



Capítulo 4.3
Aspectos e impactos ambientales
de usos y actividades en el
territorio marítimo uruguayo

Mosaico de fotografías aéreas de la bahía de Montevideo, obtenidas por el vuelo aerofotogramétrico nacional realizado entre los años 1966-1967 a escala 1:40.000. Al centro de la imagen se observa una pluma de descarga de los efluentes de un buque atracado en el muelle de la refinería; hasta la implementación de MARPOL y otras regulaciones, la limpieza de tanques en los buques petroleros era una operación común y aceptada. También se observa la descarga de los arroyos Miguelete y Pantanoso, que ilustran las presiones que se ejercen en el ambiente estuarino y marino desde el continente. Fuente: Infraestructura de Datos Espaciales (<https://visualizador.ide.uy>).

Capítulo 4.3

Aspectos e impactos ambientales de usos y actividades en el territorio marítimo uruguayo

Pablo Gristo Savornin¹

¹ *Gerencia de Transición Energética, ANCAP*

Introducción¹

Los aspectos ambientales son los elementos de una actividad, producto o servicio que interactúan con el ambiente físico, biológico o antrópico, y pueden provocar un impacto (UNIT, 2015). Se entiende por impacto ambiental negativo toda alteración de las propiedades físicas, químicas o biológicas del ambiente causada por cualquier forma de materia o energía resultante de las actividades humanas que directa o indirectamente perjudiquen o dañen la salud, seguridad o calidad de vida de la población, las condiciones estéticas, culturales o sanitarias del medio, o la configuración, calidad y diversidad de los recursos naturales (Poder Legislativo, 1994a). Todas las actividades y usos del mar tienen aspectos ambientales asociados: descargas de efluentes líquidos, productos químicos, agentes biológicos y residuos, emisiones a la atmósfera e interacciones físicas

con el medio marino. Sumado a estas presiones, el ambiente marino recibe descargas desde el continente y está sujeto a presiones globales como el cambio climático. Para la conservación del ecosistema marino es necesario identificar y caracterizar los usos y actividades en el mar y sus aspectos ambientales, porque permite definir y aplicar medidas de gestión para prevenir y mitigar sus impactos ambientales negativos.

En Uruguay, la evaluación de impacto ambiental es un instrumento de gestión que se aplica desde hace treinta años, a partir de la Ley n.º 16.466 (Poder Legislativo, 1994a), que es regulada por el Decreto n.º 349/2005 (Poder Ejecutivo, 2005b) y posteriores decretos que amplían o modifican su alcance. Solamente unos pocos emprendimientos entre los que se propone desarrollar en el territorio marítimo están sujetos a un proceso de evaluación de impacto y autorización ambiental: aquellos que implican construcción de infraestructura marítima o en la faja de defensa costera (por ejemplo, puertos, terminales, tuberías), la extracción de minerales incluyendo el dragado y la perforación de pozos de exploración, y la exploración

1 El autor agradece especialmente la revisión y las sugerencias realizadas al capítulo por Yamandú Marín, Carlos Sagrera y Andrés Fígoli, en sus áreas de conocimiento y experticia; a María Victoria Zorrilla, por la información respecto a normativa; y a Madelón Iglesias, por la elaboración de las figuras.

por métodos acústicos y electromagnéticos. Otras actividades humanas con un potencial de impacto real en este territorio, tales como el tránsito y las operaciones marítimas, la pesca y los cables submarinos fuera de la costa, no están sujetas a un procedimiento de evaluación previo ni al control por la autoridad ambiental nacional. La autorización de estos emprendimientos y su control, cuando existen, tampoco están sometidos al conocimiento del público en general ni están previstos mecanismos formales para incorporar la opinión de la población o de las partes interesadas, como es común en los procesos de evaluación y autorización ambiental.

Entre los esfuerzos para conocer el estado de situación ambiental de esta región, cabe destacar el realizado por el proyecto PNUD-GEF Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Restauración de Hábitats (FREPLATA, 2005). Aun considerando el avance del conocimiento y los paradigmas y preocupaciones ambientales, este trabajo, realizado hace veinte años, sigue siendo un antecedente de relevancia mayor por su alcance, contenido y producción académica. En el programa de acción estratégica que deriva del proyecto (FREPLATA, 2007) se identifican las principales amenazas ambientales de carácter transfronterizo: la contaminación química y petroquímica, la contaminación por vertidos directos e indirectos de efluentes industriales y emisarios cloacales sin tratamiento o con tratamiento inadecuado, los aportes de fuentes difusas (agropecuarias y otras), la eutrofización, el dragado y la disposición de sedimentos, la destrucción de hábitats naturales, la pérdida de biodiversidad y la introducción de especies invasoras.

Los principales problemas de contaminación se observaron en las franjas costeras y son consecuencia de las descargas de efluentes industriales y cloacales de los grandes conglomerados urbanos en ambos países. Este proyecto se enfocó más en conocer el estado del ambiente en esta región que en realizar una evaluación comprehensiva de los usos, actividades o fenómenos de interés y sus potenciales impactos ambientales.

Se han realizado esfuerzos posteriores en campañas oceanográficas cuyos resultados se han hecho públicos, como el programa de investigación de aguas profundas realizado con el B/O Miguel Oliver (Muñoz Recio *et al.*, 2010), el crucero de investigación M78 realizado con el R/V Meteor (Krastel *et al.*, 2012) y la campaña de línea de base ambiental regional con el B/I Sarmiento de Gamboa (Advisian, 2016). Estas campañas, aunque sinópticas y con un alcance y objetivos limitados, representan hitos en la adquisición y el análisis de datos primarios y la generación de conocimiento relevante sobre el territorio marítimo. No obstante, no contribuyen directamente a la identificación y la caracterización de los impactos ambientales de los usos y actividades.

En cuanto a las regulaciones para prevenir y mitigar los impactos ambientales en este territorio, la mayoría corresponde a convenios internacionales ratificados por Uruguay y están centradas en la protección de determinadas especies emblemáticas o en la adopción de mejores prácticas y tecnologías para prevenir impactos derivados de actividades específicas. Sin embargo, como se discutirá más adelante, estos instrumentos tienen limitaciones en su aplicación, alcance y cumplimiento.

Más recientemente, y con el foco en la planificación espacial marina, se han realizado esfuerzos académicos para identificar y caracterizar espacialmente las actividades humanas en este territorio (Marín *et al.*, 2018; Echevarría *et al.*, 2021). Dichos trabajos se han centrado en el análisis de los usos del espacio marino, pero no se han establecido relaciones entre sus aspectos y potenciales impactos ambientales ni en los elementos ecológicos eventualmente impactados.

El presente capítulo tiene como objetivo identificar y caracterizar los aspectos y potenciales impactos ambientales derivados de actividades humanas y usos del territorio marítimo uruguayo. Se incluyen, además, actividades o fenómenos que tienen un carácter transfronterizo o global. En la medida de lo posible, se ha intentado identificar y analizar los potenciales impactos, al menos teórica y cualitativamente cuando no existen registros específicos para Uruguay, mediante una exhaustiva revisión bibliográfica.

Metodología

Para este capítulo se establece un área de análisis comprendida por el mar territorial y la zona económica exclusiva del Uruguay (ZEE), según las jurisdicciones definidas en los capítulos 1.2, 1.3 y 1.4 de este libro e ilustradas en el mapa de la figura 2 del capítulo 4.4. Esta región comprende varios ambientes físicos y biológicos, zonas de transición entre estos ambientes y una importante dinámica estacional e interanual asociada a procesos climáticos y oceanográficos.

La identificación y caracterización de los usos y actividades humanas dentro del área

se ha realizado a través de la revisión de diversas fuentes bibliográficas y, principalmente, a partir de los estudios de planificación espacial marina que con anterioridad han implicado un esfuerzo importante de compilación (Marín *et al.*, 2018; Echevarría *et al.*, 2021). En este análisis no se consideran aquellas actividades y usos pasados, que han desaparecido por cambios tecnológicos o económicos, ni los potenciales usos futuros, como la producción de energía y de recursos minerales.

La cuantificación y la ubicación espacial y temporal es fundamental para la caracterización de los usos y actividades; el mismo aspecto ambiental puede provocar impactos significativamente diferentes según su magnitud, su localización y su frecuencia. El medio físico en el área de análisis es diverso y en ocasiones muy dinámico (por ejemplo, batimetría, temperatura y salinidad, etc.), los organismos pueden ubicarse en áreas o compartimentos ambientales diferentes a lo largo de su ciclo vital y momento del año, y encontrarse en condiciones más o menos vulnerables ante los impactos. A la vez, la existencia de efectos cuantitativamente significativos en individuos de una especie, en respuesta a un impacto, no necesariamente se traduce en impactos a nivel de población (Slabbekoorn *et al.*, 2019) y, por tanto, no representa una amenaza para su conservación.

Recientemente se han analizado los conflictos por el uso del espacio marino cuando dos actividades compiten por el uso de un área o una actividad inhibe o excluye otras actividades en el mar (Marín *et al.*, 2018; Echevarría *et al.*, 2021). Por ejemplo, para la pesca industrial se reportan superposición o incompatibilidades de uso con las zonas de alijo y

de transferencia de carga, con los cables submarinos y con la exploración de hidrocarburos (Marín *et al.*, 2013). Estos conflictos, que pueden considerarse impactos negativos en el medio antrópico, no se abordan en el presente capítulo ya que tienen un desarrollo detallado en el capítulo 4.4 de este libro.

Por último, se identifican, aunque no se desarrollan en profundidad, las prácticas y tecnologías para prevenir, minimizar o mitigar los impactos de los usos y actividades, lo cual constituye una oportunidad para futuros trabajos en este tema.

Impactos transfronterizos

Por impactos ambientales transfronterizos se definen aquí todos aquellos que son generados por actividades humanas fuera del área de análisis, incluyendo los fenómenos globales como el cambio climático.

En la cuenca del Plata se descargan residuos y efluentes generados por 110 millones de habitantes, por industrias de todo tipo y por el intenso uso agropecuario de un territorio continental de más de 3 millones de km² (CIC, 2017), una diversidad de fuentes puntuales y difusas que descargan a la cuenca sus residuos y contaminantes biológicos y químicos (metales pesados, hidrocarburos, nutrientes, contaminantes orgánicos persistentes, agroquímicos y fertilizantes, productos farmacéuticos y veterinarios, entre otros). La cantidad de contaminantes y residuos que efectivamente llega al Río de la Plata (RdlP), y de allí al territorio marítimo, depende de los sistemas de tratamiento y gestión (en continente) y de los procesos naturales de dilución, retención y transformación que

ocurren en el medio fluvial, estuarino y marino. En tal sentido, las descargas continentales se suman a las presiones derivadas de los usos y actividades en el área de análisis.

Contaminantes químicos y biológicos

En FREPLATA (2005) se estiman las cargas de contaminantes que recibe el RdlP a partir de los aportes de los principales cuerpos de agua tributarios (el más importante de los cuales es el río Paraná): 102 t/d de metales pesados, 1.908 t/d de hidrocarburos, 62 t/d de amonio y 443 t/d de nitratos (concentraciones totales: disueltos en la columna de agua y adsorbidos en el material en suspensión). Si bien estas cargas son muy elevadas, también se indica que están diluidas en un volumen promedio de 22.000 m³/s que los ríos Uruguay y Paraná descargan al sistema. Estos aportes se ven significativamente afectados por el clima, que determina el caudal de agua y el tipo y la cantidad de sedimentos que los tributarios descargan al RdlP. Se han reportado estimaciones más actualizadas, con valores significativamente superiores en cuanto a metales pesados y nitrógeno total, que indican que el río Paraguay es el segundo contribuyente de contaminantes a la cuenca del Plata (CIC, 2017).

Pero ¿qué mecanismos de transporte y qué destino tienen estos contaminantes (y también los residuos sólidos) que son descargados continuamente en la cuenca? Al momento no existe una respuesta específica, pero se sabe que los contaminantes y residuos van a distribuirse en el área de acuerdo a sus propias características físicoquímicas e influenciados por la circulación en el RdlP y el área atlántica.

Ciertos contaminantes químicos, tales como los metales pesados y los compuestos orgánicos persistentes (por ejemplo, PCB, plaguicidas organoclorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos), tienen afinidad por los sedimentos finos y la materia orgánica, lo cual reduce su concentración en la columna de agua, pero los concentra en el lecho marino. Estos contaminantes son de especial interés por su elevada persistencia en el ambiente, la toxicidad para la biota marina y la posibilidad de acumularse en organismos (bioacumulación) y en la cadena trófica (biomagnificación).

En cuanto a la circulación dentro del RdLP, en la literatura se describe una “cuña salina” en el estuario, formada por las descargas fluviales que fluyen en superficie hacia el océano Atlántico y un flujo profundo de agua marina, más densa, que ingresa al estuario. También se describe una zona de máxima turbidez en el sector exterior del RdLP próximo al límite de la cuña salina (y cuya posición depende de la topografía de fondo), que presenta una elevada concentración de sedimentos en suspensión. El material en suspensión, los contaminantes y los residuos transportados por el RdLP interior y medio sedimentan y se acumulan en esta región exterior, limitando su llegada a aguas más profundas. La Barra del Indio (López Laborde y Nagy, 1999), un extenso banco arcilloso ubicado entre Punta Piedras (Argentina) y Montevideo (Uruguay), en el límite de la zona de máxima turbidez, se ha señalado como un sumidero del aporte terrígeno en RdLP exterior (Marrero, 2016).

