Gastner MT y Blasius B. 2010. The complex network of global cargo ship movements. *Journal of The Royal Society Interface*, 7, 1093–1103. doi: 10.1098/rsif.2009.0495
- Kang CK, Lee YJ, Han E, Park HJ, Yun SG y Lee WC. 2015. Effects of temperature and body size on the physiological energetics of the stalked sea squirt *Styela clava*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 462, 105–112. doi: 10.1016/j.jembe.2014.10.026
- Keith I. 2021. *Managing marine bioinvasions in the Galapagos Islands Marine Reserve* [Webinar]. GloFouling Webinar Series, GloFouling Partnerships Project. <https://www.glofouling.imo.org/webinar-past/15>
- Kelly NE, Wantola K, Weisz E y Yan ND. 2013. Recreational boats as a vector of secondary spread for aquatic invasive species and native crustacean zooplankton. *Biological Invasions* 15(3): 509–519, <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0303-0>
- Kenworthy JM, Davoult D y Lejeusne C. 2018. Compared stress tolerance to short-term exposure in native and invasive tunicates from the NE Atlantic: when the invader performs better. *Marine Biology*, 165, 164. doi: 10.1007/s00227-018-3420-1
- Koerich G, Assis J, Costa GB, Sissini MN, Serrão EA., Rörig LR, Hall-Spence JM, Barufi JP y Horta PA. 2020. How experimental physiology and ecological niche modelling can inform the management of marine bioinvasions?. *Science of The Total Environment*, 700, 134692.
- Lambert G. 2007. Invasive sea squirts: A growing global problem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342, 3–4. doi: 10.1016/j.jembe.2006.10.009
- Lambert CC y Lambert G. 2003. Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Marine Ecology Progress Series*, 259, 145–161. doi: 0010.3354/meps259145

- Leung B, Lodge DM, Finnoff D, Shogren JF, Lewis MA y Lamberti G. 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences*, 269(1508), 2407–2413.
- Lichtschein de Bastida V y Bastida R. 1980. Los briozoos de las comunidades incrustantes de Puertos argentinos. En: *5th International Congress on Marine Corrosion and Fouling*, pp. 371–390.
- Lins DM, de Marco Jr P, Andrade AF y Rocha RM. 2018. Predicting global ascidian invasions. *Diversity and Distributions*, 24(5), 692–704.
- Liu C, Diagne C, Angulo E, Banerjee AK, Chen Y, Cuthbert RN, Haubrock P, Kirichenko N, Pattison Z, Watari Y, Xiong W y Courchamp F. 2021. Economic costs of biological invasions in Asia. *NeoBiota*, 67, 53–78. doi: 10.3897/neobiota.67.58147
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A y Real R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 145–151. doi: 10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x
- Locke A, Hanson JM, MacNair NG y Smith AH. 2009. Rapid response to non-indigenous species: 2 case studies of invasive tunicates in Prince Edward Island. *Aquatic Invasions*, 4(1), 249–258. doi: 10.3391/ai.2009.4.1.25
- Lockwood JL, Cassey P y Blackburn TM. 2009. The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 15, 904–910. doi: 10.1111/j.1472-4642.2009.00594.x
- Lodge DM, Williams S, MacIsaac HJ, Hayes KR, Leung B, Reichard S, Mack RN, Moyle PB, Smith M, Andow DA, Carlton JT y McMichael A. 2006. Biological invasions: recommendations for US policy and management. *Ecological Applications*, 16(6), 2035–2054. doi: 10.1890/1051-0761(2006)016[2035:birfup]2.0.co;2
- Lord JP, Calini JM y Whitlatch RB. 2015. Influence of seawater temperature and shipping on the spread and establishment of marine fouling species. *Marine Biology*, 162, 2481–2492. doi: 10.1007/s00227-015-2737-2
- Lyal CHC y Miller SE. 2020. Capacity of United States federal government and its partners to rapidly and accurately report the identity (taxonomy) of non-native organisms intercepted in early detection programs. *Biological Invasions*, 22, 101–127. doi: 10.1007/s10530-019-02147-x
- Lyons DA, Lowen Ben J, Therriault TW, Brickman D, Guo L, Moore AM, Peña MA, Zeliang W y DiBacco C. 2020. Identifying marine invasion hotspots using stacked species distribution models. *Biological Invasions*, 22, 3403–3423. doi: 10.1007/s10530-020-02332-3
- MacArthur R. 1972. *Geographical Ecology*. Princeton University Press, Princeton.
- MAFBNZ. 2010. *Vessel biofouling as a vector for the introduction of non-indigenous marine species to New Zealand: Fishing vessels* [Informe técnico N° 2010/11]. MAF Biosecurity New Zealand, 57 pp. <https://www.mpi.govt.nz/dmsdocument/7335-vessel-biofouling-as-a-vector-for-the-introduction-of-non-indigenous-marine-species-to-new-zealand-fishing-vessels>
- Mainali KP, Warren DANL y Dhileepan K. 2015. Projecting future expansion of invasive species: comparing and improving methodologies for species distribution modeling. *Global Change Biology*, 21, 4464–4480. doi: 10.1111/gcb.13038
- March D, Metcalfe K, Tintoré J y Godley BJ. 2021. Tracking the global reduction of marine traffic during the COVID-19 pandemic. *Nature Communications*, 12(1), 2415. doi: 10.1038/s41467-021-22423-6

- Marchini A. 2020. *The role of biofouling in recreational sailing, yachting and marinas as a pathway for non-indigenous species* [Webinar]. GloFouling Webinar Series, GloFouling Partnerships Project. <https://www.glofouling.imo.org/webinar-past/2>
- Marchini A, Galil BS y Occhipinti-Ambrogi A. 2015. Recommendations on standardizing lists of marine alien species: lessons from the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 8, 559–566. doi: 10.3391/mbi.2017.8.4.11
- Marraffini M, Ashton G, Brown C, Chang A y Ruiz G. 2017. Settlement plates as monitoring devices for non-indigenous species in marine fouling communities. *Management of Biological Invasions*, 8(4), 559–566. doi: 10.3391/mbi.2017.8.4.11
- Martínez-Laiz G, Ulman A, Ros M y Marchini A. 2019. Is recreational boating a potential vector for non-indigenous peracarid crustaceans in the Mediterranean Sea? A combined biological and social approach. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 403–415. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.01.050
- MBP. 2019. *Mantenimiento de las embarcaciones, equipamiento e infraestructura relacionado a las diferentes actividades marítimas*. Prefectura Naval Argentina, 40 pp.
- McGeoch MA, Genovesi P, Bellingham PJ, Costello MJ, McGrannachan C y Sheppard A. 2016. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biological Invasions*, 18, 299–314. doi: 10.1007/s10530-015-1013-1
- Mead A, Carlton JT, Griffiths CL y Rius M. 2011. Revealing the scale of marine bioinvasions in developing regions: A South African re-assessment. *Biological Invasions*, 13(9), 1991–2008. doi: 10.1007/s10530-011-0016-9
- Meloni M, Correa N, Pitombo FB, Chiesa IL, Doti B, Elías R, Genzano G, Gicahetti CB, Giménez D, López-Gappa J, Pastor C, Pereira Wandeness A, Ramírez FC, Roccatagliata D, Schulze-Sylvester M, Tatián M, Zelaya DG, Sylvester F. 2021. In-water and dry-dock hull fouling assessments reveal high risk for regional translocation of nonindigenous species in the southwestern Atlantic. *Hydrobiologia*, 848(9), 1981-1996. doi: 10.1007/s10750-020-04345-4
- Meretta PE, Matula CV y Casas G. 2012. Occurrence of the alien kelp *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyceae) in Mar del Plata, Argentina. *BioInvasions Records*, 1(1), 59–63. doi: 10.3391/bir.2012.1.1.13
- Mianzan H, Lasta C, Acha E, Guerrero R, Macchi G y Bremec C. 2001. The Río de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. En: Seeliger U y Kjerfve B (eds), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)* (pp. 185–204). Springer, Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-662-04482-7\_14
- Minchin D. 2007. Aquaculture and transport in a changing environment: Overlap and links in the spread of alien biota. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 302–313. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.11.017
- Minchin D, Davis MH y Davis ME. 2006. Spread of the Asian tunicate *Styela clava* Herdman, 1882 to the east and south-west coasts of Ireland. *Aquatic Invasions*, 1, 91–96. doi: 10.3391/ai.2006.1.2.7
- Morisette JT, Reaser JK, Cook GL, Irvine KM y Roy HE. 2020. Right place. Right time. Right tool: guidance for using target analysis to increase the likelihood of invasive species detection. *Biological Invasions*, 22, 67–74. doi: 10.1007/s10530-019-02145-z
- Morrisey DJ, Depree CV, Hickey CW, McKenzie DS, Middleton I, Smith MD, Stewart M y Thompson KJ. 2016. Rapid treatment of vessels fouled with an invasive polychaete, *Sabella spallanzanii*, using a floating dock and chlorine as a biocide. *Biofouling*, 32(2), 135–144. doi: 10.1080/08927014.2015.1126713

- Moser CS, Wier TP, First MR, Grant JF, Riley SC, Tamburri MN, Ruiz GM, Miller AW y Drake LA. 2017. Quantifying the extent of niche areas in the global fleet of commercial ships: the potential for 'super-hot spots' of *biofouling*. *Biological Invasions*, 19(6), 1745–1759. doi: 10.1007/s10530-017-1386-4
- Nydam M y Stachowicz JJ. 2007. Predator effects on fouling community development. *Marine Ecology Progress Series*, 337, 93–101. doi: 10.3354/meps337093
- Orenzans JM (Lobo), Schwindt E, Pastorino G, Bortolus A, Casas G, Darrigran G, Elías R, López Gappa JJ, Obenat S, Pascual M, Penchaszadeh P, Piriz ML, Sacarabino F, Spivak ED y Vallarino EA. 2002. No longer the pristine confines of the world ocean: A survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 4(1), 115–143. doi: 10.1023/A:1020596916153
- Oricchio FT, Pastro G, Vieira EA, Flores AA, Gibran FZ y Dias GM. 2016. Distinct community dynamics at two artificial habitats in a recreational marina. *Marine Environmental Research*, 122, 85-92. doi: 10.1016/j.marenvres.2016.09.010
- Oricchio FT, Marques AC, Hajdu E, Pitombo FB, Azevedo F, Passos FD, Vieira LM, Stampar SN, Rocha RM y Dias GM. 2019. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 884–892. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.07.013
- O'Shaughnessy KA, Hawkins SJ, Yunnice AL, Hanley ME, Lunt P, Thompson RC y Firth LB. 2020. Occurrence and assemblage composition of intertidal non-native species may be influenced by shipping patterns and artificial structures. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111082. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111082
- Pagoropoulos A, Kjaer LL, Dong Y y Birkved M. 2017. Economic and environmental impact trade-offs related to in-water hull cleanings of merchant vessels. *Applications and Implementation*, 22(4), 916–929. doi: 10.1111/jiec.12627
- Paolucci EM, Hernandez MR, Potapov A, Lewis MA y MacIsaac HJ. 2015. Hybrid system increases efficiency of ballast water treatment. *Journal of Applied Ecology*, 52, 348–357. doi: 10.1111/1365-2664.12397
- Paolucci EM, Ron L y MacIsaac HJ. 2017. Combining ballast water treatment and ballast water exchange: reducing colonization pressure and propagule pressure of phytoplankton organisms. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 20(4), 369-377. doi: 10.1080/14634988.2017.1404419
- Pereyra PJ, Narvarte M, Tatián M y González R. 2015. The simultaneous introduction of the tunicate *Styela clava* (Herdman, 1881) and the macroalga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, 1873, in northern Patagonia. *BioInvasions Records*, 4, 179–184. doi: 10.3391/bir.2015.4.3.04
- Pereyra PJ, de la Barra P, Gastaldi M, Saad JF, Firstater FN y Narvarte MA. 2017. When the tiny help the mighty: facilitation between two introduced species, a solitary ascidian and a macroalga in northern Patagonia, Argentina. *Marine Biology*, 164(9), 185. doi: 10.1007/s00227-017-3202-1
- Peters K, Sink K y Robinson T. 2017. Raising the flag on marine alien fouling species. *Management of Biological Invasions*, 8(1), 1–11. doi: 10.3391/mbi.2017.8.1.01
- Peterson AT. 2003. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Quarterly Review of Biology*, 78, 419–433. doi: 10.1086/378926
- Peterson AT y Vieglais DA. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem: *BioScience*, 51(5), 363-371.

- Phillips SJ, Anderson RP y Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- Pimentel D, Zuniga R y Morrison D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52(3), 273–288. doi: 10.1016/j.ecolecon.2004.10.002
- Pineda MC. 2012. A global wanderer: biology, phylogeography and resilience of the introduced ascidian *Styela plicata* [Tesis Doctoral inédita]. Universitat de Barcelona.
- Pineda MC, Lorente B, López-Legentil S, Palacín C y Turon X. 2016. Stochasticity in space, persistence in time: genetic heterogeneity in harbour populations of the introduced ascidian *Styela plicata*. *PeerJ*, 4, e2158. doi: 10.7717/peerj.2158
- Pinochet J, Leclerc JC, Brante A, Daguin-Thiébaud C, Díaz C, Tellier F y Viard F. 2017. Presence of the tunicate *Asterocarpa humilis* on ship hulls and aquaculture facilities in the coast of the Biobío Region, south central Chile. *PeerJ*, 5, e3672. doi: 10.7717/peerj.3672
- PNA. 2017. *Normas para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques, artefactos navales u otras construcciones flotantes* [Ordenanza DPAM N° 07/17]. Prefectura Naval Argentina. <https://www.prefecturanaval.gob.ar/cs/pna/Home>.
- Pyšek P, Hulme PE, Simberloff D, Bacher S, Blackburn TM, Carlton JT, Dawson W, Essl F, Foxcroft LC, Genovesi P, Jeschke JM, Kühn I, Liebhold AM, Mandrak NE, Meyerson LA, Pauchard A, Pergl J, Roy HE, Seebens H, van Kleunen M, Vilà M, Wingfield MJ y Richardson DM. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511–1534. doi: 10.1111/brv.12627
- R Core Team. 2020. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/> (fecha de acceso: Mayo 2020).
- Ranc N, Santini L, Rondinini C, Boitani L, Poitevin F, Angerbjörn A y Maiorano L. 2017. Performance tradeoffs in target-group bias correction for species distribution models. *Ecography*, 40, 1076–1087. doi: 10.1111/ecog.02414
- Reaser JK, Burgiel SW, Kirkey J, Brantley KA, Veatch SD y Burgos-Rodríguez J. 2020a. The early detection of and rapid response (EDRR) to invasive species: a conceptual framework and federal capacities assessment. *Biological Invasions*, 22, 1–19. doi: 10.1007/s10530-019-02156-w
- Reaser JK, Frey M y Meyers NM. 2020b. Invasive species watch lists: guidance for development, communication, and application. *Biological Invasions*, 22(1), 47–51. doi: 10.1007/s10530-019-02176-6
- Rech S, Borrell Y, García-Vazquez E. 2016. Marine litter as a vector for non-native species: what we need to know. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), 40-43. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.032
- Ricciardi A y MacIsaac HJ. 2022. Vector control reduces the rate of species invasion in the world's largest freshwater ecosystem. *Conservation Letters*, e12866. doi: 10.1111/conl.12866
- Richardson DM, Ek PPYS, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD y West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6, 93–107. doi: 10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x
- Richardson DM, Pyšek P y Carlton JT. 2011. A compendium of essential concepts and terminology in biological invasions. En: Richardson DM (ed), *Fifty years of invasion ecology: The legacy of Charles Elton* (pp. 409–420). doi: 10.1002/9781444329988.ch30

- Rico A y López Gappa J. 2006. Intertidal and subtidal fouling assemblages in a Patagonian harbour (Argentina, Southwest Atlantic). *Hydrobiologia*, 563, 9–18. doi: 10.1007/s10750-005-1337-4
- Rico A, Peralta R y López Gappa J. 2010. Recruitment variation in subtidal macrofouling assemblages of a Patagonian harbour (Argentina, south-western Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90, 437–443. doi: 10.1017/S0025315409990920
- Roberts J y Tsamenyi M. 2008. International legal options for the control of *biofouling* on international vessels. *Marine Policy*, 32, 559–569. doi: 10.1016/j.marpol.2007.10.002
- Roche RC, Monnington JM, Newstead RG, Sambrook K, Griffith K, Holt RHF y Jenkins SR. 2014. Recreational vessels as a vector for marine non-natives: developing biosecurity measures and managing risk through an in-water encapsulation system. *Hydrobiologia*, 750(1), 187–199. doi: 10.1007/s10750-014-2131-y
- Ross DJ, Keough MJ, Longmore AR y Knott NA. 2007. Impacts of two introduced suspension feeders in Port Phillip Bay, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 340, 41–53. doi: 10.3354/meps340041
- Ruiz GM y Carlton JT. 2003. Invasion Vectors: a conceptual framework for management. En: Ruiz GM y Carlton JT (eds), *Invasive Species: Vectors and Management Strategies* (pp. 459–504). Island Press, Washington.
- Ruiz GM, Fofonoff PW, Carlton JT, Wonham MJ, Hines AH, Carlton JT, Wonham MJ y Hines AH. 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: Apparent patterns, processes, and biases. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 481–531. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.31.1.481
- Ruiz GM, Fofonoff PW, Steves B, Foss SF y Shiba SN. 2011. Marine invasion history and vector analysis of California: a hotspot for western North America. *Diversity and Distributions*, 17(2), 362–373. doi: 10.1111/j.1472-4642.2011.00742.x
- Rumbold C, Meloni M, Doti B, Correa N, Sylvester F y Obenat S. 2018. Two new nonindigenous isopods in the Southwestern Atlantic: Simultaneous assessment of population status and shipping transport vector. *Journal of Sea Research*, 138, 1–7. doi: 10.1016/j.seares.2018.04.008
- Rumbold CE, García GO y Pon JPS. 2020a. Fouling assemblage of marine debris collected in a temperate South-western Atlantic coastal lagoon: A first report. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111103. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111103
- Rumbold C, Battini N, Giachetti CB, Castro KL, Obenat S y Schwindt E. 2020b. Biological invasions in artificial habitats: factors that determine the presence of native and exotic peracarid Crustacea species in Southwestern Atlantic. *Marine Biology Research*, 16(5), 340–355. doi: 10.1080/17451000.2020.1781187
- Santoro PE, Fossati M y Piedra-Cueva I. 2013. Study of the meteorological tide in the Río de la Plata. *Continental Shelf Research*, 60, 51–63. doi: 10.1016/j.csr.2013.04.018
- Sardain A, Sardain E y Leung B. 2019. Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nature Sustainability*, 2, 274–282. doi: 10.1038/s41893-019-0245-y
- Sayinli B, Dong Y, Park Y, Bhatnagar A y Sillanpää M. 2022. Recent progress and challenges facing ballast water treatment—A review. *Chemosphere*, 132776. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.132776
- Sbrocco EJ y Barber PH. 2013. MARSPEC: Ocean climate layers for marine spatial ecology. *Ecology*, 94, 979. doi: 10.1890/12-1358.1
- Scarabino F, Maggioni T, Taverna A, Lagger C, Schwindt E, Orensanz L, López G, Ortega L, García-Rodríguez F y Tatián M. 2018. Ascidiacea (Chordata, Tunicata) from Uruguay (SW