La descarga de la cuenca del Plata en el estuario forma lo que algunos autores denominan la pluma del Río de la Plata, una masa

de agua superficial de relativamente baja salinidad cuya extensión varía estacionalmente, controlada fundamentalmente por forzantes externos (mareas y vientos). Su extensión sobre la plataforma depende principalmente de los vientos locales: durante el invierno vientos del sudoeste confinan la pluma sobre la costa, haciendo que se extienda hasta 28° S (Florianópolis) en la dirección de la corriente, mientras que durante el verano los vientos dominantes del noreste invierten la dirección de la pluma causando su expansión hacia la plataforma y una retracción latitudinal hasta 32° S (Río Grande) (Piola *et al.*, 2000). Esta dinámica es afectada por los eventos de El Niño - Oscilación Sur (ENSO), durante los cuales la descarga del RdLP se expande alejándose de la costa (Chidichimo *et al.*, 2022). Por este motivo, es razonable esperar que una parte de los contaminantes y residuos descargados en la cuenca del Plata que no son retenidos o transformados en los ríos tributarios y el RdLP pueda alcanzar la región de plataforma interior (aguas someras del océano Atlántico) y llegar a hasta el sur de Brasil.

Con respecto a la sedimentación de material fino transportado por la pluma del RdLP, cabe destacar los depocentros de barros que se extienden en la plataforma interna uruguaya hasta el sur de Brasil y constituyen geofomas que tienen la capacidad de adsorber e incorporar contaminantes orgánicos e inorgánicos (Dias *et al.*, 2023). Los denominados pozos de fango, o “cinturón de barro”, ubicados en la plataforma continental a lo largo de la costa Atlántica uruguaya, han sido señalados como un sitio de acumulación de sedimentos de origen terrígeno, cuyo estudio permite identificar variaciones climáticas y

la influencia humana en un período de décadas (Marrero *et al.*, 2014).

En cuanto a la transferencia de sedimentos y contaminantes desde la región de plataforma continental hacia el talud y aguas profundas, la literatura y los resultados analíticos sugieren que la región exterior del área no está afectada significativamente por las descargas de contaminantes en el RdIP. En el capítulo 2.1 de este libro se describe la morfología actual de la plataforma externa y el talud continental, sugiriendo que el sistema de cañones submarinos no está conectado con sistemas de drenaje actuales o pasados en la plataforma y que estos cañones posiblemente se desarrollan por flujos gravitatorios (por ejemplo, desestabilización del talud).

Los resultados reportados por FREPLATA (2005) y trabajos posteriores muestran que los metales disueltos o adsorbidos en el material particulado precipitan y sedimentan rápidamente en el frente de máxima turbidez, depositándolos en el lecho del estuario. Estudios realizados en agua y sedimentos de la ZEE muestran que las concentraciones de la mayoría de metales pesados y metaloides presentan un gradiente negativo de costa hacia el talud, con máximos valores en el sector costero, condicionadas por las descargas del RdIP, pero en general menores a los estándares de referencia (Advisian, 2016), y que los niveles de hidrocarburos no muestran indicios de contaminación. Tudurí *et al.* (2014) realizan una revisión de los datos disponibles para contaminantes químicos y encuentran que en la región exterior del RdIP (fluviomarina) y la ZEE de Uruguay la concentración de metales pesados en agua es inferior a la del RdIP interior y medio (ambiente fluvial),

aunque se hallaron concentraciones de plomo y cobre ligeramente superiores al nivel guía para la protección de la biota. Los valores reportados de compuestos orgánicos persistentes (por ejemplo, PCB y plaguicidas organoclorados) para la región fluviomarina son inferiores al límite de detección. En cuanto a la presencia de metales pesados y compuestos orgánicos persistentes en invertebrados y peces en el RdIP exterior y el océano Atlántico, los valores son inferiores a los límites establecidos para consumo humano.

Es posible suponer, entonces, que la contaminación de tipo transfronterizo está limitada en el área de análisis por los procesos naturales que ocurren en el estuario y la plataforma continental interna, al menos para el caso de los metales pesados, compuestos orgánicos persistentes e hidrocarburos. No obstante, debe considerarse que la eficiencia de estos procesos depende de las condiciones oceanográficas y meteorológicas. Se identifican distintos patrones de circulación de agua en la costa atlántica uruguaya, que dependen del viento y el volumen de descarga del RdIP; las aguas continentales fluyen contorneando la costa uruguaya y en dirección NNE como consecuencia del efecto de la rotación de la Tierra, pero el viento puede provocar una reversión en el flujo natural del agua forzando el ingreso de aguas desde el NE de la costa uruguaya (FREPLATA, 2005). La marea y los cambios de salinidad pueden provocar remoción y resuspensión de los sedimentos, lo que eventualmente podría conducir a mayores cargas de contaminantes que las esperadas por el aporte de los ríos Paraná y Uruguay (FREPLATA, 2005). Por todo ello, no pueden subestimarse los aportes de contaminantes al área de análisis provenientes

de la cuenca del Plata, en particular de contaminantes persistentes.

En cuanto a la contaminación biológica, en FREPLATA (2005) se identifican áreas comprometidas en el RdLP por la descarga de efluentes cloacales, directamente o a través de sus tributarios. Se esperan situaciones de contaminación similares por las urbanizaciones y los cursos de agua que descargan en la costa atlántica uruguaya, aunque de menor magnitud, localizadas y circunscriptas a los puntos de descarga. Otros eventos relevantes de contaminación biológica son las floraciones algales nocivas, de dinoflagelados y cianobacterias, que son cada vez más frecuentes en el RdLP y su frente marítimo (al igual que en otras regiones del mundo) y pueden producir impactos drásticos en los recursos pesqueros, la biodiversidad y la salud pública, y, consecuentemente, en el uso de espacios costeros para recreación y turismo o como fuentes de agua potable (Méndez, 2006).

En cuanto a otros contaminantes químicos que son descargados en la cuenca del Plata, tales como agroquímicos, productos veterinarios o farmacéuticos, el estado de conocimiento es escaso. Con respecto al aporte de contaminantes desde la costa atlántica uruguaya, puede suponerse muy poco significativo en comparación con el de la cuenca del Plata, considerando la población y las actividades que se realizan desde Punta del Este hasta el Chuy, pero a escala local puede ser importante por las descargas de centros urbanos y cursos de agua tributarios al océano Atlántico o en forma estacional por efecto del turismo.

Residuos en el ambiente marino

La presencia de residuos sólidos en las costas es una de las manifestaciones más evidentes, al menos para la población en general, del impacto de las actividades humanas en los ecosistemas marinos. Menos evidente, pero de importancia sustantiva, es la acumulación de estos residuos lejos de la costa: flotando en la superficie, en la columna de agua o depositados en el lecho marino. Esta preocupación viene siendo abordada por diversos acuerdos internacionales y regionales, aunque la mayoría de ellos están dirigidos al transporte marítimo como fuente de generación de residuos, lo cual se analizará en el apartado siguiente, y no a las fuentes terrestres. Esto está explícitamente incorporado en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Naciones Unidas, 2018), en particular en la meta 14.1, que expresa: “De aquí a 2025, prevenir y reducir significativamente la contaminación marina de todo tipo, en particular la producida por actividades realizadas en tierra, incluidos los detritos marinos y la polución por nutrientes”. La prevención y la reducción de residuos en el mar es una cuestión transfronteriza, en la cual deben contribuir con acciones no sólo los usuarios del mar, sino también los Estados ribereños y otros Estados que aportan contaminantes y residuos al océano indirectamente a través de sus descargas en las cuencas continentales.

A escala global, entre el 50% y el 80% de los residuos que llegan a los ecosistemas marinos provienen de fuentes terrestres, tales como usos recreacionales y turismo en las costas, puertos, astilleros, sitios de disposición final de residuos próximos a la costa, zonas urbanas e industriales, descargas de

saneamiento y cursos de agua (Angiolillo, 2019). Aun así, no pueden subestimarse los aportes de fuentes marítimas, tales como el tránsito en general, la pesca, los usos militares y de investigación, la acuicultura y las instalaciones o plataformas costa afuera, así como las descargas legales e ilegales de residuos al mar. Es una preocupación creciente en la región, por el incremento en la generación de residuos sólidos urbanos y su descarga en diversos cursos de agua urbanos y suburbanos, por una deficiente gestión municipal o por la actividad de recolectores de residuos (CIC, 2017), generando un aporte sustantivo en los cursos de agua de la cuenca del Plata. Entre los residuos que se producen en el ambiente marino, se destacan los generados por el tránsito marítimo y por las artes y otros elementos de pesca abandonados o descartados, temas que se abordarán en detalle en los apartados correspondientes.

Los residuos se distribuyen de forma muy irregular al alcanzar el ambiente marino-costero, dependiendo de factores como la morfología de la costa, la topografía (terrestre o submarina), la geografía, la hidrodinámica y los procesos oceanográficos. Algunos de estos factores naturales tienen variabilidad estacional, a lo cual hay que sumar la influencia de factores humanos, también variables. A escala regional es posible inferir sitios de acumulación de residuos marinos, tales como la costa y la zona litoral próxima a grandes centros urbanos, industriales o puertos, bancos o islas, zonas de pesca, rutas marítimas y zonas de alta sedimentación. Los residuos pesados tienden a quedar atrapados en áreas de baja circulación y altas tasas de sedimentación, mientras que los flotantes se acumulan en zonas frontales (Acha *et al.*, 2003).

El transporte y el destino de los residuos en el medio marino están influidos por las propiedades del material original; en particular, su densidad determina si se encuentran en la superficie o columna de agua, o sedimentan en el lecho marino. A la vez, diversos procesos naturales y actividades humanas pueden alterar las propiedades del residuo o su destino: degradación y fragmentación, ingesta, excreta y colonización por organismos, re-suspensión por tormentas y corrientes, por pesca de arrastre o por dragado.

Se estima que entre el 60% y el 80% de todos los residuos marinos son plásticos, entre 5 y 13 millones de toneladas que terminan cada año en los ecosistemas marinos globales (Barboza *et al.*, 2019a). Sus características físicas, tales como la resistencia a la degradación y la densidad, permiten su transporte por largas distancias y la acumulación en determinados sitios del océano y la costa, convirtiéndose en un problema que puede persistir por décadas. Desde su fuente de generación son transportados por cursos de agua o el viento hacia el mar, distribuidos por corrientes superficiales en la costa o mar adentro, por corrientes de fondo en aguas más profundas y a través de cañones submarinos al talud continental, encontrándose en prácticamente todos los ambientes marinos conocidos. La descomposición química y biológica de los residuos plásticos, ya de por sí muy lenta, se reduce al llegar al lecho marino por la ausencia de luz y oxígeno y las bajas temperaturas.

Si bien existe un limitado conocimiento de la distribución global de los residuos plásticos en los océanos, se reconoce que las zonas de convergencia de los giros subtropicales

son sitios de acumulación (Angiolillo, 2019). Estos vórtices impulsan los residuos flotantes hacia el centro de las cuencas oceánicas, alrededor de 30° de latitud en cada hemisferio. Mucho menor conocimiento existe sobre los sitios de sedimentación de los residuos plásticos y sólo se han identificado algunos fondos que actúan como sumideros, próximos a zonas de aporte de residuos.

Para el caso de estuarios como el RdIP, los mecanismos de transporte y acumulación de residuos generados en el continente están fuertemente relacionados con su dinámica oceanográfica. Se ha observado que el frente de salinidad entre el estuario y el océano Atlántico puede actuar como una barrera física para la acumulación de residuos y su sedimentación en el fondo de Barra del Indio (Acha et al., 2003). Tal como ha sido indicado en otros trabajos, este frente actúa como barrera para los contaminantes químicos descargados en la cuenca del Plata y, por lo tanto, también es un sumidero o sitio de acumulación de contaminantes y de residuos de mayor peso. En el caso de residuos flotantes (livianos), se espera una dinámica diferente, con una deriva marcada por la circulación del estuario y oceánica.

El tipo y la magnitud de los impactos de los residuos en la biota marina dependen, entre otros factores, de su tamaño; los de mayor tamaño pueden provocar atrapamiento (*entanglement*) cuando las extremidades de un individuo se enredan o enganchan con los agujeros o nudos presentes en el residuo. El atrapamiento con un objeto reduce las capacidades físicas del individuo para moverse, alimentarse y respirar, y, a la vez, puede provocarle heridas que limitan más aún estas

capacidades, haciéndolo más vulnerable a predadores. En casos extremos, el atrapamiento puede ocasionar su muerte por ahogamiento, sofocación o estrangulamiento. Las crías de varias especies pueden enredarse con elementos como aros, cintas o correas alrededor del cuello u otras partes del cuerpo, lo que puede afectar su crecimiento y ocasionar estrangulamiento al aumentar de tamaño. Estos daños han sido observados en aves marinas, tortugas, mamíferos, peces y cangrejos.

La ingesta de los residuos puede ocasionar una serie de efectos físicos, fisiológicos y toxicológicos en los organismos (Barboza *et al.*, 2019a); efectos inmediatos, tales como lesiones del sistema digestivo por la rugosidad o forma del objeto ingerido (por ejemplo, úlceras, lesiones, infección e inflamación), obstrucción por objetos que se retienen en el sistema gástrico, exponiendo a otros órganos a los fluidos digestivos y ocasionando una falsa sensación de saciedad, o retención del objeto por largos períodos en el tracto digestivo. La acumulación de plástico en los intestinos genera una flotabilidad positiva en el individuo, que modifica su capacidad de nado y control de flotación, y, en el extremo, ahogo, que lo hace más vulnerable a predadores. La ingesta de residuos provoca efectos fisiológicos, en la nutrición, el desarrollo, inmunológicos y toxicológicos. La presencia de sustancias tóxicas en el residuo produce efectos subletales en el desarrollo del animal, su ciclo reproductivo y la dinámica de las poblaciones, a la vez que constituye una vía de transferencia y acumulación de estas sustancias en la cadena trófica. Por ejemplo, los plásticos pueden contener aditivos tóxicos y persistentes (por ejemplo, pigmentos

metálicos, bisfenol A, ftalatos), o bien absorber y concentrar contaminantes orgánicos persistentes que se encuentran en el medio marino (Lindgren *et al.*, 2016).