- Atlantic): Checklist and zoogeographic considerations. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Nueva Serie*, 20, 251–270. doi: 10.22179/REVMACN.20.589
- Schultz MP, Bendick JA, Holm ER y Hertel WM. 2011. Economic impact of *biofouling* on a naval surface ship. *Biofouling*, 27, 87–98. doi: 10.1080/08927014.2010.542809
- Schwindt E y Bortolus A. 2017. Aquatic invasion biology research in South America: Geographic patterns, advances and perspectives. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 20, 322–333. doi: 10.1080/14634988.2017.1404413
- Schwindt E, Bortolus A, Idaszkin YL, Savoya V y Méndez MM. 2009. Salt marsh colonization by a rocky shore invader: *Balanus glandula* Darwin (1854) spreads along the Patagonian coast. *Biological Invasions*, 11, 1259–1265. doi: 10.1007/s10530-008-9344-9
- Schwindt E, López Gappa J, Raffo MP, Tatián M, Bortolus A, Orensanz JM, Alonso G, Diez ME, Doti B, Genzano G, Lagger C, Lovrich G, Piriz ML, Mendez MM, Savoya V y Sueiro MC. 2014. Marine fouling invasions in ports of Patagonia (Argentina) with implications for legislation and monitoring programs. *Marine Environmental Research*, 99, 60–68. doi: 10.1016/j.marenvres.2014.06.006
- Schwindt E, Bortolus A, Abelando M, Barbieri E, Baron P, Basso N, Battini N, Bobinac M, Castro KL, Chiarandini J, Giachetti CB, Kroeck M, Seiler EN, Signorelli JH y Trovante B. 2019. Estudio, plan de detección temprana y acción precoz en especies marinas exóticas: la ostra japonesa *Crassostrea gigas* como modelo de estudio. En: *XVIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar-COLACMAR*. Mar del Plata, Argentina.
- Schwindt E, Carlton JT, Orensanz JM, Scarabino F y Bortolus A. 2020. Past and future of the marine bioinvasions along the Southwestern Atlantic. *Aquatic Invasions*, 15, 11–19. doi: 10.3391/ai.2020.15.1.02
- Seebens H, Schwartz N, Schupp PJ y Blasius B. 2016. Predicting the spread of marine species introduced by global shipping. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(20), 5646–5651. doi: 10.1073/pnas.1524427113
- Shackleton SE y Shackleton RT. 2018. Local knowledge regarding ecosystem services and disservices from invasive alien plants in the arid Kalahari, South Africa. *Journal of Arid Environments*, 159, 22–33. doi: 10.1016/j.jaridenv.2017.07.001
- Shackleton RT, Richardson DM, Shackleton CM, Bennett B, Crowley SL, Dehnen-Schmutz K, Estévez RA, Fisher A, Kueffer C, Kull A, Marchante E, Novoa A, Potgieter LJ, Vaas J, Vaz AS, Larson BM. 2019. Explaining people's perceptions of invasive alien species: a conceptual framework. *Journal of Environmental Management*, 229, 10–26. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.04.045
- Shenkar N y Swalla BJ. 2011. Global diversity of ascidiacea. *PLoS One*, 6(6), e20657. doi: 10.1371/journal.pone.0020657
- Silva PC, Woodfield RA, Cohen AN, Harris LH y Goddard JHR. 2002. First report of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* in the northeastern Pacific Ocean. *Biological Invasions*, 4, 333–338. doi: 10.1023/A:1020991726710
- Simberloff D. 2003. Eradication-preventing invasions at the outset. *Weed Science*, 51(2), 247–253. doi:10.1614/0043-1745(2003)051[0247:EPIATO]2.0.CO;2
- Simberloff D. 2021. Maintenance management and eradication of established aquatic invaders. *Hydrobiologia*, 848(9), 2399–2420. doi: 10.1007/s10750-020-04352-5
- Simberloff D, Martin JL, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, García-Berthou E, Pascal M, Pyšek P, Sousa R, Tabacchi E y Vilà M. 2013. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 58–66. doi: 10.1016/j.tree.2012.07.013

- Soberón J y Peterson AT. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10. doi: 10.17161/bi.v2i0.4
- Spagnolo A, Auriemma R, Bacci T, Balković I, Bertasi F, Bolognini L, Cabrini M, Cilenti L, Cuicchi C, Cvitković I, Despalatović M, Grati F, Grossi L, Jaklin A, Lipej L, Marković O, Mavrič B, Mikac B, Nasi F, Nerlović V, Pelosi S, Penna M, Petović S, Punzo E, Santucci A, Scirocco T, Strafella P, Trabucco B, Travizi A y Žuljević A. 2019. Non-indigenous macrozoobenthic species on hard substrata of selected harbours in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 147, 150–158. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.12.031
- Spalding MD, Fox HE, Allen GR, Davidson N, Ferdaña ZA, Finlayson M, Halpern BS, Jorge MA, Lombana A, Lourie SA, Martin KD, McManus E, Molnar J, Recchia CA y Robertson J. 2007. Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, 57, 573–583. doi: 10.1641/b570707
- Stachowicz JJ, Fried H, Osman RW y Whitlatch RB. 2002. Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. *Ecology*, 83(9), 2575–2590. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[2575:BIRAME]2.0.CO;2
- Stevenson TC, Davies J, Huntington HP y Sheard W. 2019. An examination of trans-Arctic vessel routing in the Central Arctic Ocean. *Marine Policy*, 100, 83–89. doi: 10.1016/j.marpol.2018.11.031
- Suárez Jiménez R, Hepburn CD, Hyndes GA, McLeod RJ, Taylor RB y Hurd CL. 2015. Do native subtidal grazers eat the invasive kelp *Undaria pinnatifida*? *Marine Biology*, 162, 2521–2526. doi: 10.1007/s00227-015-2757-y
- Sylvester F y Floerl O. 2014. Assessment of in-service vessels for biosecurity risk. En: Dobretsov S, Williams DN y Thomason JC (eds), *Biofouling Methods, 1st Ed* (pp. 271–279). Wiley-Blackwell, Oxford.
- Tatián M, Schwindt E, Lager C y Varela MM. 2010. Colonization of Patagonian harbours (SW Atlantic) by an invasive sea squirt. *Spixiana*, 33, 111–117.
- Teixeira L y Creed JC. 2020. A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. *Aquatic Invasions*, 15, 30–43. doi: 10.3391/ai.2020.15.1.03
- Thiyagarajan V y Qian PY. 2003. Effect of temperature, salinity and delayed attachment on development of the solitary ascidian *Styela plicata* (Lesueur). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 290, 133–146. doi: 10.1016/S0022-0981(03)00071-6
- Thomsen MS, Byers JE, Schiel DR, Bruno JF, Olden JD, Wernberg T y Silliman BR. 2014. Impacts of marine invaders on biodiversity depend on trophic position and functional similarity. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 39–47. doi: 10.3354/meps10566
- Thuiller W. 2004. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology*, 10, 2020–2027. doi: 10.1111/j.1365-2486.2004.00859.x
- Thuiller W, Lafourcade B, Engler R y Araújo MB. 2009. BIOMOD - A platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32, 369–373. doi: 10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x
- Tonini M, Palma E y Rivas A. 2006. Modelo de alta resolución de los golfos patagónicos. *Mecánica Computacional*, 25, 1441–1460.
- Toop T y Wheatly MG. 1993. Some behavioural and physiological responses of the ascidian *Styela plicata* (Lesueur) during acclimation to low salinity. *Marine Behavior and Physiology*, 23, 33–44.
- Townsin RL. 2003. The ship hull fouling penalty. *Biofouling*, 19(1), 9–15. doi: 10.1080/0892701031000088535



- Tribou M y Swain G. 2010. The use of proactive in-water grooming to improve the performance of ship hull antifouling coatings. *Biofouling*, 26(1), 47–56. doi: 10.1080/08927010903290973
- Tribou M y Swain G. 2015. Grooming using rotating brushes as a proactive method to control ship hull fouling. *Biofouling*, 31(4), 309–319. doi: 10.1080/08927014.2015.1041021
- Tyberghein L, Verbruggen H, Pauly K, Troupin C, Mineur F y De Clerck O. 2012. Bio-ORACLE: a global environmental dataset for marine species. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 272–281. doi: 10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x
- UNCTAD. 2019. *Review of Maritime Transport*. United Nations Conference on Trade and Development, 109 pp.
- Wasson K, Zabin CJ, Bedinger L, Diaz MC y Pearse JS. 2001. Biological invasions of estuaries without international shipping: The importance of intraregional transport. *Biological Conservation*, 102(2), 143–153. doi: 10.1016/s0006-3207(01)00098-2
- West AB y Lambert CC. 1976. Control of spawning in the tunicate *Styela plicata* by variations in a natural light regime. *Journal of Experimental Zoology*, 195, 263–270. doi: 10.1002/jez.1401950211
- Woods CMC, Floerl O y Jones L. 2012. Biosecurity risks associated with in-water and shore-based marine vessel hull cleaning operations. *Marine Pollution Bulletin*, 64(7), 1392–1401. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.04.019
- Wotton DM, O'Brien C, Stuart MD y Fergus DJ. 2004. Eradication success down under: Heat treatment of a sunken trawler to kill the invasive seaweed *Undaria pinnatifida*. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 844–849. doi: 10.1016/j.marpolbul.2004.05.001
- WPI. 2017. *Word Port Index* [Pub. 150]. National Geospatial Intelligence Agency, 224 pp. <https://www.proteccioncivil.es/catalogo/carpeta02/carpeta24/vademecum17/vdm0256ar/Pub150bk.pdf>
- Wyatt ASJ, Hewitt CL, Walker DI y Ward TJ. 2005. Marine introductions in the shark Bay world heritage property, Western Australia: a preliminary assessment. *Diversity and Distributions*, 11, 33–44. doi: 10.1111/j.1366-9516.2005.00109.x
- Yorio P, Suárez N, Arciprete PD, Marinao C, Góngora ME, Pichegru L, Prosdocimi L y Kasinsky T. 2021. Spatial use of multiple jurisdictions by Magellanic penguins and assessment of potential conflicts in the face of changing trawl fisheries scenarios. *Marine Ecology Progress Series*, 658, 219–236. doi: 10.3354/meps13562
- Zabin CJ, Ashton G V., Brown CW y Ruiz GM. 2009. Northern range expansion of the asian kelp *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyceae) in Western North America. *Aquatic Invasions*, 4(3), 429–434. doi: 10.3391/ai.2009.4.3.1
- Zabin CJ, Ashton G V, Brown CW, Davidson IC, Sytsma MD y Ruiz GM. 2014. Small boats provide connectivity for nonindigenous marine species between a highly invaded international port and nearby coastal harbors. *Management of Biological Invasions*, 5(2), 97–112. doi: 10.3391/mbi.2014.5.2.03
- Zabin C, Davidson I, Holzer K, Smith G, Ashton G, Tamburri M y Ruiz G. 2018. How will vessels be inspected to meet emerging biofouling regulations for the prevention of marine invasions? *Management of Biological Invasions*, 9(3), 195–208. doi: 10.3391/mbi.2018.9.3.03
- Zhan A, Briski E, Bock DG, Ghabooli S y MacIsaac HJ. 2015. Ascidians as models for studying invasion success. *Marine Biology*, 162, 2449–2470. doi: 10.1007/s00227-015-2734-5
- Zhang Z, Capinha C, Karger DN, Turon X y Macisaac HJ. 2020. Impacts of climate change on geographical distributions of invasive ascidians. *Marine Environmental Research*, 159, 104993. doi: 10.1016/j.marenvres.2020.104993

## ANEXOS

### **A1. Procedimiento utilizado para preservar los organismos recolectados en el Capítulo II.**

Algas: fijadas y conservadas en formol 4%.

Anémonas e hidrozoos: relajados vivos en agua de mar filtrada con cristales de mentol. Fijados en formol (4%) adicionado de a gotas y pequeños chorros hasta alcanzar la concentración indicada.

Artrópodos: los cangrejos fueron congelados, fijados en formol 4% y conservados en alcohol 96%. Los anfípodos fueron fijados en formol 4% y conservados en alcohol 96%.

Moluscos: fijados directamente en formol 4% y conservados en alcohol 96%. Las babosas fueron previamente relajadas con mentol.

Ascídias: tanto especies solitarias como coloniales fueron relajadas en agua de mar con cristales de mentol y luego fijadas y preservadas en formol 4%.

Briozoos: especies incrustantes y arborescentes fijadas en formol (4%) y luego conservadas en alcohol 70%.

Poliquetos: fijados directamente en formol 4% y conservados en formol 4% limpio.

Esponjas: fijadas y preservadas en alcohol 96%.

Planarias (gusanos planos): fijadas vivas extendidas sobre formol 4% congelado. Conservadas en formol 4%.

## A2. Taxones registrados durante los muestreos del Capítulo IV.

Tabla A1: Lista de taxones registrados en cada sección del casco del catamarán *Regina Australe* y la densidad (individuos por m<sup>2</sup>) encontrada en cada parte muestreada. Las cruces indican la presencia de organismos coloniales y algas. Los taxones encontrados únicamente en el muestreo cuantitativo pero no en los cuadrantes (+). Especies exóticas para aguas argentinas (\*). PrLFB: proa línea de flotación babor, PrBLFB: proa bajo línea de flotación babor, PrLFE: proa línea de flotación estribor, PrBLE: proa línea de flotación estribor, PrBLFE: proa bajo línea de flotación estribor, PoLFB: popa línea de flotación babor, PoBLFB: popa bajo línea de flotación babor, PoLFE: popa línea de flotación estribor, PoBLE: popa línea de flotación estribor, PoBLFE: popa bajo línea de flotación estribor, CICB: lado interno del casco babor, CICE: lado interno del casco estribor, TB: timón babor, TE: timón estribor, HB: hélice babor, HE: hélice estribor, PRB: pie de roda babor, PRE: pie de roda estribor.

Taxón	Secciones del casco										Nicho					
	General										PRB	PRE	HB	HE	TP	TS
<b>Crustacea: Cirripedia</b>																
<i>Austromegabalanus psittacus</i>				100		50			50		100		200			300
<i>Balanus glandula</i> *		X	X	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X
<b>Crustacea: Amphipoda</b>																
<i>Caprella dilatata</i>	6800	475	600	825		1875		125	950	2050	300					100
<i>Caprella equilibra</i>		125		50		175		150	1000	575	100	1400		100		200
<i>Caprella</i> spp.								675		2050						
<i>Jassa marmorata</i> *	10700	525	17700	2275	300	23825		6550	18650	40975		2200	800	300	400	700
<i>Jassa</i> spp.			1100								1000					
<i>Monocorophium acherusicum</i> *	200					75			425	1250						
<i>Monocorophium insidiosum</i> *							300			250		2000	400			
<i>Monocorophium</i> spp.		50	300						25							100
<b>Crustacea: Isopoda</b>																
<i>Exosphaeroma</i> sp.			7600													
<i>Pseudosphaeroma</i> sp.			600		6100											
<i>Sphaeroma serratum</i> *	100															
<b>Crustacea: Decapoda</b>																
<i>Halimacarcinus planatus</i>		75		50		25		125	275	75	100					100
<b>Crustacea: Tanaidacea</b>																
<i>Tanais dulongii</i>	1400		10600			375	100	50	150	1125		600	500		1200	500
<b>Molusca: Bivalvia</b>																
<i>Aulacomya atra</i>		225									400					
<i>Hiatella arctica</i>											100					
<i>Mytilus</i> spp.	4200	3500		4000		3150		6300	5600		9400					
<b>Molusca: Gastropoda</b>																

<i>Pleurobranchaea maculata</i> *		25																		
<i>Siphonaria lessonii</i>		100		500																
<b>Bryozoa</b>																				
<i>Bugula neritina</i> *	X				X	X	X	X												
<i>Bugulina flabellata</i> *	X		X		X	X	X	X	X											
<i>Celleporella hyalina</i> sensu lato	X				X								X							
<i>Cryptosula pallasiana</i> *	X		X		X							X								
<i>Exochella</i> sp.			X									X								
Bryozoans indet		X				X	X	X						X	X	X	X			
<b>Chordata: Ascidiacea</b>																				
<i>Ascidiella aspersa</i> *	125						50	25												
<i>Asterocarpa humilis</i>	100		25			50	50	25	100				300							
<i>Botryllus schlosseri</i> *						X	X						X							
<i>Diplosoma listerianum</i> *						X	X													
<b>Cnidaria: Hydrozoa</b>																				
<i>Ectopleura crocea</i> +																				
<i>Sertularella mediterranea</i>			X																	
Hydroid 1	X						X	X	X											
<b>Porifera</b>																				
<i>Sycon</i> sp.	125																			
<b>Annelida: Polychaeta</b>																				
Eunicidae+																				
Polynoidae+																				
Terebelidae+																				
Polychaete 1+																				
Polychaete 2+																				
<b>Algae: Rhodophyta</b>																				
<i>Anotrichium furcellatum</i> *																				X
<i>Antithamnion</i> spp.																				X
<i>Callithamnion montagnei</i>	X																			
<i>Ceramium virgatum</i>	X		X									X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Melanothamnus harveyi</i> *			X																	
<i>Leptothamnia brodiei</i> *																				X
<i>Lomentaria clavellosa</i> *	X	X	X				X					X		X	X					X
<i>Polysiphonia hassleri</i>		X																		
<i>Polysiphonia</i> spp.	X																	X	X	
<b>Algae: Chlorophyta</b>																				
<i>Ulva rigida</i>		X																		

<i>Ulva</i> sp.	X					X	X
<i>Ulva</i> sp. (ex Enteromorpha)			X			X	X
<b>Algae: Ochrophyta</b>							
<i>Sphacelaria cirrosa</i>						X	X
<i>Undaria pinnatifida</i> *		X		X			X
<b>Número total de taxones</b>	<b>53</b>						
<b>Número total de especies</b>	<b>34</b>						

### A3. Listado de especies depositadas en la colección

Tabla A2: Registros de especies exóticas y criptogénicas para el área de estudio, identificadas en los Capítulos II, IV y/o V de esta Tesis y depositadas en la Colección del IBIOMAR-CONICET bajo el código correspondiente.

<b>Especie</b>	<b>Código</b>
<i>Ascidia interrupta</i>	CNP INV 3882
<i>Botryllus schlosseri</i>	CNP INV 3064
<i>Bugula neritina</i>	CNP INV 3058
<i>Bugulina flabellata</i>	CNP INV 3059
<i>Caprella dilatata</i>	CNP INV 3069
<i>Caprella equilibra</i>	CNP INV 3070
<i>Corella eumyota</i>	CNP INV 3885
<i>Cryptosula pallasiana</i>	CNP INV 3056
<i>Diplosoma listerianum</i>	CNP INV 3062
<i>Dipolydora flava</i>	CNP INV 3886
<i>Ectopleura crocea</i>	CNP INV 3061
<i>Jassa marmorata</i>	CNP INV 3066
<i>Lissoclinum fragile</i>	CNP INV 3884
<i>Monocorophium acherusicum</i>	CNP INV 3068
<i>Monocorophium insidiosum</i>	CNP INV 3067
<i>Sertularella mediterranea</i>	CNP INV 3060
<i>Sphaeroma serratum</i>	CNP INV 3055
<i>Styela clava</i>	CNP INV 3883

#### A4. Registros utilizados para el desarrollo del Capítulo V.

Tabla A3: Registros globales de *Styela clava* Herdman, 1881 y *Styela plicata* (Lesueur, 1823) utilizados en los modelos de distribución potencial. NA: datos no disponibles.