La sedimentación y la acumulación de los residuos en el fondo marino provocan modificaciones de este hábitat, por daños físicos directos, reducción de la luminosidad y generación de condiciones anóxicas (inhibición del intercambio de gases en la interfase agua-sedimento). Estos cambios, a la vez, producen una serie de efectos en otras condiciones del hábitat o directamente en la fauna bentónica, por ejemplo, el ahogo y la muerte de los corales. Estos efectos son más radicales con los residuos plásticos, por su persistencia en el ambiente (Barboza *et al.*, 2019a). La sedimentación de residuos en un fondo marino blando puede brindar un sustrato o refugio para ciertos organismos, que promueve un aumento en el número de especies y la abundancia de individuos en un hábitat específico. Sin embargo, los residuos y otras estructuras fijas permanentes en el fondo marino, tales como los naufragios y los cables submarinos, tienen riesgos ambientales asociados que se verán en detalle en los apartados correspondientes.

Los residuos antropogénicos que flotan, se encuentran a la deriva y se transportan largas distancias, son otro vector importante de especies exóticas (NIS, por sus siglas en inglés, *non-indigenous species*) (Barboza *et al.*, 2019a). Ofrecen una alternativa de supervivencia efectiva para el transporte de estos organismos por largas distancias.

Los residuos contienen sustancias químicas que pueden ser liberadas al ambiente

marino: en la superficie o columna de agua, o en el lecho marino cuando sedimentan. En el caso de los plásticos, además de los monómeros y polímeros que se liberan por descomposición del plástico, existe una variedad de aditivos que lo componen (por ejemplo, fotoestabilizantes, plastificantes, antioxidantes, pigmentos, retardadores de llama, biocidas) y una diversidad de sustancias que son adsorbidas en su camino en y hacia el ambiente marino. Los metales pesados y los contaminantes orgánicos persistentes (por ejemplo, PCB, PAH, DDT) tienen afinidad por adsorción en medios hidrofóbicos, como los sedimentos, la materia orgánica y los residuos plásticos. En estos últimos la adsorción es mucho más eficiente, ofreciendo un sustrato para la acumulación de contaminantes.

Los residuos en el ambiente marino también representan una amenaza para la seguridad de la navegación, ya que puede bloquear las hélices o tapar las entradas de agua (Lindgren *et al.*, 2016).

Los microplásticos son un tipo de residuo marino que se ha convertido en una preocupación creciente y se estima que representan más del 90% de todas las partículas plásticas que se encuentran en los océanos (Barboza *et al.*, 2019b). El término es usado para describir pequeños residuos plásticos, de escala milimétrica (de menos de 5 mm o 500 μm , según la referencia), que debido a su tamaño tienen un comportamiento y una peligrosidad diferentes a los de otros residuos plásticos. Son un conjunto heterogéneo de partículas y fibras de varios tipos de polímeros y llegan al ambiente marino provenientes de fuentes primarias, o sea, de residuos de productos industriales o domésticos que

contienen partículas de ese tamaño (por ejemplo, textiles sintéticos, equipos electrónicos, productos de higiene y cuidado personal), o de fuentes secundarias, o sea, por la desintegración de residuos plásticos más grandes y que en el mar generan pequeños fragmentos debido a diversos procesos naturales.

Una característica de los microplásticos es su alta relación superficie a volumen, por lo tanto, son proclives a una mayor adsorción de sustancias peligrosas hidrofóbicas que se encuentran en el medio marino. A la vez, pueden ser un vector para microorganismos potencialmente dañinos (por ejemplo, patógenos). Los microplásticos pueden ser confundidos con presas o ser ingeridos durante la filtración pasiva de agua por varios organismos marinos y pueden ser transferidos de presa a predador. Esta transferencia es también un mecanismo de transporte de los microplásticos en la columna de agua, dentro del individuo que los ingiere. Por lo anterior, la ingesta de microplásticos puede conducir a una exposición elevada a las sustancias adsorbidas en su superficie, a los monómeros que se liberan por descomposición del polímero y a los aditivos que componen el plástico. Además de estos efectos toxicológicos, pueden producir efectos físicos en los organismos, afectar su movilidad y obstruir el tracto digestivo. Se ha reportado la presencia de microplásticos en una variedad de especies, desde el zooplancton hasta grandes vertebrados, y, por lo tanto, el consumo de pescado es una potencial fuente de exposición adicional a los microplásticos en humanos.

Existe acuerdo en que los sistemas acuáticos en Uruguay (continentales, costeros, marinos y bentos) están afectados por la contaminación por residuos plásticos (Lozoya *et al.*, 2015). Se han realizado algunos estudios para la caracterización de los residuos plásticos presentes en el espacio marino-costero de Uruguay, cuyos resultados son en general comparables con lo reportado en la bibliografía internacional, por ejemplo en playas de Punta del Este (Lozoya *et al.*, 2016) o de Punta del Diablo (Rodríguez *et al.*, 2020). La acumulación de residuos plásticos en estas playas se relacionó con actividades y usos terrestres y marinos (por ejemplo, tránsito marítimo, turismo), así como con la dinámica costero-marina.

Uno de los pocos trabajos publicados con datos sistematizados sobre la presencia y la distribución de residuos marinos en el territorio marítimo uruguayo es el de Chocca *et al.* (2013). Incluyó 8 campañas entre 1999 y 2012 en el RdLP y la zona común de pesca, realizando lances de pesca durante 30 minutos y colectando residuos marinos de tamaño medio y grande. Los residuos fueron clasificados en 7 categorías (plástico, metal, textil, vidrio, madera, residuos de pesca y otros) y se determinó su abundancia por número de residuos. Se encontró una mayor abundancia en el frente del RdLP y en el frente subtropical de plataforma; en la zona costera predominan los plásticos (70%), mientras que en la zona profunda predominan los residuos de la pesca (40%). Estos resultados estarían indicando una predominancia de origen continental de los residuos próximo a la costa y de la pesca en áreas más profundas.

En el año 2010 se reportó una tasa de generación de residuos plásticos para Uruguay de 250 g/persona/día, lo que lo ubicó entre los 10 países que mayor cantidad de plástico generan per cápita, y se estimaba que el país contribuía a los océanos con alrededor de 5.600 t/a de residuos plásticos de origen terrestre, derivados de una gestión inadecuada (por ejemplo, disposición final inadecuada o en vertederos a cielo abierto) (Limongi, 2020).

Cambio climático

El cambio climático tiene un efecto directo en el área de análisis y efectos indirectos por los cambios inducidos en el océano Atlántico Sudoccidental y la cuenca del Plata. El aumento de los gases de efecto invernadero en la atmósfera tiene impacto directo en los océanos, porque operan como reguladores del clima global y son sumideros de calor y de CO₂. A la vez, el calentamiento tiene efectos en la circulación y provoca la estratificación de las capas de agua, limitando el aporte de oxígeno y nutrientes a los ecosistemas marinos profundos. Todos estos efectos físicos introducen un estrés climático para los ecosistemas marinos, que puede afectar localmente su ciclo vital, la productividad, la estacionalidad y la distribución de especies marinas, lo que se suma a otras presiones de origen antrópico. Los efectos directos del cambio climático en los océanos son difíciles de predecir y están sujetos a una incertidumbre significativa, y mucho más impreciso es inferir los cambios en la vida marina, pero se han publicado algunos trabajos para Uruguay y la región con base en cambios observados y modelos. En el capítulo 2.3 de este libro se detallan estos cambios.

El Atlántico Sudoccidental es una de las regiones de mayor productividad biológica a escala global y donde se ha registrado un mayor aumento de la temperatura superficial del mar en las últimas décadas debido a un desplazamiento hacia el polo de los patrones de vientos, determinando una expansión al sur del giro subtropical y una extensión al sur de la Corriente de Brasil (Franco *et al.*, 2020). La descarga del RdlP varía en forma estacional e interanual, dirigida por la circulación atmosférica en superficie, y afecta el desove, el reclutamiento y la alimentación de la mayoría de los peces pelágicos más abundantes. A la vez, la temperatura y la salinidad están controladas fundamentalmente por las condiciones atmosféricas locales y en forma subsidiaria por las variabilidades regionales y globales del clima. Por esta razón, los efectos del cambio climático en el continente también van a afectar a esta región del Atlántico.

Se han reportado cambios importantes en la temperatura superficial de mar en toda la región, en el período 1981-2017, identificándose dos máximos: uno en el RdlP interior y medio (más marcado en primavera y verano) y el otro en la zona de talud continental, el cual presenta tendencias de aumento de entre 2 y 3 °C. Estos cambios se asocian a fenómenos derivados del cambio climático y su influencia, en esta región, en el patrón de vientos y en el aumento del número de olas de calor marinas (Barreiro *et al.*, 2019), que provocan mortandad masiva de peces y floraciones de algas. Estas olas de calor marino se han vuelto más frecuentes desde el año 2014 (Manta *et al.*, 2018).

Asociados al aumento en la temperatura superficial del mar, se han registrado impactos

en las pesquerías de la región (Franco *et al.*, 2020). Para la anchoíta (*Engraulis anchoíta*) se ha observado una tendencia decreciente en la abundancia de huevos y larvas, y una reducción en el volumen de desembarques, talla y pesos de la especie en Argentina. La caballa (*Scomber colias*) exhibe una expansión de su distribución hacia el sur en el verano austral durante las últimas décadas, asociada a una expansión similar de las áreas de alimentación de grandes organismos de zooplancton. Se ha sugerido también que para el período 1973-2017 se produjo un cambio en la composición de desembarques en Uruguay de especies de aguas frías a cálidas, acompañado de una declinación en los últimos años de las capturas por unidad de esfuerzo y desembarques de merluza, la cual es una especie con afinidad por aguas frías. También se reportan cambios en la distribución de la sardina (*Sardinella brasiliensis*), hacia el sur, en los últimos veinte o treinta años, observándose una tropicalización de las comunidades marinas: algunas especies con valor comercial han tenido tasas de crecimiento de población más altas, otras desaparecieron o disminuyeron drásticamente su abundancia. Otro ejemplo es la almeja amarilla (*Amarilladesma mactroides*), que se ha visto afectada por eventos de mortalidad masiva, fundamentalmente en primavera y verano, que se localizan cada vez más hacia el sur. Finalmente, también se ha registrado un aumento de especies de fitoplancton con afinidad por aguas cálidas, asociado a un aumento de temperatura a lo largo de la costa uruguaya; por su parte, una mayor frecuencia y duración de las floraciones de algas tóxicas afecta sensiblemente a las pesquerías en esta región.

En cuanto a las proyecciones de largo plazo, continuará la tendencia de calentamiento y extensión al sur de la Corriente de Brasil. Se prevé un aumento de precipitaciones en la región (mayor en verano), lo cual aumentará la descarga del RdlP, con una mayor disponibilidad de nutrientes y una extensión de la influencia de este volumen de agua en las costas y plataforma interior (Franco *et al.*, 2020). Esto puede producir condiciones más adecuadas para el desove, el reclutamiento y la alimentación de peces en la región, pero también puede afectar negativamente a las especies que desovan en el estuario exterior del RdlP.

Otro fenómeno global asociado al cambio climático es la acidificación de los océanos: son sumideros de CO₂ y se estima que ya absorbieron entre un 20% y un 30% de las emisiones antropogénicas, lo que modifica la dinámica de los carbonatos y provoca una disminución del pH del agua y de la concentración de CO₃²⁻ (Chidichimo *et al.*, 2022). Estos cambios influyen en las tasas de fijación de carbono por el fitoplancton, la calcificación, la reproducción y el reclutamiento de organismos en distintos niveles tróficos. El denominado mar patagónico se considera un sumidero de carbono regional, de magnitud moderada a escala global, con variaciones estacionales marcadas, y se estima que su pH ha disminuido 0,1 unidades desde la era preindustrial.

La desoxigenación oceánica o disminución de la concentración de O₂, asociada al cambio climático, se ha estimado en un 2% en los últimos cincuenta años (Chidichimo *et al.*, 2022) y constituye otra de las presiones sobre los ecosistemas marinos del área, en

particular por el estrés respiratorio en peces y moluscos. El aporte de nutrientes desde el continente, por un aumento del uso de fertilizantes, podría intensificar la desoxigenación en la región de plataforma, pero el estado de conocimiento de este fenómeno en la región es limitado.

La salinidad también puede verse afectada por el cambio climático, en particular en el área de análisis por los cambios en las descargas del RdLP y el corrimiento al sur de la Corriente de Brasil, que se señaló anteriormente. No se encontraron estudios específicos en el área sobre la evolución y proyección de la salinidad a escala local, pero a nivel global se ha sugerido una disminución en altas latitudes, por fusión del hielo, y en áreas dominadas por las precipitaciones, y un aumento en regiones subtropicales dominadas por la alta evaporación.

Uno de los efectos más conocidos del cambio climático es el aumento del nivel del mar. Los modelos indican que la mayor contribución a los cambios físicos proyectados en la costa uruguaya del RdLP y el océano Atlántico es el aumento regional del nivel de mar, seguido en importancia por el efecto del aumento de la profundidad de agua en la amplitud de la componente de mareas (Jackson *et al.*, 2022a). En cuanto a la magnitud de los cambios proyectados, se identificaron dos regiones con el mayor incremento en el nivel de mar total hacia el fin del presente siglo: desde Colonia hacia la región interna del estuario (hasta 55 cm) y la costa alrededor de Montevideo (hasta 50 cm).