Especie	Longitud	Latitud	Año	Fuente
<i>Styela clava</i>	6° 7,39' E	62° 33,39' N	2019	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 5,26' E	60° 25,42' N	2019	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 8,78' E	59° 47,48' N	2018	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 45,65' E	59° 45,13' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 27,54' E	59° 43,41' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 46,69' E	59° 34,83' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 16,57' E	59° 19,84' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 50,34' E	58° 55,52' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 56' E	58° 26,4' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 33,33' E	58° 18,14' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	7° 6,31' E	58° 3,31' N	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 29,37' W	57° 20,86' N	2010	GBIF
<i>Styela clava</i>	10° 17,19' W	56° 56,34' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	8° 12,42' W	56° 40,11' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	5° 48,79' W	56° 38,69' N	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 36,67' E	56° 37,24' N	2011	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 28,23' W	56° 30,8' N	2010	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 32,69' W	56° 12,9' N	2009	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 10,13' W	56° 8,65' N	2018	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 34,26' W	56° 1,98' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 11,23' W	55° 54,45' N	2005	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 52,36' W	55° 42,85' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 24,83' W	55° 26,74' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	8° 24,69' E	55° 19,82' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	7° 40,15' W	55° 11,94' N	2018	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 33,65' W	55° 4,13' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	8° 21,19' E	54° 56,61' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 1,7' W	54° 55,79' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 21,18' W	54° 52,69' N	2012	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 43,27' W	54° 47,35' N	2008	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 11,6' W	54° 39,76' N	2012	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 20,9' E	54° 34,96' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 33,4' E	54° 17,85' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 21,83' W	54° 16,12' N	2012	GBIF
<i>Styela clava</i>	7° 51,68' E	54° 10,62' N	2007	Krone et al., 2007
<i>Styela clava</i>	4° 23,02' W	54° 10,11' N	2012	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 49,4' E	54° 7,23' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 9,99' W	54° 4,13' N	1999	GBIF
<i>Styela clava</i>	2° 52,47' W	54° 3,07' N	1999	GBIF
<i>Styela clava</i>	6° 12,76' W	53° 45,69' N	2010	GBIF
<i>Styela clava</i>	7° 51,66' E	53° 45,31' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	7° 30,83' E	53° 42,99' N	2012	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 19,55' W	53° 42,48' N	2009	GBIF
<i>Styela clava</i>	7° 9,04' E	53° 40,48' N	2009	GBIF
<i>Styela clava</i>	9° 48' W	53° 35,68' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 3,48' W	53° 32,97' N	2012	GBIF
<i>Styela clava</i>	6° 42,86' E	53° 32,49' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 33,14' E	53° 31,94' N	2006	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 7,64' E	53° 28,91' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	5° 45,84' E	53° 25,78' N	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	2° 56,83' W	53° 22,89' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 11,46' E	53° 20,05' N	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	9° 36,6' W	53° 19,92' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	6° 8,12' W	53° 17,1' N	2005	GBIF

<i>Styela clava</i>	6° 7,72' E	53° 17,02' N	2007	Minchin, 2007
<i>Styela clava</i>	3° 47,35' W	53° 16,69' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 34,57' W	53° 13,52' N	2011	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 11,97' W	53° 10,64' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	9° 0,37' W	53° 8,62' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 20,92' E	53° 0,62' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 48,7' E	53° 0' N	2011	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 48,66' E	52° 54,7' N	2009	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 20,45' W	52° 49,68' N	2010	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 11,65' W	52° 46,32' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	4° 35,81' W	52° 46,16' N	2010	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 43,17' E	52° 27,01' N	2012	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 15,22' W	52° 24,38' N	2005	GBIF
<i>Styela clava</i>	9° 49,38' W	52° 15,48' N	2002	GBIF
<i>Styela clava</i>	10° 15,8' W	52° 8,01' N	2004	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 31,2' E	52° 5,13' N	2011	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 15,48' E	51° 57,02' N	2013	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 5,99' E	51° 56,64' N	1994	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 44,85' E	51° 55,16' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	8° 17,43' W	51° 46,1' N	2005	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 54,43' E	51° 45,84' N	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 49,13' E	51° 42,27' N	2012	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 56,05' W	51° 39,46' N	2008	GBIF
<i>Styela clava</i>	9° 28,81' W	51° 39,32' N	1998	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 14,23' W	51° 38,94' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 45,84' E	51° 37,24' N	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 46,08' W	51° 31,51' N	2003	GBIF
<i>Styela clava</i>	9° 22,92' W	51° 31,04' N	2006	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 37,24' E	51° 28,65' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 2,86' E	51° 25,78' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 10,56' W	51° 25,63' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 35,91' E	51° 22,46' N	1999	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 11,78' E	51° 22,38' N	2006	Minchin et al., 2006
<i>Styela clava</i>	0° 56,66' E	51° 22,27' N	2007	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 42,19' W	51° 20,13' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	3° 47,41' E	51° 19,51' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	3° 11,6' E	51° 19,09' N	2018	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 24,15' E	51° 18,96' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	2° 54,07' E	51° 12,96' N	2018	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 18,61' W	51° 10,5' N	2009	GBIF
<i>Styela clava</i>	2° 35,6' E	51° 6,74' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	2° 20,62' E	51° 2,24' N	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 16,67' E	51° 1,45' N	2010	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 48,37' E	50° 55,1' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	1° 22,34' W	50° 51,25' N	2011	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 16,61' W	50° 47,13' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 6,99' E	50° 45,14' N	2002	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 4,67' E	50° 44,57' N	2009	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 39,45' W	50° 44,44' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 37,58' E	50° 43,79' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 21,96' E	50° 42,99' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	2° 45,85' W	50° 39,24' N	2011	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 44,14' W	50° 38,69' N	2013	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 49,88' W	50° 37,31' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 24,17' W	50° 35,27' N	2006	GBIF
<i>Styela clava</i>	2° 16,63' W	50° 35,14' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	1° 54,37' W	50° 34,86' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 30,85' W	50° 25,99' N	2007	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 8,11' W	50° 20,66' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 36,03' W	50° 19,71' N	2013	GBIF



<i>Styela clava</i>	3° 29,57' W	50° 19,63' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 13,24' W	50° 19,12' N	2011	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 3,9' W	50° 8,12' N	2013	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 31,35' W	50° 5,89' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	124° 56,38' W	50° 5,63' N	NA	Clarke y Therriault, 2007
<i>Styela clava</i>	1° 4,8' E	49° 53,24' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	1° 35,67' W	49° 37,05' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	1° 12,65' W	49° 35,57' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 9,83' E	49° 27,58' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	0° 13,86' W	49° 26,98' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	124° 41,83' W	49° 26,36' N	2008	Epelbaum et al., 2009
<i>Styela clava</i>	2° 30,54' W	49° 26,02' N	2012	GBIF
<i>Styela clava</i>	124° 7,73' W	49° 16,44' N	2012	Simkanin et al., 2012
<i>Styela clava</i>	2° 0,33' W	49° 12,19' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	123° 52,08' W	49° 9,63' N	NA	Clarke y Therriault, 2007
<i>Styela clava</i>	123° 48,59' W	49° 1,38' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	122° 43,74' W	48° 56,65' N	NA	Lambert, 2003
<i>Styela clava</i>	2° 0,89' W	48° 51,19' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	125° 9,07' W	48° 46,7' N	2011	White y Orr, 2011
<i>Styela clava</i>	123° 34,5' W	48° 45,6' N	NA	Simkanin et al., 2012
<i>Styela clava</i>	2° 52,75' W	48° 42,3' N	2011	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 52,69' W	48° 39,38' N	2013	GBIF
<i>Styela clava</i>	2° 27,64' W	48° 36,17' N	2011	GBIF
<i>Styela clava</i>	2° 5,1' W	48° 34,17' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	124° 35,67' W	48° 21,73' N	1952	GBIF
<i>Styela clava</i>	4° 28,28' W	48° 16,51' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 51,43' W	47° 50,01' N	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	122° 39,45' W	47° 49,59' N	2009	Grey, 2009
<i>Styela clava</i>	4° 9,4' W	47° 49,09' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	122° 22,91' W	47° 41,25' N	NA	Simkanin et al., 2016
<i>Styela clava</i>	122° 52,57' W	47° 37,95' N	2012	Darling et al., 2012
<i>Styela clava</i>	3° 11,42' W	47° 36,73' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	3° 2,65' W	47° 26,84' N	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	2° 19,81' W	47° 14,82' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	2° 6,56' W	47° 6,3' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	63° 45,6' W	46° 31,87' N	2009	McKindsey et al., 2009
<i>Styela clava</i>	1° 45,45' W	46° 28,84' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	62° 48,7' W	46° 23,85' N	2011	Willis et al., 2011
<i>Styela clava</i>	1° 0,67' W	46° 8,31' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	62° 51,14' W	46° 8,09' N	NA	Locke et al., 2007
<i>Styela clava</i>	62° 27,52' W	46° 7,27' N	NA	McKindsey et al., 2009
<i>Styela clava</i>	61° 21,89' W	45° 33,57' N	NA	Sephton et al., 2017
<i>Styela clava</i>	1° 13,06' W	44° 38,01' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	63° 32,22' W	44° 36,3' N	2017	Sephton et al., 2017
<i>Styela clava</i>	64° 17,72' W	44° 21,43' N	NA	Sephton et al., 2017
<i>Styela clava</i>	68° 41,85' W	43° 56,88' N	1988	GBIF
<i>Styela clava</i>	69° 36,37' W	43° 48,5' N	1998	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 38,06' W	43° 31,27' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	7° 0' W	43° 28,65' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	8° 12,62' W	43° 26,85' N	2011	Goldstien et al., 2011
<i>Styela clava</i>	3° 46,41' W	43° 24,54' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	3° 38,88' E	43° 22,46' N	2013	GBIF
<i>Styela clava</i>	124° 11,33' W	43° 22,22' N	1993	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 22,82' W	43° 21,01' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	70° 27,25' W	43° 19,84' N	1998	GBIF
<i>Styela clava</i>	5° 15,73' E	43° 10,9' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	70° 40,96' W	43° 4,01' N	NA	Simkanin et al., 2016
<i>Styela clava</i>	144° 46,86' E	43° 2,39' N	NA	GBIF
<i>Styela clava</i>	9° 3,29' W	42° 44,54' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	70° 50,77' W	42° 30,99' N	2018	GBIF

<i>Styela clava</i>	8° 47,56' W	42° 28,65' N	2007	Davis et al., 2007
<i>Styela clava</i>	70° 51,91' W	42° 24,01' N	2018	GBIF
<i>Styela clava</i>	70° 52,77' W	42° 15,29' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	70° 38,87' W	41° 56,47' N	1998	GBIF
<i>Styela clava</i>	140° 42,23' E	41° 44,45' N	NA	GBIF
<i>Styela clava</i>	124° 10,45' W	41° 42,9' N	2016	GBIF
<i>Styela clava</i>	70° 18,5' W	41° 41,08' N	1998	GBIF
<i>Styela clava</i>	71° 24,58' W	41° 26,93' N	NA	Simkanin et al., 2016
<i>Styela clava</i>	70° 46,99' W	41° 26,58' N	1986	GBIF
<i>Styela clava</i>	70° 34,12' W	41° 25,22' N	2018	GBIF
<i>Styela clava</i>	70° 0,84' W	41° 19,23' N	2018	GBIF
<i>Styela clava</i>	71° 56,64' W	41° 18,34' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	141° 9,1' E	41° 15,26' N	1906	GBIF
<i>Styela clava</i>	72° 43,54' W	41° 13,87' N	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	73° 7,24' W	41° 11,83' N	2010	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 37,51' W	41° 8,34' N	NA	Davis y Davis, 2005
<i>Styela clava</i>	14° 13,88' E	40° 48,36' N	NA	GBIF
<i>Styela clava</i>	124° 10,67' W	40° 45,7' N	2001	GBIF
<i>Styela clava</i>	29° 34,79' E	40° 39,76' N	2016	Çinar, 2016
<i>Styela clava</i>	140° 0' E	40° 12,03' N	NA	GBIF
<i>Styela clava</i>	139° 41,25' E	39° 53,86' N	1972	GBIF
<i>Styela clava</i>	141° 52,61' E	39° 19,27' N	2011	Goldstien et al., 2011
<i>Styela clava</i>	122° 28,45' W	38° 49,77' N	2001	GBIF
<i>Styela clava</i>	9° 7,51' W	38° 40,48' N	85	Davis y Davis, 2005
<i>Styela clava</i>	9° 19,85' W	38° 38,95' N	NA	Davis y Davis, 2005
<i>Styela clava</i>	123° 3,16' W	38° 18,87' N	2000	GBIF
<i>Styela clava</i>	122° 28,8' W	38° 6,62' N	2001	GBIF
<i>Styela clava</i>	8° 49,62' W	37° 54,43' N	2010	El Nagar et al., 2010
<i>Styela clava</i>	122° 20,63' W	37° 52,14' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	75° 22,66' W	37° 50,79' N	1994	GBIF
<i>Styela clava</i>	122° 21,17' W	37° 46,73' N	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	121° 8,19' E	37° 36,1' N	2018	Zhang et al., 2018
<i>Styela clava</i>	122° 18,22' W	37° 33,71' N	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	121° 22,92' E	37° 30,37' N	1922	GBIF
<i>Styela clava</i>	122° 8,53' E	37° 29,67' N	2012	Miao et al., 2012
<i>Styela clava</i>	121° 23,88' E	37° 21,01' N	2015	Ju et al., 2015
<i>Styela clava</i>	129° 14,32' E	37° 20,05' N	2008	Kang et al., 2008
<i>Styela clava</i>	137° 13,53' E	37° 17,45' N	2011	Goldstien et al., 2011
<i>Styela clava</i>	121° 14,32' E	37° 12,61' N	2009	Jiang et al., 2009
<i>Styela clava</i>	122° 28,21' E	37° 1,83' N	2015	Qi et al., 2015
<i>Styela clava</i>	119° 48,17' W	37° 0,6' N	2001	GBIF
<i>Styela clava</i>	126° 7,53' E	36° 44,58' N	NA	GBIF
<i>Styela clava</i>	126° 14,53' E	36° 40,11' N	NA	GBIF
<i>Styela clava</i>	120° 21,91' E	36° 3,29' N	NA	Lao et al., 2001
<i>Styela clava</i>	120° 48,7' W	35° 20,05' N	1973	GBIF
<i>Styela clava</i>	128° 2,86' E	35° 7,64' N	2015	Kang et al., 2015
<i>Styela clava</i>	128° 34,26' E	34° 52,76' N	2012	Nacional et al., 2012
<i>Styela clava</i>	135° 13,37' E	34° 37,24' N	1875	GBIF
<i>Styela clava</i>	119° 39,61' W	34° 23,24' N	1970	GBIF
<i>Styela clava</i>	135° 8,54' E	34° 18,27' N	1986	GBIF
<i>Styela clava</i>	119° 11,9' W	34° 8,47' N	2006	GBIF
<i>Styela clava</i>	135° 9,44' E	34° 8,44' N	NA	GBIF
<i>Styela clava</i>	131° 25,61' E	34° 1,04' N	1996	GBIF
<i>Styela clava</i>	118° 25,55' W	33° 55,92' N	2001	GBIF
<i>Styela clava</i>	118° 43,75' W	33° 44,12' N	NA	Simkanin et al., 2016
<i>Styela clava</i>	118° 14,49' W	33° 43,86' N	2006	GBIF
<i>Styela clava</i>	117° 40,47' W	33° 26,48' N	2006	GBIF
<i>Styela clava</i>	129° 49,46' E	32° 42,3' N	1910	GBIF
<i>Styela clava</i>	117° 9,65' W	32° 40,06' N	2001	GBIF
<i>Styela clava</i>	116° 35,79' W	31° 49,01' N	2000	GBIF

<i>Styela clava</i>	121° 40,38' E	31° 17,78' N	1924	GBIF
<i>Styela clava</i>	33° 55,73' E	26° 38,68' N	2017	Raslan et al., 2017
<i>Styela clava</i>	144° 36,78' E	13° 25,31' N	1983	GBIF
<i>Styela clava</i>	79° 32,47' E	10° 27,69' N	2016	Iyappan et al., 2016
<i>Styela clava</i>	112° 47,5' E	25° 51,72' S	2005	GBIF
<i>Styela clava</i>	174° 47,75' E	35° 45,68' S	2002	GBIF
<i>Styela clava</i>	174° 43,96' E	36° 25,58' S	2019	GBIF
<i>Styela clava</i>	174° 21,78' E	36° 31,27' S	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	174° 44,3' E	36° 35,82' S	2018	GBIF
<i>Styela clava</i>	175° 27,02' E	36° 42,99' S	2017	GBIF
<i>Styela clava</i>	174° 54,58' E	36° 46,3' S	2019	GBIF
<i>Styela clava</i>	175° 25,71' E	36° 47,51' S	NA	Soliman et al., 2018
<i>Styela clava</i>	174° 51,71' E	36° 51,34' S	2018	GBIF
<i>Styela clava</i>	175° 13,65' E	36° 54,78' S	NA	Goldstien et al., 2010
<i>Styela clava</i>	175° 17,68' E	37° 5,13' S	NA	Goldstien et al., 2010
<i>Styela clava</i>	176° 9,5' E	37° 37,88' S	NA	Soliman et al., 2018
<i>Styela clava</i>	144° 55,58' E	37° 50,42' S	NA	GBIF
<i>Styela clava</i>	147° 56,78' E	37° 50,5' S	2015	GBIF
<i>Styela clava</i>	145° 4,58' E	38° 0' S	1995	GBIF
<i>Styela clava</i>	144° 22,92' E	38° 5,73' S	1996	GBIF
<i>Styela clava</i>	64° 52,25' W	40° 41,73' S	NA	Pereyra et al., 2015
<i>Styela clava</i>	64° 24,1' W	40° 52,42' S	NA	Pereyra et al., 2015
<i>Styela clava</i>	174° 45,11' E	41° 14,65' S	NA	Soliman et al. 2018
<i>Styela clava</i>	173° 16,12' E	41° 14,9' S	NA	Soliman et al., 2018
<i>Styela clava</i>	174° 2,48' E	41° 15,17' S	NA	Soliman et al., 2018
<i>Styela clava</i>	172° 37,4' E	43° 35,8' S	2014	GBIF
<i>Styela clava</i>	170° 35,05' E	45° 47,67' S	2018	Soliman et al., 2018
<i>Styela plicata</i>	4° 56,04' W	51° 39,44' N	1979	GBIF
<i>Styela plicata</i>	1° 54,34' W	50° 34,66' N	1979	GBIF
<i>Styela plicata</i>	3° 43,53' W	50° 14,52' N	1992	GBIF
<i>Styela plicata</i>	13° 42,97' E	45° 36,29' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	64° 42,97' W	45° 28,65' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	12° 16,72' E	45° 23' N	1971-1974	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	12° 15,28' E	44° 27,69' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	8° 52,52' E	44° 22,92' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	9° 46,79' E	44° 5,73' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	10° 13,37' E	43° 48,7' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	15° 50,75' E	43° 41,92' N	2014	Spagnolo et al., 2019
<i>Styela plicata</i>	7° 15,5' E	43° 39,5' N	1964-1965	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	13° 28,65' E	43° 34,38' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	8° 13,37' W	43° 27,69' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	3° 29,49' E	43° 15,5' N	2017	GBIF
<i>Styela plicata</i>	5° 21,27' E	43° 15,26' N	2016	GBIF
<i>Styela plicata</i>	16° 26,74' E	42° 55,39' N	1994-1996	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	14° 47,56' E	42° 46,98' N	1982	GBIF
<i>Styela plicata</i>	10° 18,14' E	42° 45,84' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	3° 11,46' E	42° 44,88' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	11° 44,88' E	42° 4,77' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	8° 50,43' W	41° 49,08' N	2009	Chainho et al., 2015
<i>Styela plicata</i>	17° 0' E	41° 41,06' N	2015/2016	Pica et al., 2019
<i>Styela plicata</i>	9° 13,37' E	41° 36,29' N	1950	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	15° 52,52' E	41° 35,33' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	2° 31,51' E	41° 32,47' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	19° 26,28' E	41° 17,14' N	2014	Spagnolo et al., 2019
<i>Styela plicata</i>	1° 42,02' E	41° 11,46' N	2009/2010	Pineda et al., 2013
<i>Styela plicata</i>	16° 49,09' E	41° 7,87' N	2014	Spagnolo et al., 2019
<i>Styela plicata</i>	140° 48' E	41° 4,58' N	NA	Nishikawa, 1991
<i>Styela plicata</i>	9° 28,65' E	40° 52,52' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	14° 14,32' E	40° 47,75' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	0° 49,66' E	40° 42,02' N	1986	Corrêa de Barros et al., 2009

<i>Styela plicata</i>	74° 1,91' W	40° 40,11' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	8° 40,27' W	40° 37,84' N	2009	Chainho et al., 2015
<i>Styela plicata</i>	17° 14,32' E	40° 26,74' N	1972-1982	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	22° 52,96' E	40° 24,93' N	NA	Panagiotou et al., 2007
<i>Styela plicata</i>	23° 25,78' E	40° 23,88' N	NA	Antoniadou y Chintiroglou, 2007
<i>Styela plicata</i>	8° 49,9' W	40° 8,3' N	2009	Chainho et al., 2015
<i>Styela plicata</i>	23° 52,66' E	39° 55,13' N	NA	GBIF
<i>Styela plicata</i>	139° 41,25' E	39° 53,86' N	2002	GBIF
<i>Styela plicata</i>	75° 7,64' W	39° 52,52' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	3° 0,01' E	39° 28,65' N	NA	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	9° 12,1' W	39° 23,76' N	2009	Chainho et al., 2015
<i>Styela plicata</i>	26° 28,65' E	39° 10,43' N	2019	GBIF
<i>Styela plicata</i>	8° 56,34' W	38° 46,79' N	2009	Chainho et al., 2015
<i>Styela plicata</i>	0° 10,5' E	38° 44,88' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	27° 6,69' E	38° 24,83' N	NA	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	8° 40,64' W	38° 24,69' N	2009	Chainho et al., 2015
<i>Styela plicata</i>	13° 40,04' E	37° 56,66' N	2015	Morandini et al., 2017
<i>Styela plicata</i>	75° 22,28' W	37° 52,32' N	NA	O'Beirn et al., 2004
<i>Styela plicata</i>	122° 21,11' W	37° 49,3' N	2000	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	8° 45,26' W	37° 43,45' N	2009	Chainho et al., 2015
<i>Styela plicata</i>	25° 36,06' W	37° 40,15' N	2010	Chainho et al., 2015
<i>Styela plicata</i>	10° 17,19' E	37° 20,05' N	1953	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	137° 0' E	37° 19,1' N	NA	Nishikawa, 1991
<i>Styela plicata</i>	9° 48,46' E	37° 10,83' N	2006/2008	Chebbi et al., 2010
<i>Styela plicata</i>	7° 22,92' W	37° 9,91' N	2009	Chainho et al., 2015
<i>Styela plicata</i>	8° 38,66' W	37° 6,23' N	2016	GBIF
<i>Styela plicata</i>	8° 14,26' W	37° 4,79' N	2008-2011	El Nagar et al., 2010
<i>Styela plicata</i>	15° 16,23' E	37° 3,82' N	2009/2011	Maltagliati et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	1° 51,5' W	36° 56,34' N	2009/2014	Pineda et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	76° 20,14' W	36° 54,64' N	2002	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	10° 31,51' E	36° 42,97' N	1967	GBIF
<i>Styela plicata</i>	6° 24,61' W	36° 42,73' N	2009/2014	Pineda et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	3° 41,65' W	36° 41,67' N	2009/2014	Pineda et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	4° 42,46' W	36° 27,82' N	2009/2014	Pineda et al., 2016
<i>Styela plicata</i>	6° 11,46' W	36° 25,78' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	10° 18,91' E	36° 24,06' N	1973	GBIF
<i>Styela plicata</i>	133° 18,01' E	36° 8,93' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	5° 22,95' W	36° 8,03' N	1992/1993	Naranjo et al., 1996
<i>Styela plicata</i>	5° 52,52' W	36° 5,73' N	1989	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	14° 31,26' E	35° 46,98' N	NA	Agius et al., 1977
<i>Styela plicata</i>	135° 38,2' E	35° 42,97' N	NA	Nishikawa, 1991
<i>Styela plicata</i>	5° 15,28' W	35° 39,79' N	1969	GBIF
<i>Styela plicata</i>	76° 39,15' W	35° 39,15' N	1915	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	139° 55,39' E	35° 25,78' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	139° 35,13' E	35° 9' N	NA	Yamaguchi, 1975
<i>Styela plicata</i>	129° 2,19' E	35° 6,78' N	NA	Rho and Lee, 1991
<i>Styela plicata</i>	25° 42,18' E	35° 0,23' N	2013	GBIF
<i>Styela plicata</i>	128° 3,84' E	34° 53,46' N	NA	Rho and Lee, 1991
<i>Styela plicata</i>	135° 26,74' E	34° 52,52' N	1950/1952	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	137° 1,91' E	34° 41,06' N	2006	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	76° 35,43' W	34° 39,89' N	2019	GBIF
<i>Styela plicata</i>	120° 7,64' W	34° 38,2' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	77° 8,35' W	34° 34,14' N	1915	GBIF
<i>Styela plicata</i>	76° 32,66' W	34° 22,06' N	1981	GBIF
<i>Styela plicata</i>	126° 17,11' E	34° 22,02' N	NA	Rho, 1995
<i>Styela plicata</i>	135° 10,14' E	34° 18,88' N	1981	GBIF

<i>Styela plicata</i>	118° 23,87' W	34° 17,19' N	1950	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	136° 27,69' E	34° 10,5' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	77° 14,32' W	34° 9,74' N	1964	GBIF
<i>Styela plicata</i>	77° 49,4' W	34° 8,02' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	131° 25,61' E	34° 1,04' N	1996	GBIF
<i>Styela plicata</i>	130° 45,6' E	33° 50,9' N	1991/1992	Kajiwara and Yamada, 1997
<i>Styela plicata</i>	78° 4,77' W	33° 48,7' N	1919	GBIF
<i>Styela plicata</i>	130° 55,35' E	33° 41,47' N	1996	GBIF
<i>Styela plicata</i>	135° 20,28' E	33° 39,08' N	1985	GBIF
<i>Styela plicata</i>	117° 47,44' W	33° 34,36' N	NA	West and Lambert, 1976
<i>Styela plicata</i>	77° 23,88' W	33° 30,27' N	1981	GBIF
<i>Styela plicata</i>	133° 16,5' E	33° 23,15' N	1980	GBIF
<i>Styela plicata</i>	117° 16,23' W	33° 21,96' N	1915	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	77° 41,97' W	33° 19,81' N	1977	GBIF
<i>Styela plicata</i>	11° 14,32' E	33° 14,32' N	2006/2008	Chebbi et al., 2010
<i>Styela plicata</i>	130° 7,64' E	33° 7,64' N	NA	Nishikawa, 1991
<i>Styela plicata</i>	79° 11,81' W	32° 51,73' N	1977	GBIF
<i>Styela plicata</i>	78° 38,2' W	32° 46,89' N	1981	GBIF
<i>Styela plicata</i>	35° 0,95' E	32° 45,84' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	117° 8,59' W	32° 44,88' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	129° 44,88' E	32° 42,97' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	79° 40,2' W	32° 28,55' N	1981	GBIF
<i>Styela plicata</i>	34° 49,67' E	32° 23,06' N	2015	Novak et al., 2017
<i>Styela plicata</i>	64° 45,84' W	32° 16,23' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	80° 43,93' W	32° 11,46' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	116° 38,39' W	31° 49,4' N	2000	GBIF
<i>Styela plicata</i>	34° 36,29' E	31° 47,75' N	1955	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	80° 19,86' W	31° 38,96' N	1981	GBIF
<i>Styela plicata</i>	130° 36,29' E	31° 23,88' N	NA	Nishikawa, 1991
<i>Styela plicata</i>	81° 16,23' W	31° 21,96' N	1968-1974	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	32° 17,19' E	31° 14,32' N	1927	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	29° 51,24' E	31° 11,93' N	1933	GBIF
<i>Styela plicata</i>	81° 6,05' W	30° 29,24' N	2016	GBIF
<i>Styela plicata</i>	32° 52,52' E	30° 26,74' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	116° 0' W	30° 25,78' N	NA	Rodriguez et al., 2008
<i>Styela plicata</i>	86° 30,79' W	30° 19,11' N	2014	GBIF
<i>Styela plicata</i>	84° 8,59' W	30° 5,73' N	1968-1974	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	85° 41,82' W	30° 0,91' N	2014	GBIF
<i>Styela plicata</i>	81° 12,38' W	29° 38,4' N	2017	GBIF
<i>Styela plicata</i>	84° 30,78' W	29° 38,38' N	2014	GBIF
<i>Styela plicata</i>	85° 15,19' W	29° 22,76' N	2010	GBIF
<i>Styela plicata</i>	80° 44,27' W	29° 20,19' N	2015	GBIF
<i>Styela plicata</i>	83° 3,82' W	29° 14,32' N	1950	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	93° 37,24' W	29° 10,85' N	1993	GBIF
<i>Styela plicata</i>	83° 27,72' W	29° 2,03' N	2011	GBIF
<i>Styela plicata</i>	80° 41,72' W	28° 56,73' N	2015	GBIF
<i>Styela plicata</i>	79° 15,89' W	28° 50,6' N	1983	GBIF
<i>Styela plicata</i>	90° 14,05' W	28° 38,23' N	1979	GBIF
<i>Styela plicata</i>	92° 24,83' W	28° 36,29' N	1971	GBIF
<i>Styela plicata</i>	84° 10,28' W	28° 35,98' N	2016	GBIF
<i>Styela plicata</i>	90° 52,52' W	28° 34,85' N	1938	GBIF
<i>Styela plicata</i>	83° 25,53' W	28° 34,42' N	2016	GBIF
<i>Styela plicata</i>	85° 2,86' W	28° 25,78' N	1966	GBIF
<i>Styela plicata</i>	80° 35,46' W	28° 23,51' N	2015	GBIF
<i>Styela plicata</i>	95° 24,13' W	28° 19,88' N	1993	GBIF
<i>Styela plicata</i>	93° 4,58' W	28° 18,33' N	1993	GBIF
<i>Styela plicata</i>	95° 55,39' W	28° 12,41' N	1971	GBIF
<i>Styela plicata</i>	82° 55,67' W	28° 11,65' N	2011	GBIF
<i>Styela plicata</i>	91° 28,32' W	28° 9,58' N	1978	GBIF
<i>Styela plicata</i>	80° 8,32' W	28° 3,17' N	2015	GBIF

<i>Styela plicata</i>	92° 18,17' W	28° 2,76' N	1993	GBIF
<i>Styela plicata</i>	94° 5,27' W	28° 0,01' N	1993	GBIF
<i>Styela plicata</i>	34° 0' E	28° 0' N	NA	Monniot, 2002
<i>Styela plicata</i>	16° 37,24' W	28° 0' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	84° 31,05' W	27° 52,27' N	2016	GBIF
<i>Styela plicata</i>	80° 28,4' W	27° 49,87' N	2013	GBIF
<i>Styela plicata</i>	82° 57,06' W	27° 49,61' N	2011	GBIF
<i>Styela plicata</i>	82° 31,82' W	27° 48,68' N	2015	GBIF
<i>Styela plicata</i>	97° 3,5' W	27° 47,78' N	2016	GBIF
<i>Styela plicata</i>	83° 23,26' W	27° 44,47' N	2015	GBIF
<i>Styela plicata</i>	95° 4,58' W	27° 41,25' N	1956	GBIF
<i>Styela plicata</i>	84° 12,41' W	27° 35,33' N	1966	GBIF
<i>Styela plicata</i>	80° 19,1' W	27° 30,56' N	1987	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	82° 42,38' W	27° 19,66' N	2018	GBIF
<i>Styela plicata</i>	83° 15,84' W	26° 53,79' N	2016	GBIF
<i>Styela plicata</i>	82° 30,36' W	26° 47,98' N	2015	GBIF
<i>Styela plicata</i>	82° 10,55' W	26° 27,66' N	2019	GBIF
<i>Styela plicata</i>	96° 36,77' W	26° 22,92' N	NA	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	83° 6' W	26° 22,4' N	2010	GBIF
<i>Styela plicata</i>	127° 47,75' E	26° 18,14' N	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	97° 9,55' W	26° 3,82' N	2004	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	81° 41,06' W	25° 53,46' N	1884	GBIF
<i>Styela plicata</i>	80° 8,59' W	25° 42,02' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	81° 41,21' W	25° 21,5' N	2018	GBIF
<i>Styela plicata</i>	82° 27,97' W	25° 0,3' N	2014	GBIF
<i>Styela plicata</i>	78° 46,47' W	24° 42,26' N	1955	GBIF
<i>Styela plicata</i>	83° 34,33' W	24° 39,43' N	2012	GBIF
<i>Styela plicata</i>	82° 52,52' W	24° 35,33' N	1968-1974	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	75° 55,39' W	24° 32,47' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	81° 45,35' W	24° 31,78' N	NA	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	118° 11,68' E	24° 25,88' N	NA	Yongqiang y Tao, 1997
<i>Styela plicata</i>	114° 16,23' E	22° 23,87' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	80° 0' W	21° 47,75' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	39° 3,44' E	21° 15,47' N	2014	GBIF
<i>Styela plicata</i>	17° 0,95' W	21° 0,95' N	1948	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	92° 0,57' W	19° 1,72' N	1971	GBIF
<i>Styela plicata</i>	77° 21,01' W	18° 30,56' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	66° 0,01' W	18° 28,65' N	NA	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	64° 53,48' W	18° 20,05' N	1884	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	66° 51,57' W	17° 54,43' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	76° 48,7' W	17° 53,47' N	NA	Goodbody, 2003
<i>Styela plicata</i>	88° 5,73' W	16° 47,75' N	1981	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	61° 55,39' W	16° 23,87' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	61° 26,76' W	15° 32,54' N	1956	GBIF
<i>Styela plicata</i>	17° 23,87' W	14° 41,06' N	1948	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	61° 25,78' W	12° 28,65' N	NA	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	64° 16,23' W	11° 35,33' N	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	64° 0' W	11° 0' N	NA	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	64° 9,55' W	10° 26,74' N	NA	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	51° 2,86' E	9° 39,15' N	1964	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	82° 16,23' W	9° 22,92' N	NA	Fofonoff et al. 2021. NEMESIS database
<i>Styela plicata</i>	79° 54,62' W	9° 21,3' N	1971	GBIF
<i>Styela plicata</i>	79° 29,79' W	8° 54,43' N	1973	GBIF

<i>Styela plicata</i>	76° 55,39' E	8° 28,65' N	NA	Chakraborty, 2019
<i>Styela plicata</i>	13° 13,37' E	8° 45,84' S	2010	Pestana et al., 2017
<i>Styela plicata</i>	38° 32,47' W	12° 48,7' S	1998	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	146° 21,49' E	17° 36,96' S	2003	GBIF
<i>Styela plicata</i>	120° 41,21' E	17° 44,03' S	2007	GBIF
<i>Styela plicata</i>	146° 20,91' E	18° 54,14' S	2003	GBIF
<i>Styela plicata</i>	146° 46,79' E	19° 15,28' S	1966	GBIF
<i>Styela plicata</i>	115° 29,6' E	20° 26,74' S	NA	Kott, 1985
<i>Styela plicata</i>	115° 27,61' E	20° 45,84' S	NA	Kott, 2008
<i>Styela plicata</i>	114° 50,99' E	21° 1,89' S	2005	GBIF
<i>Styela plicata</i>	43° 10,64' W	22° 49,83' S	2005	da Rocha y Kremer, 2005
<i>Styela plicata</i>	44° 21,96' W	23° 6,68' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	45° 3,58' W	23° 25,15' S	NA	Oricchio et al., 2019
<i>Styela plicata</i>	42° 0' W	23° 26,74' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	85° 9,55' W	23° 26,74' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	45° 22,78' W	23° 46,84' S	NA	da Rocha y Kremer, 2005
<i>Styela plicata</i>	151° 14,32' E	23° 48,7' S	NA	GBIF
<i>Styela plicata</i>	45° 39,15' W	24° 19,1' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	46° 31,51' W	24° 31,51' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	152° 46,79' E	25° 14,32' S	NA	GBIF
<i>Styela plicata</i>	48° 28,65' W	25° 29,6' S	2007/2008	Cangussu et al., 2010
<i>Styela plicata</i>	113° 39,15' E	25° 44,88' S	2002	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	48° 52,52' W	26° 0' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	48° 44,95' W	26° 44,09' S	1998-1999 /2004-2007	Locke, 2009
<i>Styela plicata</i>	153° 14,32' E	27° 14,32' S	NA	Kott, 1985
<i>Styela plicata</i>	153° 23,87' E	27° 31,51' S	1970/1971	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	48° 32,32' W	27° 41,6' S	2006/2007	Locke, 2009
<i>Styela plicata</i>	153° 21,96' E	27° 54,43' S	1977	GBIF
<i>Styela plicata</i>	48° 55,39' W	28° 11,46' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	31° 1,91' E	29° 48,7' S	1951	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	115° 42,86' E	31° 51,62' S	NA	Torkkola et al., 2013
<i>Styela plicata</i>	115° 41,06' E	32° 10,5' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	151° 57,18' E	32° 41,58' S	2006	GBIF
<i>Styela plicata</i>	151° 43,54' E	32° 50,99' S	1997	GBIF
<i>Styela plicata</i>	137° 34,19' E	33° 2,08' S	2014	GBIF
<i>Styela plicata</i>	115° 36,29' E	33° 17,19' S	1985	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	151° 11,46' E	33° 48,7' S	1877	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	25° 36,29' E	33° 54,43' S	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	23° 3,6' E	34° 3,13' S	NA	Rius et al., 2010
<i>Styela plicata</i>	151° 16,23' E	34° 6,68' S	1948/1949	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	150° 52,48' E	34° 27,67' S	2000	GBIF
<i>Styela plicata</i>	138° 14,32' E	34° 27,69' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	23° 27,69' E	34° 27,69' S	2009/2010	Pineda et al., 2011
<i>Styela plicata</i>	136° 52,52' E	34° 28,65' S	NA	Kott, 1985
<i>Styela plicata</i>	54° 9,99' W	34° 38,27' S	NA	Scarabino et al., 2019
<i>Styela plicata</i>	135° 49,66' E	34° 42,02' S	NA	GBIF
<i>Styela plicata</i>	173° 6,78' E	34° 42,41' S	2016	GBIF
<i>Styela plicata</i>	138° 28,5' E	34° 48,42' S	2018	GBIF
<i>Styela plicata</i>	56° 14,32' W	34° 52,52' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	135° 29,6' E	34° 55,39' S	NA	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	137° 42,96' E	35° 4,86' S	2019	GBIF
<i>Styela plicata</i>	150° 22,92' E	35° 31,51' S	1947	GBIF
<i>Styela plicata</i>	137° 35,82' E	35° 36,58' S	2019	GBIF
<i>Styela plicata</i>	174° 22,28' E	35° 44,78' S	NA	Torkkola et al., 2013
<i>Styela plicata</i>	136° 0' E	36° 0' S	1972	GBIF
<i>Styela plicata</i>	174° 45,84' E	36° 4,77' S	NA	GBIF
<i>Styela plicata</i>	174° 43,94' E	36° 25,6' S	2019	GBIF
<i>Styela plicata</i>	175° 4,77' E	36° 39,15' S	1948	Corrêa de Barros et al., 2009
<i>Styela plicata</i>	174° 47,9' E	36° 47,41' S	NA	Torkkola et al., 2013

<i>Styela plicata</i>	174° 34,82' E	37° 0,82' S	2018	GBIF
<i>Styela plicata</i>	149° 50,59' E	37° 4,49' S	1985	GBIF
<i>Styela plicata</i>	149° 38,98' E	37° 28,16' S	2018	GBIF
<i>Styela plicata</i>	147° 56,78' E	37° 50,5' S	2015	GBIF
<i>Styela plicata</i>	57° 33,04' W	37° 57,14' S	NA	GBIF
<i>Styela plicata</i>	57° 2,86' W	38° 0' S	2007/2008	Albano y Obenat, 2019
<i>Styela plicata</i>	144° 50,02' E	38° 9,92' S	1998	Cohen et al., 2000
<i>Styela plicata</i>	148° 31,23' E	40° 41,81' S	1981	GBIF
<i>Styela plicata</i>	148° 0,92' E	42° 42' S	1931	GBIF
<i>Styela plicata</i>	70° 11,46' E	49° 26,7' S	1930	GBIF

### Referencias Tabla A3

- Agius C, Schembri PJ y Jaccarini V. 1977. A preliminary report on organisms fouling oyster cultures in Malta. *Memorie di Biologia Marina e di Oceanographia*, 7, 51-59
- Albano MJ y Obenat SM. 2019. Fouling assemblages of native, non-indigenous and cryptogenic species on artificial structures, depths and temporal variation. *Journal of Sea Research*, 144, 1–15. doi: 10.1016/j.seares.2018.10.002
- Antoniadou C y Chintiroglou C. 2007. Zoobenthos associated with the invasive red alga *Womersleyella setacea* (Rhodomelacea) in the northern Aegean Sea. *Journal of Marine Biological Association of United Kingdom*, 87, 629-641
- Cangussu LC, Altvater L, Haddad MA, Cabral AC, Heyse HL yRocha RM. 2010. Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58, 219–231. doi: 10.1590/S1679-87592010000300005
- Chainho P, Fernandes A, Amorim A, Ávila SP, Canning-Clode J, Castro JJ, Costa AC, Costa JL, Cruz T, Gollasch S, Grazziotin-Soares C, Melo R, Micael J, Parente MI, Semedo J, Silva T, Sobral D, Sousa M, Torres P, Veloso V y Costa MJ. 2015. Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 199–211. doi: 10.1016/j.ecss.2015.06.019
- Chakraborty SK. 2019. Bioinvasion and environmental perturbation: Synergistic impact on coastal–mangrove ecosystems of West Bengal, India, in: Coastal Research Library. Springer, pp. 171–245. doi: 10.1007/978-3-319-91382-7\_6
- Chebbi N, Mastrototaro F y Missaoui H. 2010. Spatial distribution of ascidians in two Tunisian lagoons of the Mediterranean Sea. *Cahiers de Biologie Marine*, 51, 117–127.
- Çinar ME. 2016. The alien ascidian *Styela clava* now invading the Sea of marmara (Tunicata: Ascidiacea). *Zookeys*, 563, 1–10. doi:10.3897/zookeys.563.6836
- Clarke C y Therriault TW. 2007. Biological synopsis of the invasive tunicate *Styela clava* (Herdman 1881). *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2807, 23 p
- Cohen BF, Currie DR y McArthur MA. 2000. Epibenthic community structure in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Marine Freshwater Research*, 51, 689–702.
- Corrêa de Barros R, Rocha R y Pie MR. 2009. Human-mediated global dispersion of *Styela plicata* (Tunicata, Ascidiacea). *Aquatic Invasions*, 4, 45–57. doi:10.3391/ai
- da Rocha RM y Kremer LP. 2005. Introduced ascidians in Paranagua Bay, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22, 1170–1184
- Darling JA, Herborg LM y Davidson IC. 2012. Intra-coastal shipping drives patterns of regional population expansion by an invasive marine invertebrate. *Ecology and Evolution*, 2, 2557–2566. doi:10.1002/ece3.362