Se prevén otros efectos en el espacio costero-marino, tales como la ocurrencia de

eventos extremos con impacto en los procesos sedimentarios de erosión y acreción, la inundación de zonas urbanas, la salinización de acuíferos costeros y otros cambios en la conformación de la línea de costa y los procesos asociados (Echevarría *et al.*, 2021).

En cuanto a los potenciales impactos en la pesca, un estudio reciente (Gianelli *et al.*, 2023) analizó la sensibilidad al cambio climático de diferentes especies en la región sur del Atlántico y los potenciales cambios en la distribución de recursos pesqueros de importancia económica. La mayoría de las especies mostraron una sensibilidad moderada a alta y el mayor impacto esperado es en la situación del *stock* o conservación. Aunque la mayoría de las capturas en la región son de especies relativamente resilientes al cambio climático, la explotación de otros recursos e incluso las pesquerías de fondo pueden estar en riesgo.

Tránsito marítimo

La navegación del RdLP y el océano Atlántico en esta región es uno de los primeros y más importantes usos desde el siglo XVI y una puerta de entrada compartida por puertos de intensa actividad, como Montevideo, Buenos Aires y los del río Paraná desde el siglo pasado y ya en este siglo los del bajo río Uruguay.

A escala global, la mayoría del tránsito marítimo corresponde al transporte (*cargo* o *shipping*) dominado por buques graneleros (*bulk carriers*), tanqueros (*tankers*) y portacontenedores (*container ships*), y, en menor medida, por buques multipropósito, quimiqueros y gaseros (Walker *et al.*, 2019). El transporte

de pasajeros, *ferry* y cruceros (*cruise ships*), representa un porcentaje menor de los buques registrados. En los últimos veinte años el comercio internacional marítimo se duplicó en volumen, llegando a 12.000 millones de toneladas (UNCTAD, 2023). El tamaño de los buques ha aumentado, pero también se observa un crecimiento del número de buques que navegan en un momento dado en el mundo. Con sus propias particularidades, el tránsito marítimo en el territorio uruguayo sigue esta tendencia, tal como se detalla en el capítulo 4.2 de este libro. Como consecuencia, las presiones y los riesgos ambientales del transporte marítimo también han aumentado en los últimos treinta años (Marín *et al.*, 2018).

Los aspectos ambientales específicos de otros tipos de tránsito marítimo, como la pesca, requieren un abordaje particular y se analizan en otros apartados de este capítulo. El transporte de pasajeros o la navegación recreativa se desarrolla fundamentalmente en el espacio costero y litoral del área de análisis, y en general se trata de un tipo de tránsito marítimo de menor escala que los anteriores, con excepción de los cruceros, cuyo tránsito en la región ha aumentado significativamente (Giusto *et al.*, 2023; Presidencia de la República, 2023), concentrado en la temporada estival. La navegación recreativa no es una fuente importante de contaminantes en términos relativos, pero, debido a que generalmente está concentrada en un área costera relativamente pequeña, puede generar impactos locales significativos (Lindgren *et al.*, 2016).

En la práctica existen varias rutas marítimas en el océano Atlántico y el RdIP de

jurisdicción uruguaya (Marín *et al.*, 2018; MarineTraffic, 2023), pero la mayor densidad se verifica en el corredor de aguas seguras, que es un espacio de navegación de 6 millas marinas cartografiado y sondeado en detalle (SOHMA, 2021), y en las zonas de espera y fondeo. En la figura 4 del capítulo 4.4 se presenta un mapa con la ubicación del corredor y las zonas mencionadas. Estos espacios funcionan principalmente para el ingreso de transporte marítimo al puerto de Montevideo, el de Buenos Aires y otros puertos fluviales en los ríos Paraná y Uruguay. Marín *et al.* (2018) realizaron un análisis de los tipos de buques y tiempos de espera en cada zona de fondeo, reportando 49% de graneleros, 24% de tanqueros y quimiqueros y 7% de portacontenedores. De los buques fondeados con destino al RdIP, sólo un 28% tenía como destino los puertos de Uruguay, fundamentalmente Montevideo. Se verifica un aumento del tamaño de las zonas de espera y fondeo en las últimas décadas (Marín *et al.*, 2021), atribuible a un mayor flujo de transporte marítimo en la región. Además de potenciales conflictos de uso del espacio marino, también cabe inferir un mayor riesgo de impactos ambientales por la estada de los buques en estas zonas. Todas ellas, salvo la zona de maniobras para transbordo de hidrocarburos buque a buque (STS, *ship to ship*) (PRENA, 2017), se ubican en el RdIP fuera del área de análisis.

Tomando como medio receptor el ambiente marino, los aspectos ambientales significativos del tránsito marítimo pueden agruparse, como lo muestra la figura 1, en descargas al agua, interacciones físicas y emisiones a la atmósfera (Lindgren *et al.*, 2016; Jägerbrand *et al.*, 2019). Están relacionados con

operaciones normales que se realizan a bordo, o bien con eventos no deseados o incidentales. En el ciclo de vida del transporte marítimo se verifican otros efectos que

exceden el ámbito de análisis espacial y temporal de este capítulo, tales como la actividad portuaria, la construcción, la reparación y el desguace de buques, entre otros.

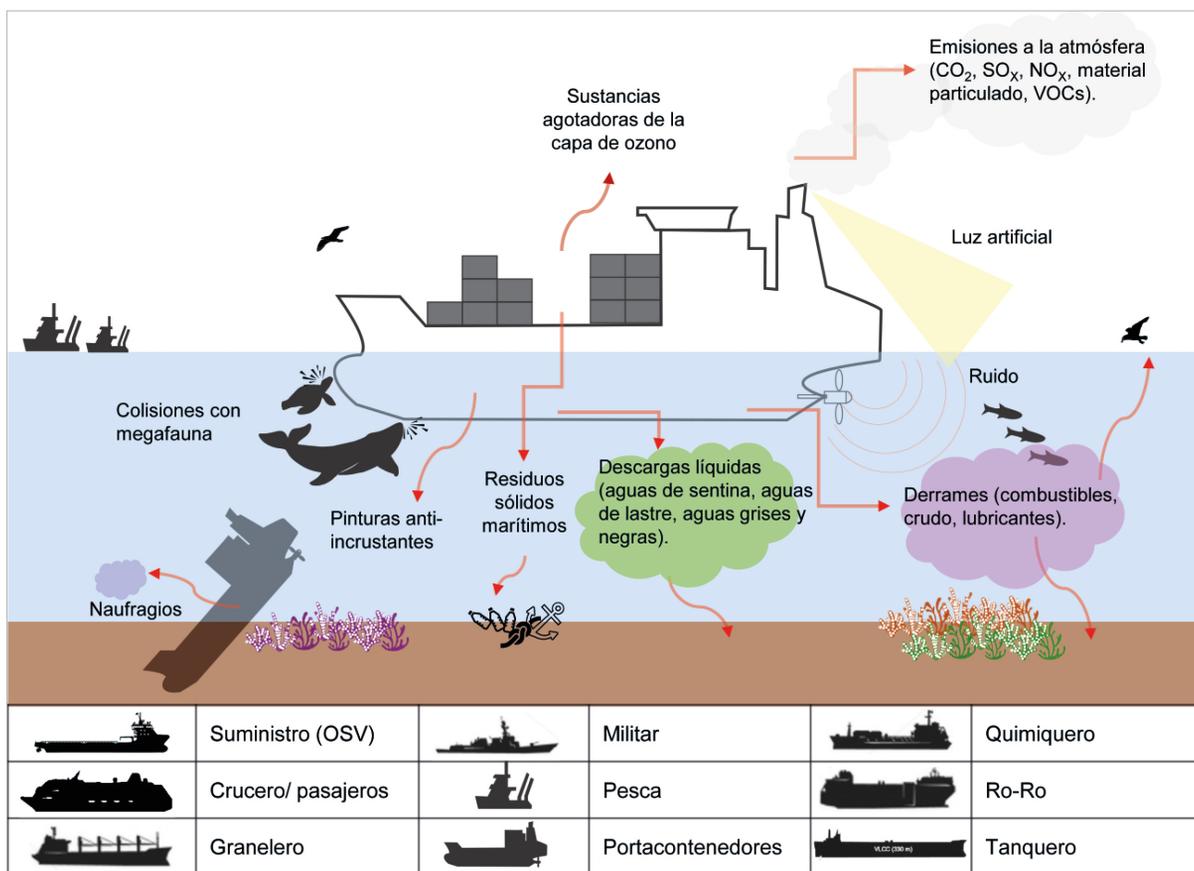


Figura 1: Principales aspectos ambientales asociados al tránsito marítimo. Adaptado de Jägerbrand et al. (2019) y Andersson et al. (2016). En la imagen principal se ilustran las descargas, emisiones a la atmósfera e interacciones físicas de un buque portacontenedores, pero estos aspectos son comunes a todos los tipos de buques, algunos de los cuales se ilustran debajo.

La regulación ambiental referida al tránsito marítimo ha sido reactiva (Moldanová *et al.*, 2022), impulsada por eventos desencadenantes, catástrofes ambientales o conmoción pública y, en su mayoría, promovida por la Organización Marítima Internacional (OMI). Tiene diferentes abordajes (Lindgren

et al., 2016): precautorio y de diseño de buques y equipos, de monitoreo y control o de mitigación. La Convención Internacional para la Prevención de la Contaminación, el convenio de 1973, el protocolo de 1978 y sus enmiendas, conjunto denominado de aquí en adelante MARPOL (Poder Ejecutivo, 1979;

OMI, s. f., Convenio internacional...), es la regulación internacional más comprensiva y relevante. Aborda diferentes fuentes potenciales de contaminación del transporte marítimo (Lindgren *et al.*, 2016; Moldanová *et al.*, 2022): descargas operacionales de petróleo y derivados (anexo I), de productos químicos tóxicos a granel (anexo II) o empacadas (anexo III), efluentes sanitarios (anexo IV), residuos (anexo V) y emisiones a la atmósfera (anexo VI). Sin embargo, este y otros instrumentos tienen limitaciones en aplicación, alcance y cumplimiento, y están lejos de incorporar en la práctica marítima global la gestión de todos los aspectos ambientales asociados a este sector, como se verá en este apartado. Entre la ocurrencia y el registro de impactos por causa de un aspecto ambiental del tránsito marítimo pueden transcurrir años o décadas para que exista una sensibilización efectiva de la comunidad internacional, se promuevan acuerdos, entren en vigor y sean ratificados por un número significativo de naciones.

A continuación, se describen los aspectos y potenciales impactos ambientales del tránsito marítimo que son de aplicación a toda la navegación en general, incluyendo los usos que se desarrollarán más adelante: pesca, transbordo de cargas y exploración de hidrocarburos.

Descargas al mar

Las operaciones de rutina en los buques generan efluentes líquidos y residuos sólidos que contienen agentes físicos, químicos o biológicos que si se descargan directamente al mar pueden ser nocivos para el ecosistema receptor. Situaciones no deseadas o

planificadas pueden generar la descarga de productos químicos transportados por el buque, también nocivos para el ecosistema marino, como es el caso del desgaste de pinturas antiincrustantes, o la situación extrema de los derrames.

En Uruguay existe una serie de regulaciones vinculadas a la gestión de las aguas residuales y los residuos sólidos de los buques, que se adoptan a partir de la ratificación de convenios internacionales, tratados binacionales y la promulgación de otras normativas de diferente jerarquía (leyes, decretos y disposiciones marítimas). Estos instrumentos tienen limitaciones en su alcance espacial (por ejemplo, prohibición de descargas al mar en un espacio determinado) o de los sujetos de regulación (por ejemplo, sólo aplicados a buques mayores a determinado tamaño o de bandera nacional). A la vez, existen limitaciones en las capacidades nacionales para el control y el cumplimiento de dichas normas, en particular en regiones remotas y para buques de otras banderas que tienen una estada corta en el territorio marítimo uruguayo.

Aguas de lastre

El agua de lastre (*ballast water*) permite compensar el peso y lograr la flotación óptima del buque y una inmersión adecuada de sus hélices, evitar la inclinación transversal y longitudinal, evitar o reducir los esfuerzos estáticos y dinámicos del casco, y lograr una estabilidad estática y dinámica adecuada (Gollasch y David, 2019). El agua de lastre se toma directamente del entorno y se almacena en tanques o depósitos diseñados con ese propósito, ubicados en el interior del casco. En función de la carga transportada por el

buque y los requerimientos de navegación, este lastre puede expulsarse en otros mares u océanos diferentes a los de origen. Se estima que la transferencia anual global de agua de lastre es de entre 3.000 y 5.000 millones de toneladas (Walker *et al.*, 2019) y se espera que estos volúmenes aumenten por el crecimiento del transporte marítimo.

La capacidad de carga de agua de lastre depende del tipo de buque y su carga; a mayor carga, más agua de lastre es necesaria (Gollasch y David, 2019). La toma o la expulsión de agua de lastre pueden realizarse durante diversas operaciones y situaciones: carga o descarga en puertos, aproximación o salida de aguas someras, en ruta por condiciones climáticas o para mejorar la eficiencia.

La mayor preocupación es la toma, el transporte y la liberación de especies que no son autóctonas del sitio donde se expulsa el agua de lastre. Las especies exóticas son especies o subespecies introducidas fuera de su alcance natural, actual o pasado, y más allá de su potencial de dispersión natural. Las que tienen un efecto adverso en la diversidad biológica, valores económicos, la salud humana o el funcionamiento del ecosistema son consideradas especies exóticas invasoras (EEI). Aumentan rápidamente su abundancia y distribución en el área y al hacerlo alteran negativamente la estructura o el funcionamiento del ecosistema. Se ha reportado la introducción de más de 100 especies invasoras con aguas de lastre (Walker *et al.*, 2019), en prácticamente todos los países y costas del mundo (Gollasch y David, 2019), y con efectos probados en el ambiente, la salud (por ejemplo, dispersión de la epidemia de cólera, introducción de bacterias y otros vectores) y

la economía (por ejemplo, reducción de las capturas de pesca, algas tóxicas). Este riesgo ha aumentado en las últimas décadas con el crecimiento del transporte marítimo y la mayor velocidad de los buques, que hace crecer las chances de supervivencia de los organismos en los tanques de lastre (Lindgren *et al.*, 2016).

Una gran variedad de especies (cientos y hasta miles de tipos de bacterias, plantas y animales, incluyendo peces) pueden sobrevivir en un tanque de lastre, tanto en la columna de agua como en el sedimento de fondo o adheridas a las paredes internas (Gollasch y David, 2019). Cada buque representa un riesgo de introducción de especies, pero no necesariamente la colonización por dicha especie, pues se requiere una serie de eventos para que las especies exóticas se adapten y prosperen en el nuevo ambiente. La dispersión de estas especies desde su sitio de liberación se produce por corrientes y objetos flotantes en cuerpos de agua (residuales y naturales). En principio, los organismos deben sobrevivir a las condiciones de oscuridad y baja concentración de oxígeno presentes en los tanques de lastre. Al descargarse, la supervivencia depende de la tolerancia y la capacidad de adaptación del organismo, en particular a condiciones de temperatura y salinidad diferentes (Lindgren *et al.*, 2016).

Las estrategias de gestión del riesgo de las aguas de lastre están orientadas a la reducción de la presión por propágulos (por ejemplo, germen, parte o estructura de un organismo, capaz de desarrollarse de manera separada, tales como yemas, bulbos, tubérculos, semillas o esporas) y se han establecido mediante convenios internacionales, regulaciones

regionales o locales y prácticas voluntarias (Walker *et al.*, 2019). La Convención sobre los Derechos del Mar (CONVEMAR) (Naciones Unidas, 1982; Poder Legislativo, 1992b) y el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD) (Naciones Unidas, 1992; Poder Legislativo, 1993) incluyen estipulaciones vinculadas a la introducción de especies invasoras. Pero el instrumento más reciente y específico de la OMI es el Convenio para la Gestión de Aguas de Lastre (BWM, por sus siglas en inglés), adoptado en 2004 y vigente desde 2017 (OMI, s. f.). Este convenio busca prevenir, minimizar y eliminar los riesgos de la transferencia de organismos acuáticos dañinos y patógenos (HAOP, por sus siglas en inglés) a través de aguas de lastre y sus sedimentos. Esta definición no sólo incluye a las especies exóticas o NIS, sino también a las especies que aún no se ha determinado si son nativas, denominadas criptogénicas. Las medidas de gestión establecidas en el BWM incluyen (Lindgren *et al.*, 2016): el tratamiento a bordo de las aguas de lastre, su disposición final en puertos (u otras posibles soluciones futuras), la definición de límites de concentración de organismos viables en el agua de lastre a descargar y de ciertos organismos indicadores en particular (por ejemplo, *Vibrio cholera*, *Escherichia Coli*, enterococo). No obstante, su implementación presenta algunas dificultades (Gollasch y David, 2019), como el monitoreo y el control de las aguas de lastre. Uruguay no ha ratificado el BWM, aunque sí lo han hecho Argentina y Brasil.

El intercambio de agua de lastre en océano abierto es otra medida de gestión que puede reducir el riesgo de NIS y es recomendada por algunas regulaciones nacionales antes del ingreso a una región de aguas someras

o la costa (Lindgren *et al.*, 2016). Los organismos presentes en el agua de lastre son liberados en un ambiente de mayor salinidad, ocasionando una elevada mortalidad (Walker *et al.*, 2019), aunque algunos organismos tienen amplio rango de tolerancia de salinidad y la medida tiene una eficiencia limitada (Gollasch y David, 2019). En el largo plazo, para lograr mayor eficiencia en la prevención de especies invasoras, se debería considerar la recepción y el tratamiento de aguas de lastre en puerto.

Muchas especies invasoras no son detectadas hasta que sus efectos son observados, así que el monitoreo es fundamental para la detección temprana. Una vez identificadas, pueden aplicarse medidas de control, y hasta de erradicación, pero el éxito de estas medidas es medio a bajo.

En FREPLATA (2005) se reportaban las principales especies marinas invasoras reconocidas en el RdIP y su frente marítimo, asociadas a las aguas de lastre pero también a otros orígenes. Una revisión reciente de las especies exóticas invasoras en Uruguay (Brazeiro *et al.*, 2023) indica que en los ecosistemas costero-marinos las especies exóticas (15) se encuentran presentes predominantemente en el RdIP y en las desembocaduras de arroyos y ríos. Para el océano Atlántico se identifica un número menor de especies exóticas (6): invertebrados invasores como la ascidia *Styela plicata* y el briozoario *Membraniporosis tubigera*, el caracol rapana venosa (*Muricidae*, *Rapaninae*), los crustáceos no categorizados como invasores para Uruguay, el balano (*Amphibalanus amphitrite*) y el anfípodo (*Monocorophium insidiosum*); en el caso de la *Ligia exótica*, un

crustáceo también identificado como especie invasora en el océano Atlántico, se sugiere su reclasificación a especie exótica.

El mejillón dorado es un ejemplo de rápida invasión asociada a la navegación y el transporte marítimo. Es un molusco de agua dulce originario de Asia, que ingresó a principios de la década de 1990 en el RdLP y se ha extendido por toda la cuenca del Plata (Brugnoli *et al.*, 2021), en donde tuvo una extensión muy rápida posiblemente mediada por la navegación. Se ha identificado una serie de impactos ecológicos de esta invasión, incluyendo la modificación de la estructura de las comunidades bentónicas y planctónicas, de los hábitos alimenticios de peces autóctonos, de las características del agua y la generación de incrustaciones en infraestructura hidráulica.

El caracol rapana es un molusco gasterópodo proveniente del sudeste asiático, que fue registrado por primera vez en Uruguay en el año 1998 (Muniz *et al.*, 2021). Es un organismo invasor exitoso en ecosistemas costeros y estuarinos, con una alta dispersión global desde mediados del siglo XX asociada en parte al transporte en aguas de lastre. Habita en sustratos rocosos y areno-fangosos, se alimenta de bivalvos y tiene amplia tolerancia de temperatura, oxígeno y salinidad. En Muniz *et al.* (2021) se realiza una caracterización detallada de este invasor y sus impactos ecológicos.

Otro ejemplo más antiguo de invasión asociada al transporte por aguas de lastre es el de la almeja asiática.

En Brugnoli *et al.* (2021) se indica que las especies exóticas son un grave problema ambiental del país y se recomienda tomar

acciones para la prevención de la introducción de nuevas especies, como la ratificación del convenio BWM y el establecimiento de un efectivo control del agua de lastre y sedimentos y de las incrustaciones en los cascos de buques.

No se identificaron estudios específicos sobre las descargas de agua de lastre en el área analizada, pero se estima una mayor ocurrencia de estas emisiones en las zonas de alto tránsito de buques: en las zonas de espera y fondeo o en el corredor de aguas seguras. La OMI, por medio de enmiendas al MARPOL y resoluciones, ha establecido directrices para la gestión de las aguas de lastre en el sector marítimo internacional (OMI, s. f., Gestión del agua de lastre), que son de aplicación para el área de análisis. El Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo (Poder Ejecutivo, 1974a) define una zona entre el límite exterior del RdLP y la ZEE de Uruguay y Argentina en la cual se prohíbe el vertimiento de hidrocarburos provenientes del lavado de tanques, aguas de sentinas y de lastre (“zona de prohibición de acciones contaminantes”). Posteriormente, se establecieron directrices para el registro y la descarga del agua de lastre para todos los buques de navegación marítima internacional que ingresen a puertos nacionales, estableciendo el cambio del agua de lastre en la zona oceánica fuera de la isóbata de 200 metros (PRENA, 2006).

Aguas de sentina

Los líquidos oleosos que se generan en la sala de máquinas de un buque, debido a pérdidas menores y no planificadas en tuberías, juntas y otros equipos, drenan hacia la parte más

baja de la sala y son colectados y tratados a bordo en una unidad de tratamiento (separadores de agua-aceite, OWS, por sus siglas en inglés), generando un líquido oleoso concentrado (*slop*) y un agua residual tratada pero todavía con altos niveles de hidrocarburos, denominada agua de sentina (*bilge*). El tratamiento puede incluir etapas posteriores como membranas, la oxidación química, la floculación o el tratamiento biológico combinado con los separadores OWS (Lindgren *et al.*, 2016).

Los hidrocarburos provienen del combustible del buque (fueloil o gasoil) y de los lubricantes usados en las máquinas. Además, contienen grasas, solventes de limpieza y desengrasantes, detergentes y metales pesados provenientes de los combustibles y lubricantes (Lindgren *et al.*, 2016). La generación de aguas de sentina es muy variable, depende de cada buque, pero existe una correlación entre la potencia motriz del buque y el volumen generado diariamente, y es mayor en buques de pasajeros que en los de transporte de cargas, variando entre 1 y 11.000 litros por día (Magnusson *et al.*, 2018).

Se estima que alrededor del 75% de las aguas de sentina tratadas se descargan en el mar, mientras que un 25% es recibido en puertos (Magnusson *et al.*, 2018) y más de 16.000 t/a de hidrocarburos son descargadas por la flota marítima comercial global, aun suponiendo un buen cumplimiento de estas normas (Lindgren *et al.*, 2016).

La descarga de las aguas de sentina se realiza a través de una salida en el casco, debajo de la línea de flotación. El efecto de esta descarga en el medio marino depende del volumen,

la concentración y el tipo de contaminantes presentes en el agua de sentina, pero también del medio receptor: su capacidad de dilución, dispersión, degradación, absorción en material particulado, sedimentación y otros fenómenos. La turbulencia ocasionada por las hélices del buque favorece la mezcla y la dilución del agua de sentina en la columna de agua, pero también reduce la posibilidad de degradación de los hidrocarburos por procesos como la fotooxidación por luz UV y la evaporación al aire. La degradación por microorganismos es el principal mecanismo de eliminación de los hidrocarburos emitidos con las aguas de sentina, aunque también puede haber sedimentación por absorción en partículas. En tal sentido, se espera una variación estacional de la capacidad natural de eliminación de los contaminantes en aguas de sentina, ya que las tasas de degradación microbiana son mayores en el verano. Los metales presentes en las aguas de sentina tienden a absorberse en el material particulado y sedimentar en el lecho marino, acumulándose en este compartimento.

A concentraciones bajas de contaminantes no se esperan efectos tóxicos agudos en los organismos presentes en la columna de agua, pero la descarga continua de aguas de sentina puede contribuir a una acumulación de contaminantes en el ambiente marino. Las prácticas u operaciones de descarga, los sistemas de tratamiento ineficientes o el incumplimiento de la regulación pueden determinar concentraciones excepcionalmente altas en zonas de descarga de aguas de sentina.

No se identificaron estudios que permitan cuantificar este tipo de descargas en el territorio marítimo uruguayo, pero, al igual

que las aguas de lastre, se estima una mayor ocurrencia en las zonas de espera y fondeo y en el corredor de aguas seguras. Para todo el territorio marítimo son de aplicación las directivas del MARPOL, enmiendas y resoluciones para la gestión de las aguas de sentina en el sector marítimo internacional (Poder Ejecutivo, 1980; PRENA, 2007), que permiten la descarga de aguas de sentina a los buques en ruta, luego de su tratamiento y con un contenido de hidrocarburos menor a 15 ppm, a una distancia mayor a 12 millas de la costa. Los buques de bandera nacional, de acuerdo con su tipo y tamaño, tienen requerimientos adicionales incluyendo la prohibición de vertido en la “zona de prohibición de acciones contaminantes” definida por en el Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo (ver apartado anterior).

Aguas grises y negras

Los efluentes domésticos que se generan en los buques por la presencia humana se clasifican en aguas negras, provenientes de baños, servicios médicos y salas de animales, y en una corriente separada de aguas grises, que colecta los drenajes de duchas, cocina y lavadero.

Las aguas negras contienen contaminantes químicos (metales pesados, productos farmacéuticos, nutrientes y materia orgánica) y biológicos (virus, bacterias y otros microorganismos, parásitos) que están en mayores concentraciones que los efluentes domésticos urbanos, ya que se utiliza menos agua en la descarga de baños de los buques (Lindgren *et al.*, 2016). Su descarga en el mar, dependiendo del volumen, la frecuencia y capacidad de dilución, puede provocar

un aumento de la concentración de materia orgánica en el agua, contribuir a la eutrofización por el aporte de nutrientes, introducir microorganismos patógenos y provocar un detrimento de la calidad de agua por olores y turbidez. Están contempladas por el anexo IV del MARPOL, que las denomina “aguas sucias” y establece determinados requisitos para su tratamiento y descarga al mar. La descarga está permitida a un mínimo de 12 M de la costa mientras el buque está en ruta o un mínimo de 3 M cuando el buque cuenta con unidades de tratamiento y desinfección. Estas restricciones son aplicables solamente a buques de cierto tamaño (>400 GT) o número de pasajeros (>15). A la vez, según el año de instalación de la planta de tratamiento, los buques deben cumplir diferentes directrices de la OMI para el vertido de estos efluentes (Giusto *et al.*, 2023), incrementándose gradualmente la exigencia (en cantidad de parámetros y estándares de vertido de los efluentes).

Las aguas grises pueden contener una variedad de contaminantes (por ejemplo, bacterias, sólidos en suspensión, metales, detergentes, aceites y grasas, partículas de comida, microplásticos), pero su peligrosidad es menor que la de las aguas negras (Lindgren *et al.*, 2016). Su descarga al mar no está regulada por el MARPOL, salvo que contengan sustancias consideradas contaminantes y superen determinados límites de concentración.