- Davis MH y Davis ME. 2005. *Styela clava* (Tunicata: Ascidiacea)—a new addition to the fauna of the Portuguese coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85, 403–404. doi:10.1017/S002531540501132Xh
- Davis MH, Lützen J y Davis ME. 2007. The spread of *Styela clava* Herdman, 1882 (Tunicata, Ascidiacea) in European waters. *Aquatic Invasions*, 2, 378–390. doi:10.3391/ai.2007.2.4.6
- El Nagar A, Huys R y Bishop JDD. 2010. Widespread occurrence of the Southern Hemisphere ascidian *Corella eumyota* Traustedt, 1882 on the Atlantic coast of Iberia. *Aquatic Invasions*, 5, 169–173. doi:10.3391/ai.2010.5.2.06
- Epelbaum A, Pearce CM, Barker DJ, Paulson A y Therriault TW. 2009. Susceptibility of non-indigenous ascidian species in British Columbia (Canada) to invertebrate predation. *Marine Biology*, 156, 1311–1320. doi:10.1007/s00227-009-1172-7
- Fofonoff PW, Ruiz GM, Steves B, Simkanin C y Carlton JT. 2021. National Exotic Marine and Estuarine Species Information System. <http://invasions.si.edu/nemesis>.
- GBIF.org (22 May 2019) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.ifbz8r>
- GBIF.org (29 April 2019) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.xkwn2>
- Goldstien SJ, Dupont L, Viard F, Hallas PJ, Nishikawa T, Schiel DR, Gemmell NJ y Bishop JDD. 2011. Global phylogeography of the widely introduced North West Pacific ascidian *Styela clava*. *PLoS One*, 6. doi: 10.1371/journal.pone.0016755
- Goldstien SJ, Schiel DR y Gemmell NJ. 2010. Regional connectivity and coastal expansion: differentiating pre-border and post-border vectors for the invasive tunicate *Styela clava*. *Molecular Ecology*, 19, 874–885. doi: 10.1111/j.1365-294X.2010.04527.x
- Goodbody I. 2003. The ascidian fauna of Port Royal, Jamaica I. Harbor and mangrove-dwelling species. *Bulletin of Marine Science*, 73, 457–476
- Grey EK. 2009. Do we need to jump in? A comparison of two survey methods of exotic ascidians on docks. *Aquatic Invasions*, 4, 81–86. doi:10.3391/ai.2009.4.1.8
- Iyappan K, Ananthan G y Sathishkumar R. 2016. Molecular identification of ascidians from the Palk Bay Region, Southeast coast of India. *Mitochondrial DNA*, 27, 3573–3576. doi: 10.3109/19401736.2015.1074224
- Jiang A, Yu Z y Wang CH. 2009. Bioaccumulation of cadmium in the ascidian *Styela clava* (Herdman 1881). *African Journal of Marine Science*, 31, 289–295. doi:10.2989/AJMS.2009.31.3.2.990
- Ju B, Chen L, Xing R y Jiang A. 2015. A new integrated multi-trophic aquaculture system consisting of *Styela clava*, microalgae, and *Stichopus japonicus*. *Aquaculture International*, 23, 471–497. doi: 10.1007/s10499-014-9829-8
- Kajiwarra Y y Yamada M. 1997. Study on occurrence characteristics of sessile animals and classification of eutrophic level in Dokai Bay. Mizu Kankyo Gakkaiishi. *Journal of Japan Society Water Environment*, 20, 185–192.
- Kang CK, Choy EJ, Son Y, Lee JY, Kim JK, Kim Y y Lee KS. 2008. Food web structure of a restored macroalgal bed in the eastern Korean peninsula determined by C and N stable isotope analyses. *Marine Biology*, 153, 1181–1198. doi:10.1007/s00227-007-0890-y
- Kang C., Lee YJ, Han E, Park HJ, Yun SG y Lee WC. 2015. Effects of temperature and body size on the physiological energetics of the stalked sea squirt *Styela clava*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 462, 105–112. doi: 10.1016/j.jembe.2014.10.026
- Kott P. 1985. The Australian Ascidiacea Part 1, Phlebobranchia and Stolidobranchia. *Memoirs of the Queensland Museum*, 23, 1–440

- Kott P. 2008. Ascidiacea (Tunicata) from deep waters of the continental shelf of Western Australia. *Journal of Natural History*, 42, 1103–1217. doi:10.1080/00222930801935958
- Krone R, Wanke C y Schröder A. 2007. A new record of *Styela clava* Herdman, 1882 (Urochordata, Ascidiacea) from the central German Bight. *Aquatic Invasions*, 2, 442–444. doi:10.3391/ai.2007.2.4.16
- Lambert G. 2003. New records of ascidians from the NE Pacific: a new species of *Trididemnum*, range extension and redescription of *Aplidiopsis pannosum* (Ritter, 1899) including its larva, and several non-indigenous species. *Zoosystema*, 25, 665–679.
- Lao Y, Jiang T, Li J, Fu H y Lin W. 2001. Chemical study on secondary metabolites from ascidian *Styela clava* (I). *Chinese Journal of Marine Drugs*, 20, 12–15.
- Locke A. 2009. A screening procedure for potential tunicate invaders of Atlantic Canada. *Aquatic Invasions*, 4, 71–79. doi:10.3391/ai.2009.4.1.7
- Locke A, Hanson JM, Ellis KM, Thompson J y Rochette R. 2007. Invasion of the southern Gulf of St. Lawrence by the clubbed tunicate (*Styela clava* Herdman): Potential mechanisms for invasions of Prince Edward Island estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342, 69–77. doi: 10.1016/j.jembe.2006.10.016
- Maltagliati F, Lupi L, Castelli A y Pannacciulli FG. 2016. The genetic structure of the exotic ascidian *Styela plicata* (Tunicata) from Italian ports, with a re-appraisal of its worldwide genetic pattern. *Marine Ecology*, 37, 492–502. doi: 10.1111/maec.12261
- McKindsey CW, Lecuona M, Huot M y Weise AM. 2009. Biodeposit production and benthic loading by farmed mussels and associated tunicate epifauna in Prince Edward Island. *Aquaculture*, 295, 44–51. doi: 10.1016/j.aquaculture.2009.06.022
- Miao T, Xing X, Du Z y Chen GJ. 2012. Isolation and phylogenetic analysis of associated bacteria from the *Styela clava*. *Advances in Marine Science*, 30, 111–118.
- Minchin D. 2007. Rapid coastal survey for targeted alien species associated with floating pontoons in Ireland. *Aquatic Invasions* 2, 63–70. doi: 10.3391/ai.2007.2.1.8
- Minchin D, Davis MH y Davis ME. 2006. Spread of the Asian tunicate *Styela clava* Herdman, 1882 to the east and south-west coasts of Ireland. *Aquatic Invasions*, 1, 91–96. doi: 10.3391/ai.2006.1.2.7
- Monniot C. 2002. Stolidobranch ascidians from the tropical western Indian Ocean. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 135, 65–120
- Morandini AC, Stampar SN, Maronna MM y da Silveira FL. 2017. All non-indigenous species were introduced recently? The case study of *Cassiopea* (Cnidaria: Scyphozoa) in Brazilian waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 978, 321–328. doi: 10.1017/S0025315416000400
- Nacional LM, Kang SJ y Choi BD. 2012. Antioxidative activity of carotenoids in mideodeok *Styela clava*. *Fishery and Aquatic Science*, 14, 243–249. doi: 10.5657/FAS.2011.0243
- Naranjo SA, Carballo JL y García-Gómez JC. 1996. Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators? *Marine Ecology Progress Series*, 144, 119–131. doi: 10.3354/meps144119
- Nemesis database. Accessed 29 April 2019. (<https://invasions.si.edu/nemesis/>)
- Nishikawa T. 1991. The ascidians of the Japan Sea. II. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, 35, 25–170
- Novak L, López-Legentil S, Sieradzki E y Shenkar N. 2017. Rapid establishment of the non-indigenous ascidian *Styela plicata* and its associated bacteria in marinas and fishing harbors along the Mediterranean coast of Israel. *Mediterr. Marine Science*, 18, 324–331. doi:10.12681/mms.2135

- O' Beirn FX, Ross PG y Luckenbach MW. 2004. Organisms associated with oysters cultured in floating systems in Virginia. *J. Shellfish Research*, 23, 825-829
- Oricchio FT, Marques AC, Hajdu E, Pitombo FB, Azevedo F, Passos FD, Vieira LM, Stampar SN, Rocha RM y Dias GM. 2019. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 884–892. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.07.013
- Panagiotou M, Chryssanthi A, Krestenitis YN y Chintiroglou CC. 2007. Stock assessment of the dominant ascidians: *Microcosmus savignyi*, *Styela plicata* and *Phallusia mammillata*, in Thessaloniki Bay (Thermaikos Gulf). *Fresenius Environmental Bulletin*, 16, 1012–1019.
- Pereyra PJ, Narvarte M, Tatián M y González R. 2015. The simultaneous introduction of the tunicate *Styela clava* (Herdman, 1881) and the macroalga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, 1873, in northern Patagonia. *BioInvasions Records*, 4, 179–184. doi:10.3391/bir.2015.4.3.04
- Pestana LB, Dias GM y Marques AC. 2017. A century of introductions by coastal sessile marine invertebrates in Angola, South East Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 125, 426–432. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.09.041
- Pica D, Bloecher N, Dell'Anno A, Belluccim A, Pinto T, Pola L y Puce S. 2019. Dynamics of a biofouling community in finfish aquaculture: a case study from the South Adriatic Sea. *Biofouling*, 35, 696–709. doi:10.1080/08927014.2019.1652817
- Pineda MC, López-Legentil S y Turon X. 2011. The whereabouts of an ancient wanderer: Global phylogeography of the solitary ascidian *Styela plicata*. *PLoS One*, 6, e25495. doi: 10.1371/journal.pone.0025495
- Pineda MC, López-Legentil S y Turon X. 2013. Year-round reproduction in a seasonal sea: Biological cycle of the introduced ascidian *Styela plicata* in the Western Mediterranean. *Marine Biology*, 160, 221–230. doi: 10.1007/s00227-012-2082-7
- Pineda MC Lorente B, López-Legentil S, Palacín C y Turon X. 2016. Stochasticity in space, persistence in time: Genetic heterogeneity in harbour populations of the introduced ascidian *Styela plicata*. *PeerJ*, 4, e2158. doi:10.7717/peerj.2158
- Qi Z, Han T, Zhang J, Huang H, Mao Y, Jiang Z y Fang J. 2015. First report on in situ biodeposition rates of ascidians (*Ciona intestinalis* and *Styela clava*) during summer in Sanggou Bay, northern China. *Aquaculture Environment Interactions*, 6, 233–239. doi: 10.3354/aei00129
- Raslan AE, Radwan MM, Ahmed SA, Nafady AM, Wanas AS, Hassanean HA y Elsohly M. 2017. Isolation and biological evaluation of the isolated compounds from the Red Sea marine tunicate *Styela clava*. *Journal Pharmaceutical Sciences and Research*, 9, 119–123.
- Rho BJ. 1995. The Ascidians (Tunicata) from Chindo Islands, Korea. *Korean Journal of Systematic Zoology*, 11, 125-145
- Rho BJ y Lee JE. 1991. A systematic study of the Ascidians in Korea. *Korean Journal of Systematic Zoology*, 7, 195-220
- Rius M, Branch GM, Griffiths CL y Turon X. 2010. Larval settlement behaviour in six gregarious ascidians in relation to adult distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 151-163
- Rodriguez LF y Ibarra-Obando SE. 2008. Cover and colonization of commercial oyster (*Crassostrea gigas*) shells by fouling organisms in San Quintin Bay, Mexico. *J. Shellfish Research*, 27, 337-343
- Septon D, Vercaemer B y Silva A. 2017. Biofouling monitoring for aquatic invasive species (AIS) in DFO maritimes region (Atlantic shore of Nova Scotia and southwest New

- Brunswick): May – November, 2012 - 2015. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, No. 3158. 172 p
- Simkanin C, Davidson IC, Dower JF, Jamieson G y Therriault TW. 2012. Anthropogenic structures and the infiltration of natural benthos by invasive ascidians. *Marine Ecology*, 33, 499–511. doi: 10.1111/j.1439-0485.2012.00516.x
- Simkanin C, Fofonoff PW, Larson K, Lambert G, Dijkstra JA y Ruiz GM. 2016. Spatial and temporal dynamics of ascidian invasions in the continental United States and Alaska. *Marine Biology*, 163, 1–16. doi: 10.1007/s00227-016-2924-9
- Soliman T y Inglis GJ. 2018. Forecasting the economic impacts of two biofouling invaders on aquaculture production of greenlipped mussels *Perna canaliculus* in New Zealand. *Aquaculture Environmental Interactions*. 10, 1–12. doi:10.3354/AEI00249
- Spagnolo A, Auriemma R, Bacci T, Balković I, Bertasi F, Bolognini L, Cabrini M, Cilenti L, Cuicchi C, Cvitković I, Travizi A y Žuljević A. 2019. Non-indigenous macrozoobenthic species on hard substrata of selected harbours in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 147, 150–158. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.12.031
- Torkkola J, Riginos C y Liggins L. 2013. Regional patterns of mtDNA diversity in *Styela plicata*, an invasive ascidian, from Australian and New Zealand marinas. *Marine Freshwater Research*, 64, 139–145. doi: 10.1071/MF12289
- West AB y Lambert CC. 1976. Control of spawning in the tunicate *Styela plicata* by variations in a natural light regime. *Journal of Experimental Zoology*, 195, 263-270
- White LF y Orr LC. 2011. Native clams facilitate invasive species in an eelgrass bed. *Marine Ecology Progress Series*, 424, 87–95. doi: 10.3354/meps08958
- Willis JE, Stewart-Clark S, Greenwood SJ, Davidson J y Quijon P. 2011. A PCR-based assay to facilitate early detection of *Diplosoma listerianum* in Atlantic Canada. *Aquatic Invasions*, 6, 7–16. doi:10.3391/ai.2011.6.1.02
- Yamaguchi M. 1975. Growth and reproductive cycles of the marine fouling ascidians *Ciona intestinalis*, *Styela plicata*, *Botrylloides violaceus*, and *Leptoclinum mitsukurii* at Aburatsubo-Moroiso Inlet (central Japan). *Marine Biology*, 29, 253–259. doi: 10.1007/BF00391851
- Yongqiang F y Tao F. 1997. Histological study on gonadal development of *Styela plicata* in Xiamen. *Journal of Oceanography*. Taiwan Strait 3.
- Zhang X, Liu L, Sun M, Chen B y Jiang A. 2018. Preparation, chemical characterization and antioxidant activity of crude polysaccharide and oligosaccharide extracted from the ascidian *Styela clava*. *Journal of Biotech Research*, 9, 39–47.

## Research Article

## Cleaning by beaching: introducing a new alternative for hull biofouling management in Argentina

Karen Lidia Castro<sup>1,2,3,\*</sup>, Clara Belen Giachetti<sup>1,2,4</sup>, Nicolás Battini<sup>1,2,4</sup>, Alejandro Bortolus<sup>1,5</sup> and Evangelina Schwindt<sup>1,2</sup><sup>1</sup>Grupo de Ecología en Ambientes Costeros (GEAC), Argentina<sup>2</sup>Instituto de Biología de Organismos Marinos (IBIOMAR-CONICET), Blvd. Brown 2915, Puerto Madryn (U9120ACD), Chubut, Argentina<sup>3</sup>Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue (CRUB, UNCo), Argentina<sup>4</sup>Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires (FCEyN, UBA), Argentina<sup>5</sup>Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC-CONICET), Blvd. Brown 2915, Puerto Madryn (U9120ACD), Chubut, ArgentinaAuthor e-mails: [castro@cenpat-conicet.gob.ar](mailto:castro@cenpat-conicet.gob.ar) (KLC), [giachetti@cenpat-conicet.gob.ar](mailto:giachetti@cenpat-conicet.gob.ar) (CBG), [battini@cenpat-conicet.gob.ar](mailto:battini@cenpat-conicet.gob.ar) (NB), [bortolus@gmail.com](mailto:bortolus@gmail.com) (AB), [schwindt@gmail.com](mailto:schwindt@gmail.com) (ES)

\*Corresponding author

**Co-Editors' Note:** This study was first presented at the 10<sup>th</sup> International Conference on Marine Bioinvasions held in Puerto Madryn, Argentina, October 16–18, 2018 (<http://www.marinebioinvasions.info>). Since their inception in 1999, the ICMB meetings have provided a venue for the exchange of information on various aspects of biological invasions in marine ecosystems, including ecological research, education, management and policies tackling marine bioinvasions.



**Citation:** Castro KL, Giachetti CB, Battini N, Bortolus A, Schwindt E (2020) Cleaning by beaching: introducing a new alternative for hull biofouling management in Argentina. *Aquatic Invasions* 15(1): 63–80, <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.1.05>

**Received:** 15 April 2019**Accepted:** 22 June 2019**Published:** 4 November 2019**Handling editor:** Joana Dias**Copyright:** © Castro et al.

This is an open access article distributed under terms of the Creative Commons Attribution License (Attribution 4.0 International - CC BY 4.0).

**OPEN ACCESS**

### Abstract

Recreational vessels favor the secondary spread of exotic marine species hosted on hull biofouling communities through coastal trips. Hull biofouling is also a problem for vessel owners because it reduces the efficiency and maneuverability of the vessel. This study documents a pioneer case of alternative hull biofouling management in a context where local regulations prohibit in-water cleaning operations and where there are no shore-based facilities. We designed and put into practice a method to manually clean a 35 meter long catamaran, by beaching it in a macrotidal beach of Patagonia, Argentina. During the cleaning, all hull biofouling was removed and collected to prevent organisms from falling on the beach. A total of 12.5 m<sup>3</sup> of biofouling was deposited in landfill following regulations for fishing discard material. In addition, qualitative and quantitative fouling samples were obtained from different hull locations of the vessel, including niche areas. A total of 53 distinct taxa were identified, including 18 exotic species for Argentina, 7 of which had not been previously reported for the study area. Cleaning by beaching can be used as a convenient biosecurity method to remove hull biofouling from small and medium size vessels when other methods or facilities on the coast are not available. Our results also provide further evidence for the potential risk of recreational vessels as vectors for the secondary spread of marine exotic species.

**Key words:** biological invasions, exotic species, vector management, recreational vessels

### Introduction

Shipping is the main pathway for global commerce since nearly 90% of all commodities are transported by sea, involving thousands of ships connecting oceans and coastal systems (Hewitt and Campbell 2010; Kaluza et al. 2010). Within this context, ships have played a key role in the accidental spread of exotic marine species (Ruiz and Carlton 2003; Carlton 2010), transporting species either in the ballast water tanks or attached to

hulls and other submerged surfaces (biofouling). Additionally, hull biofouling exerts an economic penalty on ships because it increases friction between hull and water, generating an increase in fuel consumption, a loss in speed, and consequently unwanted delays and fines (e.g. Townsin 2003; Schultz et al. 2011). Biofouling is not homogeneously distributed across the hull (Dobretsov et al. 2014). There are niche areas such as hull protrusions, cavities, and appendages, like propellers and rudders with complex surfaces that may be subject to heavier erosion due to strong turbulence (Coutts and Taylor 2004; Dobretsov et al. 2014). Thus, antifouling coatings are susceptible to failure around these (usually called “hotspots”) areas, making them more vulnerable to colonization by a high diversity of organisms over relatively short periods of time (Moser et al. 2017). Factors related to the voyage, such as speed, time spent in ports, or periods between hull cleaning procedures, determine the success of hull biofouling organisms colonizing a vessel (Floerl et al. 2005a; Hewitt et al. 2011; Ashton et al. 2014; Ferrario et al. 2016; Martínez-Laiz et al. 2019). For example, vessels sailing slower and having a longer residence time in port, such as recreational vessels, are more susceptible to accumulate hull biofouling than those sailing faster and having a shorter residence time (Roberts and Tsamenyi 2008; Coutts et al. 2010; Hewitt and Campbell 2010). Through their usually coastal trips these recreational vessels connect marinas or bays, favoring the secondary spread of exotic species at the local and regional scale (Wasson et al. 2001; Davidson et al. 2010; Zabin et al. 2014; Peters et al. 2017). Vessels with high abundances of hull biofouling represent the greatest biosecurity threats for all ports and surrounding natural environments along their routes.