El volumen de aguas grises y negras está asociado al número de personas a bordo; los buques de pasajeros, en especial los cruceros, son grandes generadores de estos efluentes. Un estudio reciente de Giusto *et al.* (2023)

sobre los cruceros de pasajeros que llegan al puerto de Buenos Aires muestra que sus sistemas de tratamiento no cumplen las directrices más restrictivas y modernas de la OMI, posiblemente porque la flota que opera en esta región es relativamente antigua. Otra actividad que puede generar grandes volúmenes de aguas grises y negras en un pequeño espacio es concentración de embarcaciones recreativas.

No se identificaron estudios que cuantifiquen las descargas de aguas negras y grises en el territorio marítimo uruguayo, pero, al igual que los efluentes descritos anteriormente, las descargas podrían concentrarse en las zonas de mayor densidad de tránsito marítimo.

Pinturas antiincrustantes

Las pinturas antiincrustantes (*antifouling*) se utilizan para prevenir el crecimiento y la acumulación de organismos en el casco de los buques. La incrustación es la acumulación no deseada de microorganismos, algas y animales en superficies artificiales sumergidas en el mar (Lindgren *et al.*, 2016). Se inicia inmediatamente cuando una superficie es introducida en el mar, con una sucesión ecológica, y se han reportado alrededor de 4.000 especies.

La incrustación produce diversos problemas a los buques (Lindgren *et al.*, 2016): acrecienta la fricción del casco aumentando el peso y reduciendo la velocidad y maniobrabilidad, lo cual debe compensarse con un mayor consumo de combustible, y también promueve la corrosión del casco y aumenta la frecuencia de mantenimiento (entrada a dique). Es,

además, un vector para la introducción de especies exóticas cuando se realiza la limpieza del casco o por exfoliación natural de la película biológica.

El desgaste y el desprendimiento de las pinturas antiincrustantes constituyen otro tipo de descarga en el medio marino. El producto de mayor preocupación es el grupo de los compuestos orgánicos del estaño, en particular el tributilo de estaño (TBT), que es un biocida muy utilizado a partir de la década de 1970. Se estima que a mediados de la década de 1990 el 70% de la flota mundial lo utilizaba (Lindgren *et al.*, 2016). Pero a fines de la década de 1970 ya habían comenzado a reportarse efectos del TBT en el desarrollo reproductivo en caracoles (por ejemplo, imposex, es decir, hembras que desarrollan genitales de machos), a muy bajas concentraciones, en el rango de los nanogramos por litro. A partir de estos estudios, se comenzaron a reportar similares efectos en otras especies y otros efectos negativos en ostras, mamíferos marinos y peces. Como consecuencia de la evidencia, algunos países comienzan a prohibir el uso del TBT y en el 2001 la OMI acordó el Convenio Internacional sobre el Control de Sistemas Anti-incrustantes Nocivos en Buques (convenio AFS) para limitar su uso, el cual fue ratificado por Uruguay (Poder Legislativo, 2012b) aunque ya antes se contaba con normas provisorias (PRENA, 2005).

Las pinturas a base de compuestos orgánicos del estaño han sido masivamente sustituidas por pinturas a base de cobre o zinc, en combinación con otros biocidas: herbicidas, agentes de control de malezas u órgano-metálicos. Estos productos sustitutos también

tienen potenciales efectos en el ecosistema marino, aunque a concentraciones más altas que la familia del TBT. Los estudios sobre la toxicidad, la persistencia y los productos de degradación de los componentes de pinturas antiincrustantes continúan y es posible que existan nuevas restricciones en el futuro.

Debido a que el TBT se acumula en sedimentos y en condiciones anóxicas tiene una alta persistencia, además de que todavía sigue siendo utilizado (en forma ilegal o por países que no ratificaron el convenio específico de la OMI), es de particular importancia considerarlo para la caracterización y la disposición final de los sedimentos del dragado de puertos y canales de navegación (Oliveira *et al.*, 2020).

No se identificaron estudios que determinen la presencia de pinturas antiincrustantes en sedimentos y biota acuática del territorio marítimo uruguayo. Sin embargo, se tienen indicios de que en determinados lugares podría haber acumulación de TBT por su uso pasado: por un lado, se ha detectado TBT en sedimentos en decenas de sitios con actividad marítima en Argentina y Brasil (como puertos, marinas y astilleros), en concentraciones comparables con las presentes en países desarrollados (Bigatti *et al.*, 2014); por otro lado, se ha documentado imposex en gasterópodos en los puertos de Piriápolis y Punta del Este (Delgado *et al.*, 2011; Besozzi, 2013), lo cual puede estar asociado a la presencia de compuestos orgánicos de estaño.

Residuos marítimos

La generación de residuos sólidos depende del tipo de buque y operación, aunque

algunos son comunes a todo el tránsito marítimo y se generan por la presencia humana a bordo y por las operaciones normales de marinería. Teniendo en cuenta datos globales (Angiolillo, 2019), es de esperar que la contribución del transporte marítimo a la generación de residuos marinos sea menor comparada con la de las áreas continentales o la pesca.

Ciertos residuos generados a bordo de los buques reciben una gestión diferente (Walker *et al.*, 2019): los orgánicos (por ejemplo, papel, cartón, comida) son generalmente incinerados y las cenizas se descargan al mar, los plásticos son segregados y entregados para su gestión en los puertos, ya que está prohibida su incineración a bordo o la descarga al mar. Otros residuos considerados peligrosos por el anexo III del MARPOL también deben ser segregados y entregados en puerto (es el caso de baterías, productos farmacéuticos y pinturas).

El Convenio de Londres sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y Otras Materias entró en vigor en el año 1975 y es uno de los acuerdos multilaterales ambientales más antiguos. En 1996 se elaboró su protocolo, con un enfoque más moderno, instrumento que Uruguay ha ratificado (Poder Legislativo, 2013a). En sus términos, se prohíbe el vertimiento intencional de desechos u otras materias en el mar, con excepción de ciertos residuos como materiales de dragado, lodos cloacales, desechos de pescado, entre otros. Además, su alcance está limitado porque no considera como vertimiento a la evacuación de desechos resultantes de la operación normal de buques, aeronaves, plataformas u otras construcciones y equipos en el mar.

El MARPOL en su anexo V prohíbe la descarga de residuos desde los buques y plataformas, con excepciones, y promueve la gestión a bordo y el desembarque para su correcta disposición final. En particular la descarga de residuos plásticos desde buques está prohibida en cualquier sitio según la recomendación MEPC.220(63) (Barboza *et al.*, 2019a), así como la descarga de residuos de alimentos cerca de la costa.

A escala local también se han establecido directrices para la gestión de los residuos a bordo, aplicables a buques de bandera nacional, excepto embarcaciones deportivas y de pesca artesanal (PRENA, 2018). Incluyen la implementación de planes de gestión de residuos a bordo, lo cual requiere de infraestructura y mecanismos adecuados para la recepción y la gestión de residuos en puertos y terminales.

No se identificaron estudios nacionales o regionales que analicen la generación y la descarga de residuos sólidos de buques en el territorio marítimo y, por lo tanto, no es posible cuantificar su potencial impacto.

Derrames

Los derrames de hidrocarburos (*oil spill*) son uno de los eventos de mayor preocupación en el sector de transporte marítimo, por el potencial de impacto en el ecosistema marino y en los usos del espacio costero-marino. El derrame de 5.000 t de petróleo por el encallamiento del buque San Jorge, cerca de Punta del Este, el 8 de febrero de 1997 (Levine *et al.*, 1997; Mearns *et al.*, 1999; Sagraera, 2013), instaló la preocupación en la opinión pública y las instituciones nacionales, e impulsó la

adopción de regulaciones, prácticas y una estructura institucional para prevenir y dar respuesta a este tipo de accidentes, entre otras medidas para prevenir la contaminación por hidrocarburos en el mar y sus efectos.

En un concepto amplio, los derrames refieren a todo tipo de descarga de hidrocarburos líquidos en áreas costeras y marinas, originados por actividades humanas, incluyendo los derrames de petróleo crudo de tanqueros, plataformas, terminales costero-marinas, perforaciones costa afuera (*offshore*), derrames de productos refinados del petróleo y sus subproductos, combustibles de buques y derrames de cualquier residuo oleoso. El número de derrames de magnitud media y alta (mayor a 50 barriles de petróleo) y el volumen total derramado han registrado una marcada disminución desde la década de 1980 (ITOPF, 2023). Este progreso radica posiblemente en la introducción de mejores prácticas y tecnologías, como la implementación de doble casco para tanqueros, y en el impulso de los convenios internacionales y las regulaciones locales, a pesar de que el volumen transportado ha aumentado significativamente (Walker *et al.*, 2019). Los derrames de menor magnitud son la inmensa mayoría de los eventos, aunque contribuyen en cantidad de petróleo con menos de un 1% de los derrames globales (Jägerbrand *et al.*, 2019; ITOPF, 2023) y, generalmente, no toman estado público.

Existen otras fuentes, antropogénicas y naturales, de hidrocarburos al medio marino; en Norteamérica se estima que la principal contribución es de fuentes terrestres, mientras que en segundo lugar se ubican los escapes naturales de hidrocarburos (*oil seeps*,

hidrocarburos que migran desde el subsuelo hasta el lecho marino), seguidos de los derrames costa afuera (National Academies Press, 2022). A continuación, se ubican las descargas operacionales, tales como efluentes de la producción de hidrocarburos, descargas de aguas de sentina, lubricación de rodamientos del eje de hélices y limpieza ilegal de tanques de almacenamiento de combustibles. A escala mundial se estima un menor aporte relativo de hidrocarburos desde el continente, pero los derrames de buques siguen representando una contribución minoritaria del total que llega a los océanos (Jägerbrand *et al.*, 2019).

Un ejemplo de descargas operacionales de menor magnitud que los derrames, pero con una ocurrencia significativa, son las del aceite utilizado para la lubricación y el sello hidráulico del eje de las hélices (Lindgren *et al.*, 2016), o la limpieza ilegal de tanques, la descarga de aguas de lavado de máquinas y motores y los pequeños derrames ocurridos durante operaciones de transbordo de hidrocarburos en el mar. Los efectos crónicos en la biota marina derivados de estas descargas, relativamente menores aunque continuas o frecuentes, son menos conocidos que los efectos de los grandes derrames (Lindgren *et al.*, 2016).

Los derrames de gran magnitud son considerados catástrofes ambientales y tienen un potencial de afectación del ecosistema marino y costero, en el corto plazo y a distancias alejadas del suceso, como casi ninguna otra actividad humana en el mar, por la enorme carga que se libera en un corto lapso y en un sitio determinado. El impacto depende del tipo y la cantidad de producto liberado al ambiente,

pero también de su ubicación: su proximidad a áreas y comunidades ecológicamente sensibles y las condiciones del clima y el océano que afectan el transporte y el destino del producto. También depende de la respuesta humana al derrame y de la efectividad de las acciones para evitar o mitigar sus impactos. Los hidrocarburos que llegan al mar están sujetos a varios procesos naturales (Lindgren *et al.*, 2016; National Academies Press, 2022): evaporación, fotólisis, emulsificación, disolución en agua, dispersión, degradación y sedimentación en el lecho marino. Los productos de degradación pueden ser más tóxicos que el producto original, como es el caso de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH).

Se han reportado múltiples efectos inmediatos y de largo plazo en organismos marinos a partir de derrames de gran magnitud, incluyendo respuestas subletales y tóxicas agudas, y algunas letales. La exposición de los organismos marinos ocurre por varias vías (Lindgren *et al.*, 2016; National Academies Press, 2022): por contacto directo o ingesta, a través de hidrocarburos biodisponibles en agua o por ingesta de otros organismos contaminados. La respuesta biológica ante los derrames de hidrocarburos (y sus productos de descomposición) pueden manifestarse en varios niveles de la organización biológica: bioquímica o celular, fisiológicas, bioquímicas o de comportamiento de los organismos, a nivel de poblaciones, incluyendo alteraciones en la dinámica poblacional, o a nivel de la estructura y dinámica de la comunidad (National Academies Press, 2022). Algunas especies son particularmente sensibles, como las aves y mamíferos marinos o los peces. Las aves, por ejemplo, sufren

pérdida de aislamiento térmico, de flotabilidad y de habilidades de vuelo. La película superficial de hidrocarburo limita el intercambio de oxígeno con la columna de agua y reduce la luminosidad. El ambiente pelágico sufre una afectación importante luego del derrame, con una corta duración en la columna de agua (días a semanas), pero el ambiente bentónico está sujeto a impactos de más largo plazo (meses a años) y, por lo tanto, las comunidades bentónicas también son sensibles a estos eventos (Jägerbrand *et al.*, 2019). Complementariamente, los derrames provocan impactos sociales característicos, afectando el turismo, la recreación, la pesca y otras actividades y usos del espacio costero y marino.

La respuesta a los derrames está enfocada en minimizar el daño mediante acciones que protejan y restauren los principales elementos ambientales y sociales, y, por lo tanto, las medidas de actuación son específicas para cada evento. La recuperación natural ante los derrames es posible y tal vez la única alternativa en el largo plazo, en tanto las comunidades bióticas tienden a restablecerse cuando las concentraciones de contaminantes se reducen, salvo en ecosistemas frágiles, que requerirán algún tipo de intervención o remediación (Walker *et al.*, 2019). En el derrame del buque San Jorge mencionado anteriormente, el petróleo alcanzó 28 km de costa de uso turístico con un gran valor económico y social, y provocó la muerte de 5.000 cachorros de lobo marino en la Isla de Lobos (Levine *et al.*, 1997; Mearns *et al.*, 1999). Las acciones de respuesta y remediación incluyeron la limpieza de las costas y de la isla por personal naval entrenado y la clausura de actividades de pesca por un período.

Evitaron una afectación mayor a la población de lobos marinos y favorecieron la recuperación natural de las playas impactadas, pero algunas acciones, como el uso de dispersantes para minimizar el impacto en la costa, siguen siendo tema de debate.

Antes y después del San Jorge, se han producido derrames de menor magnitud en el RdlP y el océano Atlántico uruguayos, vinculado a accidentes de buques o a operaciones de descarga y transporte de hidrocarburos (en el apartado sobre transbordo de cargas se detalla la operación de la boya petrolera y el oleoducto en Terminal del Este). Se han reportado derrames de menor entidad (Sea Alarm, 2017), aunque con afectación local del agua y un número limitado de organismos: el naufragio del buque Angelina en Punta del Este, en el año 1981; el derrame del Front Bravant en la boya petrolera, en el año 2007; y la colisión de los buques tanque Syros y Sea Bird en la zona de fondeo y servicios del RdlP, en junio de 2008.

En síntesis, el conjunto de actividades marítimas vinculadas a los hidrocarburos que se realizan en el territorio marítimo uruguayo, en particular el tránsito de tanqueros y las operaciones de transbordo de hidrocarburos, determinan un riesgo de ocurrencia de derrames. Su magnitud depende de la aplicación de medidas de prevención y de respuesta en el caso de incidentes. Desde el punto de vista regulatorio, Uruguay cuenta con instrumentos específicos para prevenir y dar respuesta a los derrames, por ejemplo, la ratificación del Convenio sobre Cooperación Internacional para la Preparación y la Lucha contra la Contaminación por Hidrocarburos, denominado usualmente OPRC 90 (Poder

Legislativo, 1994b), que crea un Sistema Nacional de Control de Derrame de Contaminantes (PRENA, 2015c).

Los derrames de sustancias o mercaderías peligrosas para el medio marino no se limitan a los hidrocarburos; el transporte marítimo a granel (*dry bulk cargo*) representa más de la mitad de la carga transportada globalmente en volumen (Walker *et al.*, 2019) y alrededor del 10-15% de la carga marítima internacional se considera sustancia peligrosa o nociva, aunque la clasificación depende de la normativa de referencia. La combinación de errores humanos con otros factores puede dar lugar a incendios y explosiones de ciertas cargas secas en los buques y derivar en su liberación no intencional al ambiente. Se estima que las descargas de sustancias o mercaderías peligrosas al mar representan 78.500 toneladas por año globalmente (Grote *et al.*, 2016), incluyendo derrames por accidentes o la descarga al mar durante las operaciones de carga, transbordo, descarga y limpieza. Es posible que estas descargas sean actualmente más frecuentes que los derrames de petróleo, pero son inadvertidas y no se documentan (Walker *et al.*, 2019).

Si bien la mayoría de las cargas a granel están representadas por sustancias o productos de baja peligrosidad (por ejemplo, mineral de hierro, carbón, granos, bauxita y roca fosfato), la descarga de grandes volúmenes en el ambiente marino, o de pequeños volúmenes en forma frecuente en la misma área, puede producir impactos negativos, más aún en ambientes vulnerables o sensibles. Por ejemplo, la descarga de las aguas de lavado de las bodegas (operación realizada para evitar contaminación cruzada entre cargas

diferentes) solamente está prohibida para las sustancias consideradas peligrosas según el anexo V del MARPOL (o si se consideran residuo) y puede haber una acumulación en zonas de transbordo de cargas en el mar fuera de las 12 M.

En el ámbito de la OMI, se definen como sustancias nocivas y potencialmente peligrosas (SNPP o HNS, por su denominación en inglés, *hazardous noxious substances*) aquellas sustancias diferentes de los hidrocarburos cuya liberación en el ambiente marino puede ocasionar riesgos para la salud humana o para el ecosistema marino y afectar las instalaciones u otros usos legítimos del mar. Existen diferencias en el alcance y la definición de las SNPP entre los diferentes convenios de la OMI (Sagrera, 2022). Uruguay ha ratificado el protocolo sobre cooperación, preparación y lucha contra los sucesos de contaminación por SNPP, derivado del convenio OPRC 90 anteriormente mencionado (Poder Legislativo, 2002; PRENA, 2015c). Sin embargo, aún no ha adherido a la convención y el protocolo que establecen un fondo y un mecanismo para compensar ante accidentes con SNPP (OMI, s. f. International Convention on Liability...), similar al que aplica a los derrames de hidrocarburos.

La mayoría de los incidentes de SNPP están relacionados con buques de carga a granel, tanqueros químicos y portacontenedores, en ese orden, y pueden producir un mayor impacto en la salud y la seguridad cuando los accidentes se producen en puertos e involucran sustancias de alta toxicidad, inflamables o explosivas (Sagrera, 2022). En el caso del territorio marítimo uruguayo, el importante transporte de productos agroquímicos y

veterinarios, carbón y minerales, productos químicos para la industria y otras sustancias y mercaderías desde y hacia la cuenca del Plata, además de los buques en tránsito, representa otro riesgo de contaminación.

No se encontraron reportes o estudios públicos sobre derrames de cargas diferentes a hidrocarburos en el territorio marítimo uruguayo. Como ejemplo reciente y cercano, está el naufragio del granelero Stellar Daisy en el año 2017, en el océano Atlántico, a 1.700 M de la costa uruguayo (pero en su jurisdicción para tareas de salvataje), que transportaba 260.000 toneladas de mineral de hierro desde Brasil a China, que se perdieron en el mar, además de cantidades desconocidas de combustible del buque (Republic of the Marshall Islands Maritime Administrator, 2019).

Interacción física

Los buques son estructuras rígidas de gran porte que generan interacciones físicas con el medio marino y costero y la fauna que lo habita, en especial en áreas de alto tránsito o presencia de buques, como las rutas marítimas, las áreas de operaciones marítimas especiales y los puertos, donde las interacciones tienen una mayor frecuencia y magnitud. La concentración de buques en un área constituye un elemento de fragmentación del espacio que utiliza la fauna marina, en especial aquella con una movilidad significativa, y, en casos extremos, puede significar una amenaza para la conservación de una especie vulnerable dentro de su hábitat natural. En este apartado se abordan las interacciones físicas más comunes que se han estudiado y reportado en la literatura, como las colisiones con buques (directas) y el ruido producido por

estos, y otras menos estudiadas, como la luz artificial y los naufragios.

No se encontraron estudios específicos sobre estas interacciones en el área de análisis, aunque los efectos de las colisiones de determinadas especies son mencionados con frecuencia en la literatura técnica y de divulgación local, de forma muy imprecisa, sin un abordaje específico. En consideración de ello, se tomaron como referencia algunas revisiones recientes de literatura técnica internacional y se agregaron datos locales cuando esto fue posible.

Colisiones con fauna marina

Las colisiones de embarcaciones con fauna marina son un tema de preocupación creciente para la conservación, en particular para cetáceos, pero también para otros mamíferos, tortugas marinas y tiburones. En algunos casos, las colisiones tienen efecto a nivel de poblaciones de determinados cetáceos por su estado de conservación y vulnerabilidad (Pirotta *et al.*, 2019), y pueden ser una amenaza incluso a nivel de especie (Ritter y Panigada, 2019). Se han reportado colisiones prácticamente en todo el mundo, que involucran a decenas de especies, y un aumento en los casos documentados (Walker *et al.*, 2019). La megafauna marina tiene características especiales que la hacen más vulnerables a las interacciones con los buques, en comparación con otras especies, particularmente por su gran movilidad y tamaño y sus hábitos y actividades superficiales (Pirotta *et al.*, 2019). Para la ballena franca glacial en el Atlántico Noroccidental se ha documentado que las colisiones son responsables de entre 35% y 50% de la mortalidad

en décadas recientes (Pirodda *et al.*, 2019; Ritter y Panigada, 2019) y existen similares registros para la ballena azul en el entorno de Sri Lanka y la ballena fin en el Mediterráneo (Peltier *et al.*, 2019). Todos los cetáceos pueden ser impactados por embarcaciones durante sus incursiones en la superficie o cerca de ella, pero algunos son especialmente vulnerables por permanecer mayores períodos en superficie, como el cachalote o la ballena franca (Ritter y Panigada, 2019).

Es posible que exista un subregistro de colisiones, porque no son fácilmente advertidas por los navegantes; los individuos impactados se hunden luego del accidente o su cuerpo llega en avanzado estado de descomposición a una costa desierta (Raoult *et al.*, 2023). Teniendo en cuenta las tendencias crecientes de tráfico marítimo global, en número de buques, velocidad y potencia, se espera que el número de colisiones con fauna marina continúe aumentando (Pirodda *et al.*, 2019; Ritter y Panigada, 2019), también en el RdIP y el territorio marítimo uruguayo.

Se conoce poco sobre la distribución geográfica de las colisiones y su magnitud, y es difícil establecer indicadores cuantitativos de la mortalidad por esta causa, debido a la calidad de los datos y la ausencia de reportes específicos (Peltier *et al.*, 2019; Ritter y Panigada, 2019). Peltier *et al.* (2019) analizaron registros de treinta años en las costas francesas y reportan que las colisiones ocasionan un 13% de los varamientos de cetáceos (causa antropogénica predominante), variación estacional y geográfica, y una incidencia diferente por especie. A pesar de que los varamientos son la mejor fuente de información disponible, no son un indicador preciso del

número de colisiones ni de su magnitud y lugar de ocurrencia.

Las colisiones pueden ser fatales o provocar daños o traumas serios a los individuos impactados. Incluso con colisiones no letales, el individuo puede proseguir con heridas un período prolongado de sufrimiento (Ritter y Panigada, 2019).

Algunas especies no tienen mecanismos de evitación ante la aproximación de un buque o si los tienen no siempre son efectivos (Pirodda *et al.*, 2019; Ritter y Panigada, 2019): no están preparados evolutivamente, no han desarrollado una actitud evasiva, el individuo se encuentra en un estado de alerta bajo o con sus sentidos enfocados en el entorno inmediato, está enfermo o debilitado o con menor capacidad de respuesta ante una amenaza.

Los factores determinantes de las colisiones son la velocidad y el tamaño de las embarcaciones (Ritter y Panigada, 2019); la gran mayoría de los registros de colisiones letales o con heridas graves para cetáceos ocurren con buques de más de 80 metros de eslora, desplazándose a más de 14 nudos (aunque se entiende que ya a partir de 10 nudos el riesgo aumenta significativamente). No obstante, las colisiones pueden ocurrir con cualquier tipo de embarcación y no involucran solamente al transporte marítimo y de pasajeros, ya que se han documentado también para embarcaciones deportivas y recreativas, siendo en estos casos un riesgo para la seguridad de navegación y la vida de los tripulantes.

Se han definido recomendaciones generales para prevenir o reducir el número de colisiones con fauna marina, vinculadas a la

restricción temporal o espacial de la velocidad de los buques, modificaciones en las rutas marítimas, registro de las colisiones y la sensibilización y el entrenamiento de las tripulaciones (Walker *et al.*, 2019; Ritter y Panigada, 2019). Algunos autores sugieren incluir medidas específicas para evitar y reducir las colisiones en los planes de gestión de áreas marinas protegidas, por ejemplo, la definición de zonas de restricción temporal o espacial para la navegación o la reducción de la velocidad en corredores marítimos que atraviesan el área (Raoult *et al.*, 2023).

No se identificaron estudios específicos sobre la incidencia de las colisiones de buques con la fauna marina en el territorio marítimo uruguayo, aunque se han reportado casos esporádicamente, por ejemplo, colisiones de veleros con ballenas en la bahía de Maldonado o las menciones a colisiones de grandes buques con varamientos de ballenas francas australes en la exposición de motivos de la ley que declara santuario de ballenas y delfines al mar territorial y la ZEE uruguayos (Poder Legislativo, 2013b). En un estudio publicado sobre datos de varamientos de cetáceos en costas uruguayas (Del Bene *et al.*, 2006) se analizaron registros del período 2000-2005 y se incluyeron referencias en bibliografía desde el año 1934, totalizando 348 varamientos (no siempre letales), aunque se aclara que faltan datos disponibles en museos y colecciones particulares. Las principales causas de los varamientos que se indicaron son: 1) tormentas con vientos del sur que pueden empujar a los individuos a la rompiente o atrapamiento en bancos de arena; 2) captura incidental con artes de pesca, especialmente para pequeños cetáceos; 3) desvinculación entre madre y cría

(individuos lactantes, más vulnerables); 4) colisión con buques (específicamente observada en dos individuos de ballena franca austral); 5) incursiones fuera del límite de distribución geográfica normal; y 6) enfermedades parasitarias que afectan los órganos de orientación. No obstante, se agregan otras posibles causas y se aclara que la causa de muchos varamientos no pudo determinarse porque no se realizó la necropsia completa (por descomposición avanzada o por otras cuestiones).

Ruido

Los océanos y mares tienen un ambiente sonoro natural producido por terremotos submarinos, erupciones volcánicas, impactos de rayos, olas, lluvia y vocalizaciones de una diversidad de fauna marina (Lindgren y Wilewska-Bien, 2016), el cual puede ser modificado significativamente por el ruido antropogénico. Las mediciones de largo plazo del ambiente sonoro de los océanos indica que ha aumentado el ruido antropogénico de baja frecuencia en 20 dB con respecto a su nivel preindustrial, fundamentalmente por el transporte marítimo (UNEP, 2012; Walker *et al.*, 2019). La exposición a altos niveles de ruido puede provocar una pérdida temporal o permanente de la audición en organismos marinos, enmascarar señales útiles o provocar cambios en su comportamiento. Puede interferir con funciones fundamentales como el nado, la comunicación, el apareamiento, la selección de hábitat, el escape de predadores y la detección de presas. Aunque existen vacíos sustanciales de conocimiento, especialmente en invertebrados y tortugas, también existe evidencia del efecto del ruido en la fisiología, la comunicación, el

comportamiento y el balance energético de organismos marinos, que pueden ser desde pequeños cambios temporales en el comportamiento hasta efectos letales, de agudos a crónicos (Rako-Gospic y Picciulin, 2019), reportados en estudios de campo y laboratorio para una variedad de especies (UNEP, 2012).