Despite the continuous development of antifouling technology, hull biofouling still occurs and cleaning is regularly required. Current methods to remove or kill hull biofouling organisms include encapsulation systems (with or without the addition of a chemical solution like chlorine or acetic acid (Roche et al. 2014)), steam (Jute and Dunphy 2017) or freshwater (Joyce et al. 2019) applications, in-water cleaning procedures by using a rotary brush system (Davidson et al. 2008a; Tribou and Swain 2015), and cleaning during dry docking. In-water cleaning with manual and simple tools is a widely used method for recreational vessels, while for large vessels dry-docking is preferred, although in-water cleaning using a variety of devices remains as the only alternative between dry-docking schedules (Hopkins and Forrest 2008; Armstrong 2013). However, several countries have put restrictions to in-water cleaning because the defouled material is rarely captured and viable organisms may settle or be dispersed by currents (Hopkins and Forrest 2008; Woods et al. 2012). In addition, it may increase the amount of biocide released into the environment (Tribou and Swain 2010), which can accumulate in high concentrations in sites with poor water circulation (Pagoropoulos et al. 2017). Although removing

vessels from water for hull cleaning is considered the most biosecure method to treat them, dry-docks and haul-out facilities for cleaning on land are uncommon since they imply substantial costs for ship owners (Morrisey et al. 2016) or simply these facilities are not available in certain locations.

Recently, hull biofouling started to receive far more attention than ever before, and there are proposals to be adopted as regulatory tools or guidelines, to minimize the transfer of biofouling organism on commercial and recreational vessels (IMO 2012). The international community advances towards a GloFouling project similar to the materialized Convention for ballast water management (IMO 2017), although it is expected to progress slowly, partially due to research limitations associated with logistic and economic difficulties in the sampling of hull biofouling. Although Southern South America has been forecasted as one of the top-four worldwide regions with the highest expected annual number of invasions by 2050 due to the increase in shipping traffic (Sardain et al. 2019), in Argentina few studies have examined hull biofouling communities, and recent findings generated concern among marine bioinvasion researchers. For example, in 2013, many exotic organisms were found living inside the sea-chests of different bulk carriers (Almada et al. 2018). Same year, numerous individuals of an exotic bivalve (*Semimytilus algosus* (Gould, 1850)) were discarded in the Nuevo Gulf (42°S) when an in-water hull cleaning procedure was performed to a squid fishing ship (Bigatti et al. 2014). Between 2016 and 2017, samplings conducted on different underwater locations of a national frigate showed a high density of the exotic barnacle *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) (Cianis et al. 2018). Also, two new exotic isopods (*Dynamene edwardsi* (Lucas, 1849) and *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904)) were reported on an Argentinean scientific oceanographic vessel (Rumbold et al. 2018). Based on these events and findings, the national maritime authority, Prefectura Naval Argentina, prohibited the in-water hull cleaning in the Nuevo Gulf, an area with high native biodiversity associated with valuable ecological services.

In the summer of 2015, our research team was contacted and informed that the passenger catamaran *Regina Australe*, moored in the Nuevo Gulf, was heavily fouled and required an urgent hull cleaning. The lack of a dry dock in the region and the local prohibition for in-water hull cleaning reinforced the need for an innovative and inexpensive cleaning alternative. With very limited time due to legal, financial and logistical reasons, different stakeholders, including the catamaran owners, marine bioinvasion scientists, the provincial environmental government office (Ministerio de Ambiente y Control del Desarrollo Sustentable, MAyCDS), and the national maritime authority (Prefectura Naval Argentina, PNA), coordinated efforts to design and perform the best biosecure hull cleaning procedure possible. Taking advantage of the extreme tidal regime (4 m) and the topography of



the beach with a flat slope, all parties involved agreed on beaching the catamaran to clean it as fast as possible while surveying the hull biofouling communities in order to identify any potentially invasive species that may represent an environmental threat to the region. This work documents a pioneer case of alternative hull biofouling management through the beaching of a medium size vessel in a macrotidal beach of Patagonia, Argentina. First, we designed and put into practice a method for cleaning the ship hull on the beach which included the estimation of the volume of the hull biofouling removed, as well as the species richness and density of marine exotic species in different areas on the ship. The method also specified a way to discard the biofouling removed on land. Finally, we discussed the pros and cons of this alternative method compared to other cleaning procedures.

## Materials and methods

### *Study Case*

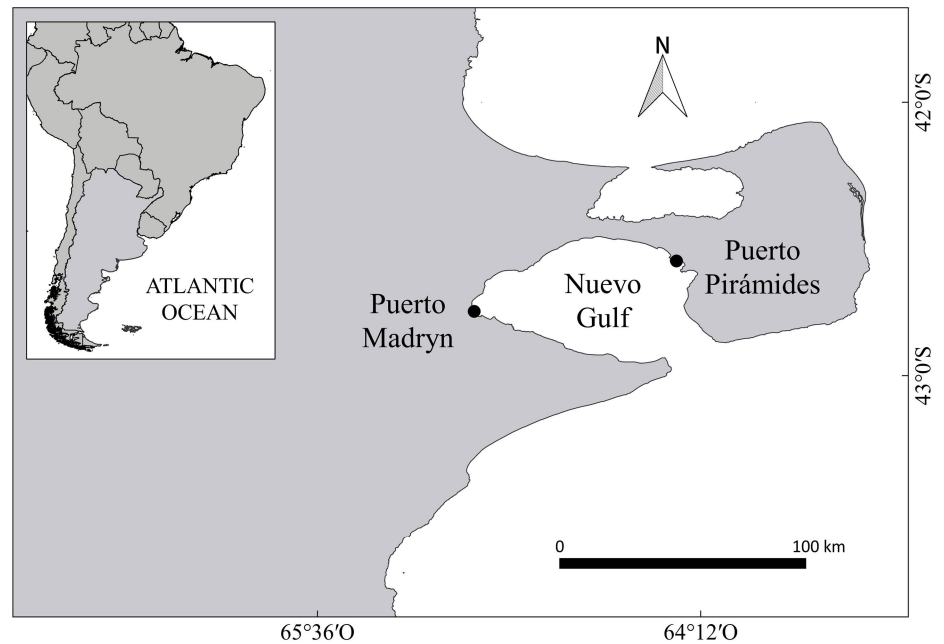
The *Regina Australe* is a tourist passenger catamaran with an overall length of 35 m and a beam of 10 m, with two hulls adding a total of 450 m<sup>2</sup> of hull wetted surface. It had been navigating within the Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina) since 2012, when it was brought to Puerto Madryn harbor from Mar del Plata port (38°S) after being dry-docked and painted with antifouling coat. The ship is an emblematic tourist attraction that makes up to three trips per day for coastal sightseeing, sailing from the pier with a fixed route for about three hours at an average speed of 5 knots. However, it spends most of the year moored to the port, and the frequency of trips per month varies according to the touristic season.

In January 2015, the accumulated fouling caused a drastic reduction in the maximum speed, increasing fuel consumption and decreasing the maneuverability of the vessel (ship owner *pers. comm.*). Due to current local legislation, in-water cleaning is not allowed and, to reduce the amount of biofouling, on April 4<sup>th</sup>, 2015, the vessel sailed from Puerto Madryn to Puerto Pirámides, the closest town with an extremely flat slope across the beach (Figure 1). The staff of the company executed the intentional beaching of the ship, taking advantage of the high tide and the low terrain slope. The ship was maneuvered until it gently stranded while the tide was lowering (Figure 2). Six hours later, the *Regina Australe* was completely out of the water. The beaching of the vessel, its sampling and the subsequent hull cleaning were legally supervised by PNA and MAyCDS office.

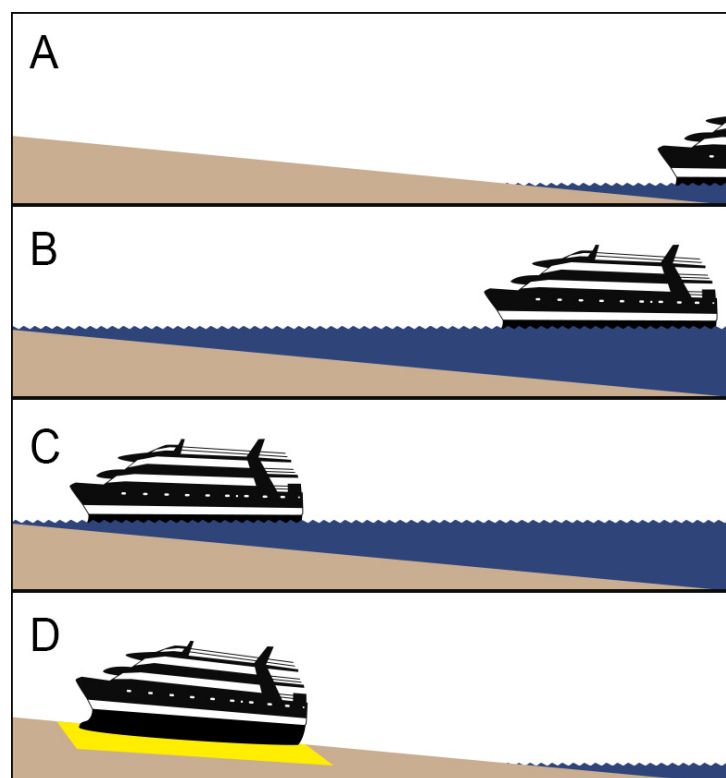
### *Hull sampling*

Qualitative and quantitative fouling samples were obtained from different parts of the vessel immediately after the hull was out of the water. In the qualitative fouling sampling, visual scanning was conducted by two bioinvasion



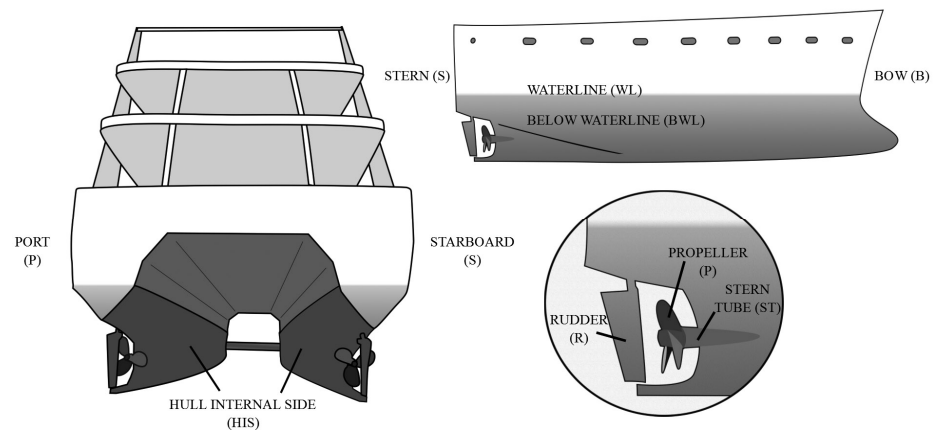


**Figure 1.** Localities where the catamaran *Regina Australe* remains moored during most of the year (Puerto Madryn) and where it was beached for cleaning in 2015 (Puerto Pirámides).



**Figure 2.** Schematic diagram showing the beaching procedure. (A) sailed to the beaching point, (B) waited for the high tide, (C) sailed towards the beach and (D) stranded while the tide was lowering. A nylon tarp is deployed underneath.

researchers in order to find isolated, delicate, or unusual organisms across the ship. All organisms found during the qualitative sampling were photographed, bagged, labelled and preserved. To determine species richness and density, quantitative samples were also collected by scraping 16 locations across the ship (Figure 3). General areas of the hull, such as the



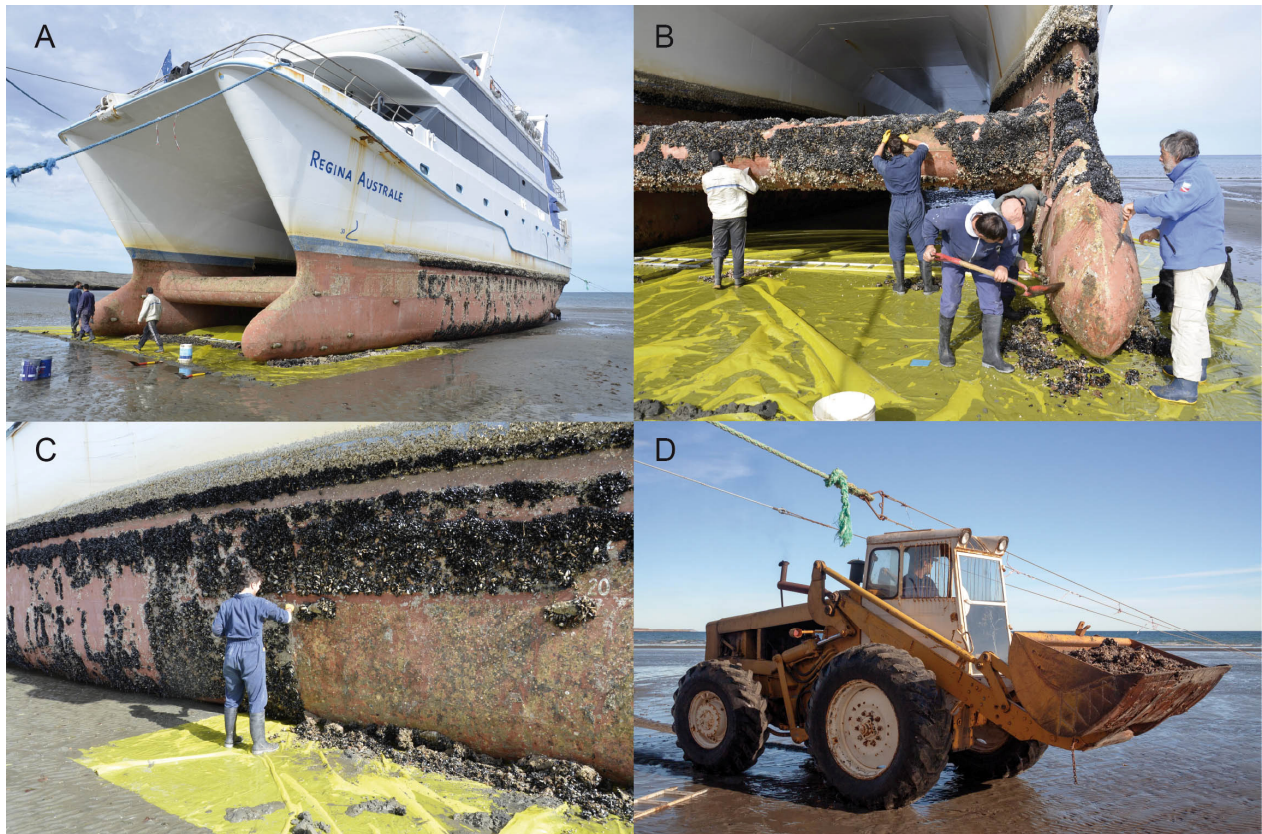
**Figure 3.** Schematic diagram of *Regina Australe* showing the hull locations sampled.

bow and stern sections, and both port and starboard sides, were sampled with quadrats of  $20 \times 20$  cm on waterline and 2 m below it. Both internal sides of the hull of the catamaran were also sampled (Figure 3). Niche areas such as rudders, propellers and stern tubes were sampled with ( $10 \times 10$  cm) quadrats due to the higher surface complexity and their smaller size compared to hull locations (Figure 3). These samples were individually bagged, labeled and rapidly transported to the laboratory in coolers with ice for processing. Once in the laboratory, all macroorganisms (size  $> 0.5$  mm) collected were fixed in formalin (4%) and then preserved in ethanol (70%), except the algae which were kept in formalin to preserve structures. Solitary organisms were counted to estimate their density and colonial organisms and algae were recorded as presence/absence in each sample. All organisms were identified to the lowest taxonomic level possible. Then, voucher samples were sent to taxonomists (see Acknowledgements) in order to ensure correct identifications. In addition, species were classified as native, cryptogenic or exotic following Chapman and Carlton (1991). Individuals of each species were deposited at the Invertebrate collection of the IBIOMAR-CONICET (CNP-INV).

Ordination techniques were carried out to analyze the relationship between assemblages of organisms found and hull locations using PRIMER 6 package (Clarke and Gorley 2006). A principal component analysis (PCA) was conducted on a covariance matrix of logarithm transformed density data. A nonmetric multidimensional scaling (MDS) was conducted on a presence/absence matrix of the whole biofouling community, using Bray Curtis similarity as resemblance measure.

### *Hull cleaning*

Once the sampling ended, the staff of the company conducted the manual cleaning by scrapping off the organisms strongly attached on the hull surface and niche areas using shovels and paint scrapers. This aggressive method was the most convenient to detach organisms as barnacles and mussels. All the biofouling removed was accumulated on a  $120 \mu\text{m}$  nylon tarp



**Figure 4.** Hull cleaning of the catamaran (A) *Regina Australe* with nylon tarp deployed underneath, (B, C) company staff conducting manual cleaning, (D) bulldozer transporting part of the hull biofouling removed during the cleaning. Photo by A. Bortolus (A–C) and N. Battini (D)

previously deployed under the vessel to prevent organisms from falling on the beach (Figure 4A–C). Then, all the material was transported with a bulldozer (Figure 4D) and placed inside 5 m<sup>3</sup> containers specifically deployed for that purpose. Finally, all the material in the containers was disposed in landfill as the administration of the local town usually does with fishing discard material. The applied cleaning method did not include the repainting of the hull, because this procedure is forbidden by local authorities. One year after the cleaning by beaching (2016), the ship was heavily fouled again and sailed to Mar del Plata city for dry-docking. General maintenance and hull cleaning were performed in dry-dock and the biofouling removed was again quantified using 5 m<sup>3</sup> containers although species composition was not analyzed. Finally, the hull was painted there with a new antifouling coat and sailed back to Puerto Madryn.

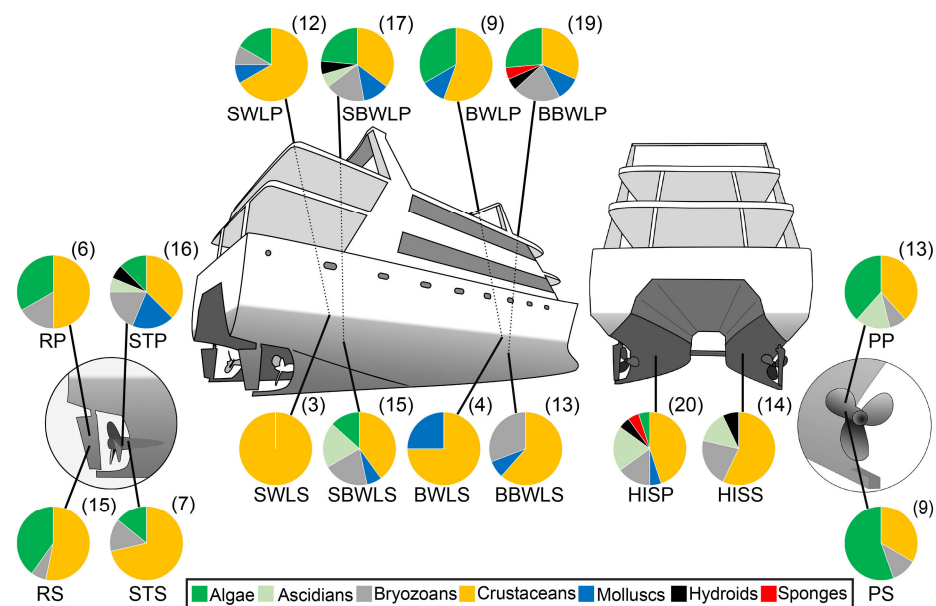
## Results

### *Hull sampling*

A total of 53 distinct taxa were identified, 33% (n = 18) of them were exotic species for Argentina, 9% (n = 5) cryptogenic species, and the remaining percentage corresponded to native species and other higher taxonomic levels (Table 1). Crustaceans, algae and bryozoans were the dominant taxa (Figure 5) and the highest taxonomic richness was found in the internal side

**Table 1.** List of exotic (\*), cryptogenic (°) and native (without marks) species recorded on the catamaran *Regina Australe*. For the complete list of taxa, location on the vessel and density see Table S1 in the supplementary material.

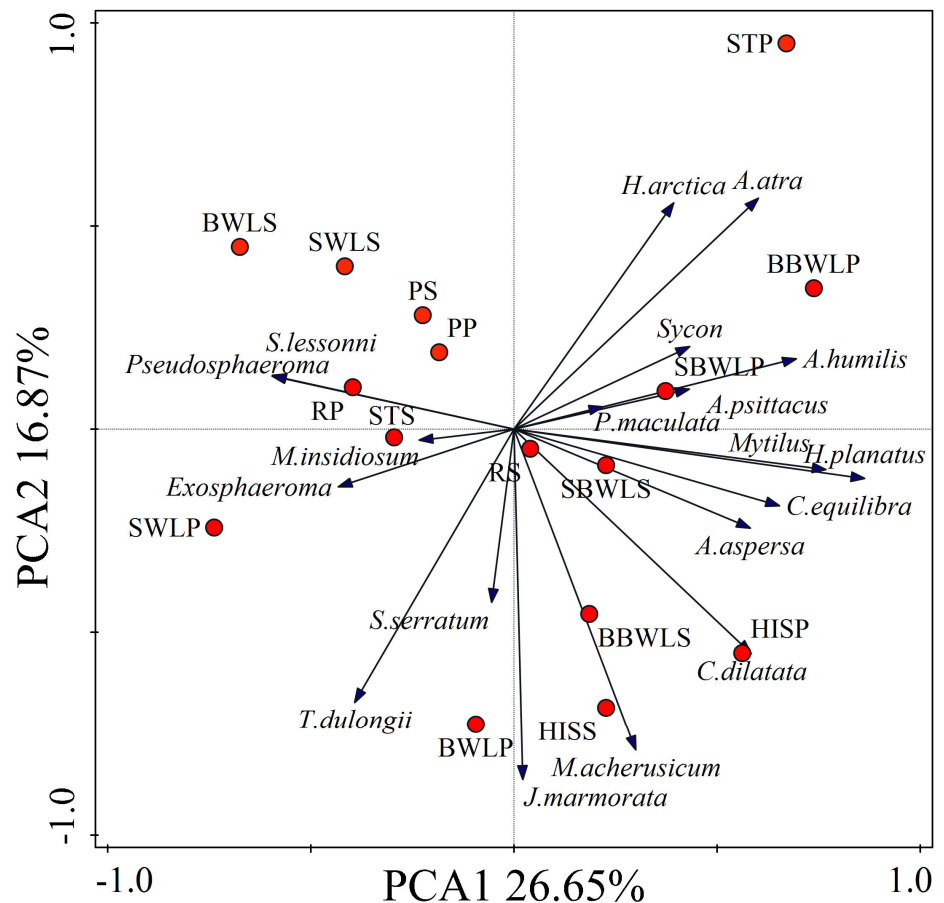
<p><b>Phylum Rhodophyta</b></p> <p>*<i>Anotrichium furcellatum</i>  <i>Callithamnion montagnei</i>  <i>Ceramium virgatum</i>  *<i>Melanothamnus harveyi</i>  *<i>Leptosiphonia brodiei</i>  *<i>Lomentaria clavellosa</i>  <i>Polysiphonia hassleri</i></p> <p><b>Phylum Chlorophyta</b></p> <p><i>Ulva rigida</i></p> <p><b>Phylum Ochrophyta</b></p> <p><i>Sphacelaria cirrosa</i>  *<i>Undaria pinnatifida</i></p> <p><b>Phylum Chordata</b></p> <p>*<i>Asciidiella aspersa</i>  °<i>Asterocarpa humilis</i>  *<i>Botryllus schlosseri</i>  *<i>Diplosoma listerianum</i></p> <p><b>Phylum Bryozoa</b></p> <p>*<i>Bugula neritina</i>  *<i>Bugulina flabellata</i>  <i>Celleporella hyalina sensu lato</i>  *<i>Cryptosula pallasiana</i></p>	<p><b>Phylum Arthropoda</b></p> <p><i>Austromegabalanus psittacus</i>  *<i>Balanus glandula</i>  °<i>Caprella dilatata</i>  °<i>Caprella equilibra</i>  <i>Halicarcinus planatus</i>  *<i>Jassa marmorata</i>  *<i>Monocorophium acherusicum</i>  *<i>Monocorophium insidiosum</i>  *<i>Sphaeroma serratum</i>  °<i>Tanais dulongii</i></p> <p><b>Phylum Cnidaria</b></p> <p>*<i>Ectopleura crocea</i>  °<i>Sertularella mediterranea</i></p> <p><b>Phylum Mollusca</b></p> <p><i>Aulacomya atra</i>  <i>Hiatella arctica</i>  *<i>Pleurobranchaea maculata</i>  <i>Siphonaria lessonii</i></p>
--	---



**Figure 5.** Proportions of taxonomic groups recorded per hull location of the ship. Abbreviations below the pie charts correspond to each of the following hull locations: BWLP (bow side at waterline port), BBWLP (bow side below waterline port), BWLS (bow side at waterline starboard), BBWLS (bow side below waterline starboard), SWLP (stern side at waterline port), SBWLP (stern side below waterline port), SWLS (stern side at waterline starboard), SBWLS (stern side below waterline starboard), HISP (hull internal side port), HISS (hull internal side starboard), RP (rudder port), RS (rudder starboard), PP (propeller port), PS (propeller starboard), STP (stern tube port), and STS (stern tube starboard). Numbers of taxa per hull location are shown in brackets.

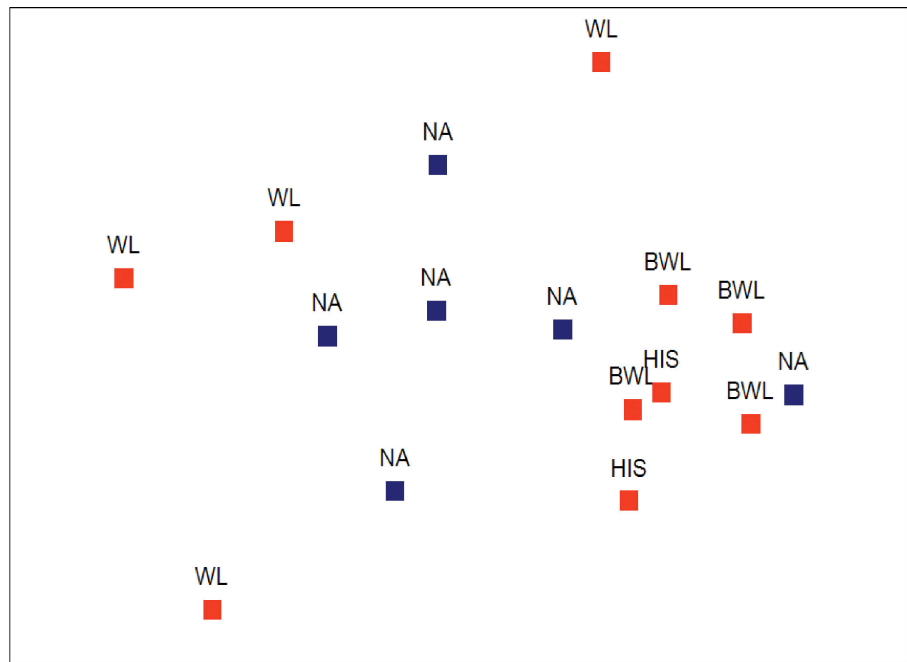
of the hull at port (Figure 5). Principal components 1 and 2 accounted for 43.5% of the total variance (Figure 6). The hull areas at waterline differed from the other hull areas and were grouped with samples collected in niche



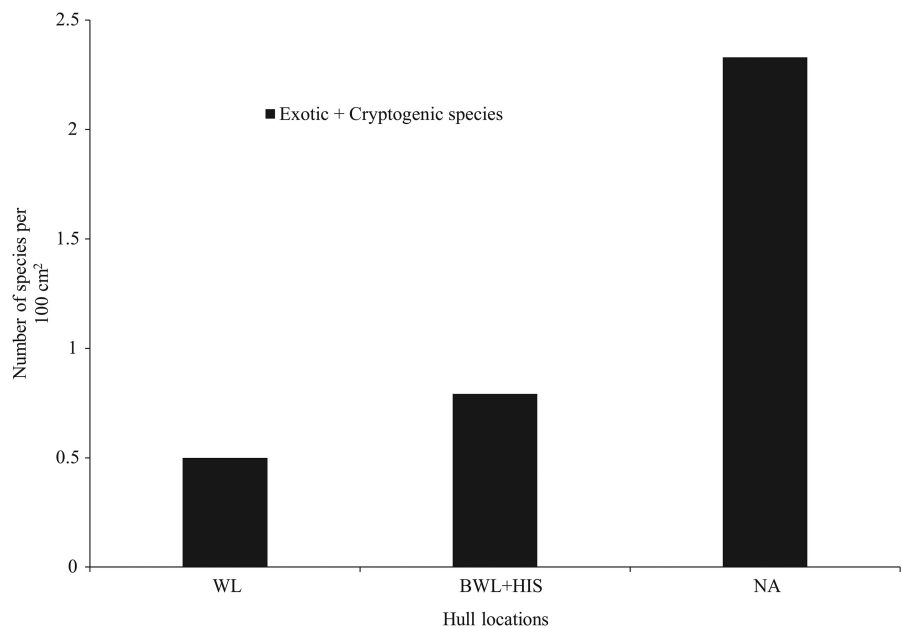


**Figure 6.** Principal components analysis biplot showing the ordination of hull locations and the densities of species. Principal components 1 and 2 accounted for 43.5% of the total variance. Abbreviations of species: *H. arctica* (*Hiatella arctica*), *A. atra* (*Aulacomya atra*), *Sycon* (*Sycon* sp.), *A. humilis* (*Asterocarpa humilis*), *A. psittacus* (*Astromegabalanus psittacus*), *P. maculata* (*Pleurobranchaea maculata*), *Mytilus* (*Mytilus* sp.), *H. planatus* (*Halicarcinus planatus*), *C. equilibra* (*Caprella equilibra*), *A. aspersa* (*Asciidiella aspersa*), *C. dilatata* (*Caprella dilatata*), *M. acherusicum* (*Monocorophium acherusicum*), *J. marmorata* (*Jassa marmorata*), *T. dulongii* (*Tanais dulongii*), *S. serratum* (*Sphaeroma serratum*), *Exosphaeroma* (*Exosphaeroma* sp.), *M. insidiosum* (*Monocorophium insidiosum*), *Pseudosphaeroma* (*Pseudosphaeroma* sp.), and *S. lessonii* (*Siphonaria lessonii*). Abbreviations of the hull locations are the same as Figure 4.

areas (Figure 6). The hull areas below the waterline, showed the highest abundance of *Mytilus* spp., solitary ascidians (the cryptogenic *Asterocarpa humilis* (Heller, 1878) and the exotic *Asciidiella aspersa* (Müller, 1776)), the native crab *Halicarcinus planatus* (Fabricius, 1775) and the cryptogenic amphipod *Caprella equilibra* Say, 1818 (Figure 6). The assemblages found in the internal sides of the hull, were characterized by a higher abundance of amphipods (the cryptogenic *Caprella dilatata* Krøyer, 1843 and the exotics *Monocorophium acherusicum* (Costa, 1853) and *Jassa marmorata* Holmes, 1905) compared to the other assemblages (Figure 5). The isopods *Exosphaeroma* spp., *Pseudosphaeroma* spp. and the exotic *Sphaeroma serratum* Fabricius, 1787, the exotic amphipod *Monocorophium insidiosum* (Crawford, 1937) and the native limpet *Siphonaria lessonii* Blainville, 1827 were present only in this group, and the cryptogenic tanaid *Tanais dulongii* (Audouin, 1826) showed its highest densities there (Supplementary material Table S1). The assemblage composition of biofouling



**Figure 7.** MDS plot of assemblage organization based on presence/absence of the whole community of organisms in hull biofouling samples. General hull locations are shown as red squares and niche areas as blue squares. WL and BWL refer to general hull locations on the waterline or below it, respectively. HIS refers to the internal sides of the hull. NA refers to niche areas. Stress: 0.13.



**Figure 8.** Number of exotic and cryptogenic species per 100 cm<sup>2</sup> found on hull locations at the waterline (WL), hull locations below the waterline and the internal sides of the hull (BWL+HIS) and, on niche areas (NA).

was different among hull locations, showing a clear separation between the hull areas located below the waterline and those located at waterline and niche areas (Figure 7).

All hull locations presented several exotic and cryptogenic species. Hull locations at the waterline presented the lower density of exotic and cryptogenic species (0.5 species per 100 cm<sup>2</sup>, Figure 8). In contrast, the

niche areas showed almost five times more exotic and cryptogenic species (2.33 species per 100 cm<sup>2</sup>, Figure 8). The most widespread species was the exotic amphipod *J. marmorata*, which was present on 14 of the 16 biofouling samples collected, followed by the exotic barnacle *Balanus glandula* Darwin, 1854 that covered large areas of the hull, occurring in 13 of the 16 samples (Table S1). *Jassa marmorata* was also the most abundant species collected (7868 ind per m<sup>2</sup> ± 2948 S.E.) followed by the blue mussel *Mytilus* spp. (2259 ind per m<sup>2</sup> ± 745 S.E.) and the tanaid *T. dulongii* (1037 ind per m<sup>2</sup> ± 648 S.E.) (Table S1). Polychaetes and the exotic hydroid *Ectopleura crocea* (Agassiz, 1862) were observed in the qualitative sampling.

Seven exotic species were new reports for the Nuevo Gulf, including the amphipod *M. insidiosum*, the isopod *S. serratum*, the colonial ascidians *Diplosoma listerianum* (Milne Edwards, 1841), and *Botryllus schlosseri* (Pallas, 1766), and the bryozoans *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758), *Bugulina flabellata* (Thompson in Gray, 1848) and *Cryptosula pallasiana* (Moll, 1803). In addition, two cryptogenic amphipods were also recorded for the first time in Nuevo Gulf, *C. dilatata* and *C. equilibra*. Moreover, the cryptogenic hydroid *Sertularella mediterranea* Hartlaub, 1901 was found for the first time since its first record in 1916.

#### *Hull cleaning*

The total cleaning took 16 hours. The total volume of biofouling material accumulated on the catamaran during three years was 12.5 m<sup>3</sup>. A year later, the total volume of biofouling removed during dry-docking was 17.5 m<sup>3</sup>.

### **Discussion**

Our study shows a pioneer case of biosecurity management of marine hull biofouling in Argentina. It also shows that the cleaning of the vessel by beaching is a convenient alternative whenever local regulations prohibit in-water cleaning operations and where there is no infrastructure or basic facilities for an appropriate dry-cleaning operation. In addition, among the organisms removed from the vessel during the cleaning process we detected 18 exotic and 5 cryptogenic species for the Argentinian coast, of which 7 exotic and 2 cryptogenic were not previously reported for the study area. These results also provide further evidence for the potential risk for recreational vessels to concentrate and spread exotic species within a region.

#### *Hull sampling*

The abundance of solitary organisms and the composition of the whole biofouling community differed among hull locations. We observed that locations below the waterline were similar to the hull internal side locations but both were different to the locations at the waterline and niche areas. Assemblage composition, distribution and abundance of hull

biofouling organisms are known to be influenced by vessel speed and by hydrodynamics forces on the hull (Davidson et al. 2009; Coutts et al. 2010). High speed merchant vessels ( $\geq 15$  knots) tend to have flat surfaces free of biofouling but concentrate organisms in niche areas (Coutts and Taylor 2004; Coutts et al. 2010). In contrast, vessels with slower navigation speed ( $\leq 5$  knots) usually support a greater amount of biofouling across all areas (Davidson et al. 2008b), specially vessels that are constantly kept in the water (Clarke Murray et al. 2013). Besides, there are other factors affecting the colonization by biofouling species, like the exposure to sunlight (Floerl 2005), which varies from completely exposed surfaces near the waterline, with higher degree of desiccation, to shaded and always submerged surfaces as niche areas. Both areas of the vessel here studied, i.e. general hull location at waterline and niche areas, may present stress conditions that would explain the similarities found between their biofouling assemblages. Along the waterline, the hull may host stress tolerant organisms, such as the exotic acorn barnacle *Balanus glandula* and the native limpet *Siphonaria lessonii* observed in our samples, contrary to submerged surfaces characterized by subtidal organisms such as ascidians. Although the niche areas are always submerged, these may be exposed to high levels of turbulence while the propeller (or propellers) is in motion. This turbulence also represents stressful conditions for which not all organisms are equally tolerant (Coutts and Taylor 2004; Fofonoff et al. 2003) even at low navigation speed (Clarke Murray et al. 2012). In particular, exotic species must be able to endure these challenging conditions during the transport to new habitats while attached to the vessel (Floerl et al. 2004; Coutts and Dodgshun 2007; Clarke Murray et al. 2012).

Although all hull locations of the catamaran presented several exotic and cryptogenic species, niche areas showed the highest richness. These results are consistent with surveys carried out in both merchant (Chan et al. 2015; Coutts and Dodgshun 2007) and recreational vessels (Clarke Murray et al. 2011; Ashton et al. 2014) which highlighted that niche areas are “hot spots” of exotic species. The efficiency of antifouling coatings is likely to decrease as the paint ages around those areas (Floerl et al. 2005b), but even in vessels with regular application of antifouling, the difficult access to the appendages, results in poor treatment or not treated at all (Moser et al. 2017). Consequently, these areas are susceptible to be colonized by exotic species (Davidson et al. 2009). Furthermore, among general hull areas, the internal sides accumulated more exotic and cryptogenic species than the external areas of the hull. This kind of vessel, with double hull might provide a sheltered area that enables various exotic species to colonize and survive. The design features of a ship are based on the specific requirements for its best performance, including size and type of niche areas which varies enormously among vessels (Moser et al. 2017). The great variety of types and design of vessels expands the suitable microenvironments for exotic species



to find refuge and highlights the importance of elaborating appropriate monitoring programs according to the characteristics of each vessel.

One third of all the species found during our sampling were exotics, including several range expansions for exotic and cryptogenic species already present in the Southwestern Atlantic but previously unreported within the Nuevo Gulf. Some of these are well known hull biofouling species such as the invasive ascidians *Botryllus schlosseri* and *Diplosoma listerianum*, and the erect bryozoan *Bugula neritina* (e.g. Lambert and Lambert 2003; Locke et al. 2009; Clarke Murray et al. 2011), which since their detection in this study in 2015 to date were frequently observed in the port area (Giachetti et al. *in prep.*). Marchini et al. (2015) recommended not to consider new reports the species found on their vectors, unless they are also found living outside that vector. However, since the *Regina Australe* navigates exclusively inside the study area, we know that all fouling species found on the hull must come from local ports within this same area. Although the presence of these exotic species may be due to new introduction events, regional spread is the most likely hypothesis to explain their occurrence in waters of Nuevo Gulf. A large majority of the species found in this work were first reported in port areas on the northern coast of Argentina, where major commercial ports are located. These large ports are interconnected with smaller ports distributed along the coast of Patagonia mainly by fishing and recreational vessels (Bobinac et al. 2018; Castro et al. 2018). Although the direct link between an already established species and its vector is often unclear (Ruiz et al. 2000; Minchin 2007), the key role of recreational and fishing vessels in the regional spread of several exotic species is well documented (Goldstien et al. 2010; Davidson et al. 2012; Kelly et al. 2013; Zabin et al. 2014; Peters et al. 2017). For example, the Asian kelp *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar was progressively reported along the west coast of North America associated with marinas and boats travelling among marinas inside and outside San Francisco Bay (Silva et al. 2002; Zabin et al. 2009). While some recreational vessels like the *Regina Australe* may not be important for dispersing exotic species over long distances, they can promote the transfer of exotic species at a local scale, connecting port areas with adjacent natural environments. Even movement of vessels over relatively short distances, may create opportunities that increase the risk for new invasions (Wasson et al. 2001).

Despite the fact that sampling efforts in the port areas of the region have been increasing progressively over time (Rico and López Gappa 2006; Albano and Obenat 2009; Rico et al. 2010; Schwindt et al. 2014), a relatively large number of exotic and cryptogenic species detected on the catamaran had not been previously reported within the study area. It is known that differences between artificial structures and the sampling method used may have implications for monitoring and detection of exotic species in fouling communities (Campbell et al. 2007). The survey of recreational

vessels to detect potential invaders should be a tool to consider in the region. In this study, we identified many exotic species as peracarids, bryozoans and colonial ascidians, impossible to detect using only visual sampling because they either are small organisms or require dissection for a correct taxonomic identification. Furthermore, we detect an additional exotic species using a complementary qualitative sampling. The collection of scrape samples and subsequent analysis in the laboratory has been proved the most effective method to detect exotic species in recreational vessels (Peters et al. 2017). Thus, monitoring protocols that employ a combination of methods could achieve a better balance between the probability of detection and the economic costs involved.

### *Hull cleaning*

Cleaning by beaching can be the most biosecure cleaning method to retain the solid waste during the procedure when other methods or facilities on the coast are not available. Since the ship does not crawl over the substrate during the beaching process, the possibility of detaching organisms are minimal. Cleaning on land also allowed us to quantify all the hull biofouling removed, which can be used as measure to estimate biosecurity risk of vessels (Sylvester and Floerl 2014). Generally, vessels with high abundance of hull biofouling represent the greatest threats for the introduction of invasive species (Floerl et al. 2005b), so the fate of these large amounts of biofouling removed during the cleaning should be evaluated and regulated regardless of the cleaning method. Thus, it is important for countries to facilitate and encourage the best treatment options to ensure the compliance of regulations and to maintain vessels as clean as possible. In this way, if there are no alternatives or they are too expensive, in-water cleaning restrictions can discourage small and medium size vessels owners from keeping their hulls free of biofouling (Hopkins and Forrest 2008). Leaving a fouled vessel unmanaged is not recommended because it may exacerbate the risk of introduction and spread of exotic species (Floerl et al. 2005b; Ashton et al. 2006; Hopkins and Forrest 2008) as well as being non-viable for the operation of the vessel.

When it comes to cleaning vessels, there is no perfect method, therefore managers have to evaluate the most appropriate method for each place, time and context. Only one year after beaching and cleaning of the *Regina Australe*, the hull wetted surfaces accumulated 40% more biofouling than in the previous three years. The fact that the hull could not be treated with a new antifouling coating is an issue to be considered. Hull cleaning methods help to maintain biofouling at relatively low levels during periods between dry-docking opportunities. However, some these methods, as it was described in this study, are sometimes aggressive and reduce the useful life of the antifouling coating system, consequently increasing the frequency of interventions (Floerl et al. 2005a). For this reason, the IMO

also recommended to haul recreational vessels out of the water to renew the antifouling coat every year as part of best practices to minimizing the transfer of invasive species (IMO 2012). Less abrasive methods with manual brushes, soft cloths or water jets can be suitable for removing the slime layer of hull biofouling (microfouling) preventing the establishment of extensive hull biofouling (macrofouling). The presence of macrofouling entails a more established and mature community, which constitutes a greater biosecurity risk of invasive species introductions and spread than undeveloped communities (Coutts and Taylor 2004). Therefore, preventing the extensive accumulation of hull biofouling is the most recommended action and it is an issue of interest that links the maritime industry with biosecurity researchers and managers because it simultaneously promotes the efficiency of shipping and reduces the risk of bioinvasions (Davidson et al. 2016).

The cooperation among stakeholders was essential to carry out the present work successfully. While shore-based cleaning facilities that maximize the capture of biofouling organisms are the most recommended (IMO 2012; Woods et al. 2012), this work provides an alternative management method for small and medium size vessels that can be used in regions where economical and logistical resources are scarce. In addition, although this research was performed on a single vessel and needs further replications, it greatly contributes to the search for solutions of biofouling management and to the understanding of the importance of recreational vessels as potential vectors for the secondary spread of marine exotic species.

## Acknowledgements

We are very grateful to Ricardo “Pinino” Orri and to all the staff of the company Australe S.A., for their invaluable collaboration. We thank also the Ministerio de Ambiente y Control de Desarrollo Sustentable of Chubut province and to Prefectura Naval Argentina (PNA). We greatly appreciate the assistance with taxonomic identifications from G Casas (algae) and ME Diez (polychaetes) both from IBIMAR-CONICET, J López-Gappa (bryozoans, MACN-CONICET), G Genzano (hydroids) and C Rumbold (peracarids) both from IIMYC-UNMDP-CONICET, MP Raffo (algae, CESIMAR-CONICET), M Tatián (tunicates, IDEA-UNC-CONICET). We greatly appreciate the comments and suggestions made by the Reviewers. This research was partially supported by CONICET (PIP 20130100508 and 20100100089) and ANPCyT-PICT-P BID no. 2016-1083 to ES and AB. KLC, NB and CBG are supported by doctoral fellowships from CONICET. This work is part of first author’s doctoral thesis at Universidad Nacional del Comahue, S. C. de Bariloche, Argentina.

## References

- Albano MJ, Obenat SM (2009) Assemblage of benthic macrofauna in the aggregates of the tubicolous worm *Phyllochaetopterus socialis* in the Mar del Plata harbour, Argentina. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* 89: 1099–1108, <https://doi.org/10.1017/S0025315409000472>
- Almada P, Cava B, Chiesa I, Albano M, Schwindt E, Paolucci E, Correa N, Sylvester F (2018) Riesgo de introducción de especies a puertos argentinos a través de las tomas de mar de los buques. In: Menoret A, Güller M, Alder V, Saraceno M, Capitanio F (eds) (2018) X Jornadas Nacionales de Ciencias Del Mar. VIII Coloquio Nacional de Oceanografía. Universidad de Buenos Aires, CABA, Argentina, p 148
- Armstrong VN (2013) Vessel optimisation for low carbon shipping. *Ocean Engineering* 73: 195–207, <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2013.06.018>
- Ashton G, Boos K, Shucksmith R, Cook E (2006) Risk assessment of hull fouling as a vector for marine non-natives in Scotland. *Aquatic Invasions* 1: 214–218, <https://doi.org/10.3391/ai.2006.1.4.4>

- Ashton G, Davidson I, Ruiz G (2014) Transient small boats as a long-distance coastal vector for dispersal of biofouling organisms. *Estuaries and Coasts* 37: 1572–1581, <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9782-9>
- Bigatti G, Signorelli JH, Schwindt E (2014) Potential invasion of the Atlantic coast of South America by *Semimytilus algosus* (Gould, 1850). *BioInvasions Records* 3: 241–246, <https://doi.org/10.3391/bir.2014.3.4.05>
- Bobinac M, Chiarandini J, Abelando M, Castro K, Schwindt E (2018) Fishing vessels and secondary dispersion of marine exotic species in Argentina. In: Bortolus A, Schwindt E (eds) (2018) X<sup>th</sup> International Conference on Marine Bioinvasions. Puerto Madryn, Argentina, p 31
- Campbell ML, Gould B, Hewitt CL (2007) Survey evaluations to assess marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin* 55: 360–378, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.01.015>
- Carlton JT (2010) The impact of maritime commerce on marine biodiversity. *The Brown Journal of World Affairs* 16: 131–142
- Castro KL, Schwindt E, Abelando M, Bobinac M, Chiarandini J (2018) Maritime connectivity and management of hull fouling: understanding factors that influence the intraregional spread of marine exotic species in Argentina. In: Bortolus A, Schwindt E (eds) (2018) X<sup>th</sup> International Conference on Marine Bioinvasions. Puerto Madryn, Argentina, p 44
- Chan FT, MacIsaac HJ, Bailey SA, Krkošek M (2015) Relative importance of vessel hull fouling and ballast water as transport vectors of nonindigenous species to the Canadian Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 1230–1242, <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0473>
- Chapman JW, Carlton JT (1991) A test of criteria for introduced species the global invasion by the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). *Journal of Crustacean Biology* 11: 386–400, <https://doi.org/10.2307/1548465>
- Cianis L, Correa N, Adaro M, Ron L, Paolucci E (2018) Travesía de especies exóticas incrustantes en veleros de gran porte: ¿invasores eran los de antes? In: Menoret A, Güller M, Alder V, Saraceno M, Capitanio F (eds) (2018) X Jornadas Nacionales de Ciencias Del Mar. VIII Coloquio Nacional de Oceanografía. Universidad de Buenos Aires, CABA, Argentina, p 185
- Clarke KR, Gorley RN (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 190 pp
- Clarke Murray C, Pakhomov EA, Therriault TW (2011) Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions* 17: 1161–1172, <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00798.x>
- Clarke Murray C, Therriault TW, Martone PT (2012) Adapted for invasion? Comparing attachment, drag and dislodgment of native and nonindigenous hull fouling species. *Biological Invasions* 14: 1651–1663, <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0178-0>
- Clarke Murray C, Therriault TW, Pakhomov E (2013) What Lies Beneath? An Evaluation of Rapid Assessment Tools for Management of Hull Fouling. *Environmental Management* 52: 374–384, <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0085-x>
- Coutts ADM, Dodgshun TJ (2007) The nature and extent of organisms in vessel sea-chests: A protected mechanism for marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin* 54: 875–886, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.011>
- Coutts ADM, Taylor MD (2004) A preliminary investigation of biosecurity risks associated with biofouling on merchant vessels in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38: 215–229, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.011>
- Coutts ADM, Gardner PA, Piola RF, Hewitt CL, Connell SD (2010) Effect of vessel voyage speed on survival of biofouling organisms: implications for translocation of non-indigenous marine species. *Biofouling* 26: 1–13, <https://doi.org/10.1080/08927010903174599>
- Davidson IC, McCann LD, Sytsma MD, Ruiz GM (2008a) Interrupting a multi-species bioinvasion vector: The efficacy of in-water cleaning for removing biofouling on obsolete vessels. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1538–1544, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.05.024>
- Davidson IC, McCann LD, Fofonoff PW, Sytsma MD, Ruiz GM (2008b) The potential for hull-mediated species transfers by obsolete ships on their final voyages. *Diversity and Distributions* 14: 518–529, <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00465.x>
- Davidson IC, Brown CW, Sytsma MD, Ruiz GM (2009) The role of containerhips as transfer mechanisms of marine biofouling species. *Biofouling* 25: 645–655, <https://doi.org/10.1080/08927010903046268>
- Davidson IC, Zabin CJ, Chang AL, Brown CW, Sytsma MD, Ruiz GM (2010) Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquatic Biology* 11: 179–191, <https://doi.org/10.3354/ab00302>
- Davidson IC, Ashton G, Zabin C, Ruiz G (2012) Aquatic invasive species vector risk assessments: The role of fishing vessels as vectors for marine and estuarine species in California. The Aquatic Bioinvasion Research & Policy Institute. Portland State University & Smithsonian Environmental Research Center. California Final Report, 57 pp
- Davidson I, Scianni C, Hewitt C, Everett R, Holm E, Tamburri M, Ruiz G (2016) Mini-review: Assessing the drivers of ship biofouling management - aligning industry and biosecurity goals. *Biofouling* 32: 411–428, <https://doi.org/10.1080/08927014.2016.1149572>
- Dobretsov S, Williams DN, Thomason JC (eds) (2014) Biofouling Methods, Wiley-Blackwell, Oxford, 411 pp, <https://doi.org/10.1002/9781118336144>
- Ferrario J, Marchini A, Borrelli P, Gigli Berzolari F, Occhipinti-Ambrogi A (2016) A buzzy ‘boater’ model to detect fouling and spreading risk of non-indigenous species by recreational boats. *Journal of Environmental Management* 182: 198–207, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.029>

- Floerl O (2005) Factors that influence hull fouling on ocean-going vessels. Hull fouling as a mechanisms for marine invasive species introductions. In: Godwin LS (ed) (2005) Proceeding of a Workshop on Current Issues and Potential Management Strategies. February 12-13 2003. Honolulu, Hawaii, pp 6–13
- Floerl O, Pool TK, Inglis GJ (2004) Positive interactions between nonindigenous species facilitate transport by human vectors. *Ecological Applications* 14: 1724–1736, <https://doi.org/10.1890/03-5399>
- Floerl O, Inglis GJ, Marsh HM (2005a) Selectivity in vector management: an investigation of the effectiveness of measures used to prevent transport of non-indigenous species. *Biological Invasions* 7: 459–475, <https://doi.org/10.1007/s10530-004-4863-5>
- Floerl O, Inglis GJ, Hayden BJ (2005b) A risk-based predictive tool to prevent accidental introductions of nonindigenous marine species. *Environmental Management* 35: 765–778, <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0193-8>
- Fofonoff PW, Ruiz GM, Steves B, Carlton JT (2003) In ship or on ship? Mechanisms of transfer and invasion for non-native species to the coasts of North America. In: Ruiz GM, Carlton JT (eds), *Invasive Species: Vectors and Management Strategies*. Island Press, pp 152–182
- Goldstien SJ, Schiel DR, Gemmell J (2010) Regional connectivity and coastal expansion: differentiating pre-border and post-border vectors for the invasive tunicate *Styela clava*. *Molecular Ecology* 19: 874–885, <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04527.x>
- Hewitt CL, Campbell ML (2010) The relative contribution of vectors to the introduction and translocation of invasive marine species. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (DAFF), Australia, 56 pp
- Hewitt C, Campbell M, Coutts A, Rawlinson N (2011) Short Report: Vessel Biofouling Risk Assessment. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (DAFF), Australia, 21 pp
- Hopkins GA, Forrest BM (2008) Management options for vessel hull fouling: An overview of risks posed by in-water cleaning. *ICES Journal of Marine Science* 65: 811–815, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn026>
- IMO (2012) International Maritime Organization. MEPC.1/Circ.792: guidance for minimizing the transfer of invasive aquatic species as biofouling (hull fouling) for recreational craft. <http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Biofouling/Documents/MEPC.1-Circ.792.pdf>
- IMO (2017) International Maritime Organization. New global project to address bioinvasions via ships' hulls. <http://www.imo.org/en/mediacentre/pressbriefings/pages/20-biofouling.aspx> (accessed 31 March 2019)
- Joyce PW, Cuthbert RN, Kregting L, Crane K, Vong GY, Cunningham EM, Coughlan NE (2019) Stay clean: direct steam exposure to manage biofouling risks. *Marine Pollution Bulletin* 142: 465–469, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.011>
- Jute A, Dunphy BJ (2017) The potential efficacy and application of freshwater and hypersaline immersion to control the spread of a marine invasive species. *Biological Invasions* 19: 1137–1141, <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1350-8>
- Kaluza P, Kölzsch A, Gastner MT, Blasius B (2010) The complex network of global cargo ship movements. *Journal of The Royal Society Interface* 7: 1093–1103, <https://doi.org/10.1098/rsif.2009.0495>
- Kelly NE, Wantola K, Weisz E, Yan ND (2013) Recreational boats as a vector of secondary spread for aquatic invasive species and native crustacean zooplankton. *Biological Invasions* 15: 509–519, <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0303-0>
- Lambert CC, Lambert G (2003) Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. *Marine Ecology Progress Series* 259: 145–161, <https://doi.org/10.3354/meps259145>
- Locke A, Hanson JM, MacNair NG, Smith AH (2009) Rapid response to non-indigenous species. 2. Case studies of invasive tunicates in Prince Edward Island. *Aquatic Invasions* 4: 249–258, <https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.1.25>
- Marchini A, Galil BS, Occhipinti-Ambrogi A (2015) Recommendations on standardizing lists of marine alien species: lessons from the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 8: 559–566, <https://doi.org/10.3391/mbi.2017.8.4.11>
- Martínez-Laiz G, Ulman A, Ros M, Marchini A (2019) Is recreational boating a potential vector for non-indigenous peracarid crustaceans in the Mediterranean Sea? A combined biological and social approach. *Marine Pollution Bulletin* 140: 403–415, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.050>
- Minchin D (2007) Aquaculture and transport in a changing environment: Overlap and links in the spread of alien biota. *Marine Pollution Bulletin* 55: 302–313, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.11.017>
- Morrisey DJ, Depree C V., Hickey CW, McKenzie DS, Middleton I, Smith MD, Stewart M, Thompson KJ (2016) Rapid treatment of vessels fouled with an invasive polychaete, *Sabella spallanzanii*, using a floating dock and chlorine as a biocide. *Biofouling* 32: 135–144, <https://doi.org/10.1080/08927014.2015.1126713>
- Moser CS, Wier TP, First MR, Grant JF, Riley SC, Tamburri MN, Ruiz GM, Miller AW, Drake LA (2017) Quantifying the extent of niche areas in the global fleet of commercial ships: the potential for ‘super-hot spots’ of biofouling. *Biological Invasions* 19: 1745–1759, <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1386-4>
- Pagoropoulos A, Kjaer LL, Dong Y, Birkved M (2017) Economic and environmental impact trade-offs related to in-water hull cleanings of merchant vessels. *Applications and Implementation* 22: 1–14, <https://doi.org/10.1111/jiec.12627>



- Peters K, Sink K, Robinson T (2017) Raising the flag on marine alien fouling species. *Management of Biological Invasions* 8: 1–11, <https://doi.org/10.3391/mbi.2017.8.1.01>
- Rico A, López Gappa J (2006) Intertidal and subtidal fouling assemblages in a Patagonian harbour (Argentina, Southwest Atlantic). *Hydrobiologia* 563: 9–18, <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1337-4>
- Rico A, Peralta R, López Gappa J (2010) Reclutment variation in subtidal macrofouling assemblages of a Patagonian harbour (Argentina, south-western Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90: 437–443, <https://doi.org/10.1017/S0025315409990920>
- Roberts J, Tsamenyi M (2008) International legal options for the control of biofouling on international vessels. *Marine Policy* 32: 559–569, <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2007.10.002>
- Roche RC, Monnington JM, Newstead RG, Sambrook K, Griffith K, Holt RHF, Jenkins SR (2014) Recreational vessels as a vector for marine non-natives: developing biosecurity measures and managing risk through an in-water encapsulation system. *Hydrobiologia* 750: 187–199, <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2131-y>
- Ruiz GM, Carlton JT (2003) Invasion Vectors: a conceptual framework for management. In: Ruiz GM, Carlton JT (eds), *Invasive Species: Vectors and Management Strategies*. Island Press, Washington, DC, pp 459–504
- Ruiz GM, Fofonoff PW, Carlton JT, Wonham MJ, Hines AH, Carlton JT, Wonham MJ, Hines AH (2000) Invasion of Coastal Marine Communities in North America: Apparent Patterns, Processes, and Biases. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 481–531, <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.481>
- Rumbold C, Meloni M, Doti B, Correa N, Sylvester F, Obenat S (2018) Two new nonindigenous isopods in the Southwestern Atlantic: Simultaneous assessment of population status and shipping transport vector. *Journal of Sea Research* 138: 1–7, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2018.04.008>
- Sardain A, Sardain E, Leung B (2019) Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nature*, <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0245-y>
- Schultz MP, Bendick JA, Holm ER, Hertel WM (2011) Economic impact of biofouling on a naval surface ship. *Biofouling* 27: 87–98, <https://doi.org/10.1080/08927014.2010.542809>
- Schwindt E, López Gappa J, Raffo MP, Tatián M, Bortolus A, Orensanz JM, Alonso G, Diez ME, Doti B, Genzano G, Lagger C, Lovrich G, Piriz ML, Mendez MM, Savoya V, Sueiro MC (2014) Marine fouling invasions in ports of Patagonia (Argentina) with implications for legislation and monitoring programs. *Marine Environmental Research* 99: 60–68, <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.06.006>
- Silva PC, Woodfield RA, Cohen AN, Harris LH, Goddard JHR (2002) First report of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* in the northeastern Pacific Ocean. *Biological Invasions* 4: 333–338, <https://doi.org/10.1023/A:1020991726710>
- Sylvester F, Floerl O (2014) Assessment of in-service vessels for biosecurity risk. In: Dobretsov S, Williams DN, Thomason JC (eds), *Biofouling Methods*. 1<sup>st</sup> edn. Wiley-Blackwell, Oxford, pp 271–279
- Towns RL (2003) The ship hull fouling penalty. *Biofouling* 19: 9–15, <https://doi.org/10.1080/0892701031000088535>
- Tribou M, Swain G (2010) The use of proactive in-water grooming to improve the performance of ship hull antifouling coatings. *Biofouling* 26: 47–56, <https://doi.org/10.1080/08927010903290973>
- Tribou M, Swain G (2015) Grooming using rotating brushes as a proactive method to control ship hull fouling. *Biofouling* 31: 309–319, <https://doi.org/10.1080/08927014.2015.1041021>
- Wasson K, Zabin CJ, Bedinger L, Diaz MC, Pearse JS (2001) Biological invasions of estuaries without international shipping: The importance of intraregional transport. *Biological Conservation* 102: 143–153, [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00098-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00098-2)
- Woods CMC, Floerl O, Jones L (2012) Biosecurity risks associated with in-water and shore-based marine vessel hull cleaning operations. *Marine Pollution Bulletin* 64: 1392–1401, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.04.019>
- Zabin CJ, Ashton G V., Brown CW, Ruiz GM (2009) Northern range expansion of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyceae) in Western North America. *Aquatic Invasions* 4: 429–434, <https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.3.1>
- Zabin CJ, Ashton G V, Brown CW, Davidson IC, Sytsma MD, Ruiz GM (2014) Small boats provide connectivity for nonindigenous marine species between a highly invaded international port and nearby coastal harbors. *Management of Biological Invasions* 5: 97–112, <https://doi.org/10.3391/mbi.2014.5.2.03>

### Supplementary material

The following supplementary material is available for this article:

**Table S1.** List of taxa recorded on each hull location sampled in the catamaran *Regina Australe*.

This material is available as part of online article from:

[http://www.reabic.net/aquaticinvasions/2020/Supplements/AI\\_2020\\_Castro\\_etal\\_SupplementaryTable.xlsx](http://www.reabic.net/aquaticinvasions/2020/Supplements/AI_2020_Castro_etal_SupplementaryTable.xlsx)