La respuesta de los individuos al sonido depende de su intensidad, la frecuencia de onda, la duración de la exposición, el estado del organismo, si es un ruido habitual o nuevo, la relación espacial entre la fuente y el organismo receptor y, por supuesto, la sensibilidad y la capacidad auditiva de la especie. Varias especies producen sonido para sus funciones vitales, como determinados grupos de peces, que muestran el rango más amplio de producción de sonidos entre los invertebrados, lo que está vinculado fundamentalmente a la reproducción, y ciertos mamíferos marinos, que lo utilizan para funciones como la ecolocalización, la búsqueda de presas y la comunicación. Los efectos fisiológicos surgen en respuesta al estrés producido por el ruido y pueden inducir cambios bioquímicos en el individuo, modificar su metabolismo afectando su crecimiento y supervivencia, afectar el estado físico en determinadas etapas de vida o alterar determinadas capacidades. Cuando el nivel de ruido supera la capacidad de discriminación de sonidos naturales o cuando la sensibilidad auditiva se reduce temporal o permanentemente, se reduce la capacidad del individuo para sobrevivir y se inducen cambios de comportamiento para adaptarse, en particular si se trata de un ruido crónico o frecuente. Por otro lado, el ruido dentro del rango auditivo de organismos expuestos genera respuestas en su comportamiento, que, a la vez, pueden tener efecto

en la actividad que está desarrollando en ese momento. La respuesta al ruido puede variar dentro de la población de una especie, dependiendo de la condición individual, y hay algunas evidencias de habituación o tolerancia frente a ruidos repetitivos (aunque no está claro a expensas de qué otros efectos) y en otros casos puede ocurrir sensibilización.

En mamíferos marinos los efectos esperados son respuestas en el comportamiento, interferencia acústica o enmascaramiento de señales, desplazamiento temporal o permanente de los umbrales auditivos y estrés (Affatati y Camerlenghi, 2023). En peces (Slabbekoorn *et al.*, 2019), el ruido puede producir cambios comportamentales en la alimentación, un mayor riesgo ante predadores o una menor oportunidad de reproducción. En paralelo, pueden producirse respuestas fisiológicas al ruido, incluyendo efectos agudos ante el estrés, reducción de la competencia inmune y el uso eficiente de sus capacidades en la reproducción y desarrollo. La combinación de ambas respuestas, cuando son significativas, puede afectar negativamente la tasa de crecimiento, supervivencia y reproducción del individuo.

Al analizar los potenciales impactos del ruido y la implementación de medidas de prevención y mitigación, debe considerarse el alto grado de incertidumbre, ya que generalmente no se dispone de medidas directas de la sensibilidad auditiva o los impactos en la audición (Southall *et al.*, 2023). Existe controversia respecto a la representatividad de los estudios de laboratorio sobre los efectos del ruido, realizados en condiciones controladas y en un recinto cerrado (Slabbekoorn *et al.*, 2019; Affatati y Camerlenghi, 2023).

Existen diversas fuentes de ruido antropogénico submarino que, en general, se clasifican como de tipo impulsivo o continuo (Rako-Gospic y Picciulin, 2019), vinculadas a usos marítimos y de navegación, militares, de pesca, de investigación científica o de exploración y producción de energía. En el primer tipo se encuentran los sonares activos (por ejemplo, ecosonda), los sonares de barrido lateral, los ahuyentadores acústicos, los producidos por martillos neumáticos, los pulsos de sonido producidos por la sismica marina o los explosivos en general. Son fuente de sonidos continuos actividades como el tránsito marítimo, los parques eólicos marinos, los pozos de exploración *offshore* y el dragado. En la propagación y el potencial daño del ruido influyen su contenido de frecuencias, intensidad, duración y direccionalidad de la fuente, así como las propiedades de la columna de agua (Hildebrand, 2009; Lindgren y Wilewska-Bien, 2016). La combinación de estas características determina el momento y el área afectada, así como las especies potencialmente impactadas. Algunas fuentes emiten sonido en todas las direcciones (omnidireccional: buques, dragado, perforación), mientras que otras están enfocadas en direcciones específicas (por ejemplo, vertical: sismica marina; horizontal: sonares de uso civil y militar).

Los buques producen un sonido de baja frecuencia, entre 1 y 1000 Hz, que coincide con el rango de audición de varias especies marinas, incluyendo peces y megafauna (Pirota *et al.*, 2019). Este ruido puede detectarse a varios kilómetros de su fuente, aunque disminuye mucho su intensidad con la distancia al buque y también varía con su movimiento, el tipo de buque (tamaño, tipo de motor,

peso), las condiciones de operación y las climáticas. Se origina a partir de vibraciones en las hélices, el casco, ruidos de la maquinaria y la interacción del buque o partes del buque con las olas o el agua.

Aun cuando no produzca daños directos, el ruido generado por un tránsito frecuente de buques puede amenazar o volver inadecuado un determinado hábitat y, en tal sentido, genera una pérdida de espacio marino para las especies sensibles al ruido crónico. Ciertos hábitats marinos poseen un ambiente sonoro natural característico, único y complejo, que contiene información biológicamente significativa, como los arrecifes de coral, los ambientes costeros, estuarinos o marinos, y la complejidad del espectro sonoro en determinados ambientes puede ser un indicador de su estado de conservación (Rako-Gospic y Picciulin, 2019).

Las hélices de los buques son una fuente principal de ruido por el fenómeno de cavitación, razón por la cual se han estudiado mejoras tecnológicas y prácticas para evitarlo o reducirlo: diseño mantenimiento y limpieza de hélices o reducción de la velocidad de los buques (Lindgren y Wilewska-Bien, 2016; Walker *et al.*, 2019). A partir de modelos de propagación del sonido y de umbrales de ruido seguros para cada especie, es posible inferir el impacto esperado por el ruido de buques en una ruta marítima o en un área de operaciones marítimas y establecer medidas de mitigación consistentes. Otras estrategias de prevención o mitigación incluyen la definición de restricciones geográficas o temporales del tránsito marítimo en áreas marinas protegidas o sitios de concentración de especies vulnerables al ruido.

A partir de estudios académicos comprensivos sobre el ruido submarino antropogénico y sus efectos, como el de Hildebrand (2009), la preocupación de la comunidad internacional por el tema ha ido creciendo y se han implementado algunas regulaciones locales y regionales en el mundo occidental (Lindgren y Wilewska-Bien, 2016). La OMI reconoce que el transporte marítimo es uno de los mayores contribuyentes al ruido submarino y elaboró guías para reducirlo (IMO, 2014), las cuales están siendo revisadas para una nueva versión.

No se identificaron datos o estudios específicos del ruido submarino provocado por el tránsito marítimo en el área de análisis ni referencias sobre sus potenciales efectos en el ambiente marino. Los sitios de mayor impacto acumulativo esperado son las rutas, corredores o canales de navegación y áreas de operaciones, puertos y zonas de intensa navegación recreativa en la costa.

Luz artificial

La luz artificial se propaga largas distancias en los ambientes marino-costeros debido a que no existen barreras para su transmisión o reflexión (Jägerbrand *et al.*, 2019). Los buques fondeados o en movimiento emiten luz cerca de la superficie, la cual se transmite en la columna de agua con una intensidad que depende tanto de la fuente como de la transmitancia del agua. El efecto es más marcado en áreas naturalmente oscuras (alejadas de la costa y de otras fuentes antropogénicas), con buques que despliegan mayor luz artificial, como los cruceros, o en zonas de fondeo o de alta densidad de tránsito.

Es una alteración del ecosistema marino que puede producir efectos negativos en la orientación, la reproducción, el reclutamiento, la depredación y la comunicación de las especies. Se ha reportado que las aves marinas son atraídas hacia la luz artificial de buques y plataformas y pueden desorientarse, colisionar con estructuras, afectar su alimentación o ser más vulnerables a sus predadores. También se han documentado cambios en el patrón de migración vertical diurno del zooplankton cuando es expuesto a luz artificial, migrando a aguas más profundas. En el caso de peces, no existe suficiente conocimiento sobre el impacto de esta alteración en su biología o ecología. En general, las especies nocturnas, sensibles a la luz o que exhiben fototaxia (movimiento orientado en respuesta a la luz) van a ser las más afectadas por la contaminación lumínica, aun cuando la exposición sea temporal y a bajas intensidades.

No se identificaron estudios sobre la luz artificial en el territorio marítimo uruguayo y, al igual que para otras interacciones físicas, los sitios de mayor impacto acumulativo esperado son las rutas, corredores o canales de navegación y las áreas de operaciones, puertos y zonas de intensa navegación recreativa en la costa. A la vez, ciertas pesquerías, como la del calamar, utilizan luz artificial, pero no se cuenta con información publicada al respecto.

Naufraios

Los naufragios son eventos extremos y poco frecuentes en el tránsito marítimo, pero, aun así, ocurren, como resultado de condiciones climáticas severas, colisiones, errores humanos o enfrentamientos bélicos. En ocasiones,

también se practica el hundimiento deliberado de buques (o el abandono negligente que termina en ello) por motivos económicos, prácticos o ejercicios navales. Además de las consecuencias para la tripulación, los naufragios tienen impacto en el ecosistema marino, por la liberación descontrolada de sustancias y materiales que se produce durante el evento y con posterioridad, como el combustible, la carga del buque, sus aguas negras, grises y de sentina, y pinturas antiincrustantes. El hundimiento de un buque puede ocasionar daño físico a los hábitats y, a la vez, crear un hábitat artificial que puede estimular el crecimiento de organismos y la biodiversidad localmente.

Los naufragios antiguos son sitios emblemáticos por la creación de un hábitat artificial, pero debe recordarse que cualquier sustrato artificial introduce una transformación que puede modificar los ecosistemas preexistentes en el fondo marino. El aumento de la biodiversidad en un sustrato artificial, como una estructura hundida o sumergida (por ejemplo, buques, cables submarinos, residuos), puede impactar en la heterogeneidad espacial y la estructura natural de las comunidades marinas, y favorecer el establecimiento de especies exóticas (Angiolillo, 2019). La comunidad desarrollada a partir del sustrato artificial puede tener una estructura totalmente diferente a la que existe en los hábitats naturales, debido a la naturaleza y la estructura del sustrato (Walker *et al.*, 2019). Por ejemplo, la madera y el hormigón pueden promover la incrustación de especies como corales o esponjas, pero un casco de buque puede promover un ecosistema totalmente diferente por la presencia de pinturas antiincrustantes.

Los buques hundidos constituyen una fuente puntual de sustancias que se liberan al ambiente por la descomposición de su estructura (Angiolillo, 2019). El mayor número de naufragios de la era moderna se produjo durante la Segunda Guerra Mundial y la liberación de petróleo crudo y combustibles de los buques en ese contexto sigue siendo un problema (Lindgren *et al.*, 2016), debido a la corrosión y la pérdida de contención de los tanques.

En ocasiones, el hundimiento intencional de buques se realiza por motivos prácticos y económicos, para darles una disposición al final de su vida útil, aunque existe controversia sobre los riesgos ambientales de esta práctica, similares a los descritos anteriormente para los naufragios (Walker *et al.*, 2019). En las cartas náuticas de Uruguay están identificados los naufragios que presentan un riesgo para la navegación, pero no se encontraron estudios o datos referidos a su potencial impacto ambiental.

Emisiones a la atmósfera

El tránsito marítimo produce emisiones a la atmósfera que contribuyen a la contaminación del aire, a escala tanto global como regional y local, y, en algunos casos, sus emisiones son equivalentes o mayores a la de otras fuentes terrestres (Salo *et al.*, 2016). Una gran parte del tránsito marítimo se desarrolla en zonas próximas a la costa y, por tanto, los impactos de sus emisiones son más significativos en corredores y zonas de operaciones marítimas y en puertos.

Las emisiones de los buques a la atmósfera comprenden una variedad de contaminantes

globales y locales, con efectos directos en la salud humana, en la biota marina y terrestre y en el clima: gases de efecto invernadero, agotadores de la capa de ozono, promotores de formación de material particulado o de ozono troposférico y de procesos como la acidificación y eutrofización.

Una de las fuentes principales de emisión de los buques son los motores a combustión utilizados para la propulsión y para la operación de generadores eléctricos. Durante la combustión se generan gases y material particulado que son emitidos a la atmósfera por la chimenea e incluyen óxidos de azufre (SOx), de nitrógeno (NOx), material particulado (PM) y compuestos orgánicos volátiles (VOC). El transporte marítimo produce alrededor de 1.000 millones de toneladas anuales de CO₂e (CO₂ equivalente, para expresar todas las emisiones de gases de efecto invernadero o GEI), correspondientes a cerca de un 3% de las emisiones globales de GEI, con una tendencia creciente en el mediano plazo (Moldanová *et al.*, 2022; UNCTAD, 2023; OMI, s. f., International Convention on Civil Liability...).

Las emisiones de los motores a combustión de los buques dependen de su tecnología, el consumo y el tipo de combustible marino, el modo operacional y de si tienen tecnología para el control y el tratamiento de estas emisiones (Salo *et al.*, 2016). La propulsión de los buques generalmente utiliza motores de tipo diésel de 2 tiempos para desarrollar mayor potencia a bajas velocidades, que son más sencillos que los motores de 4 tiempos, pero tienen menor eficiencia de combustión. El combustible marino más utilizado para motores de gran potencia y baja velocidad es

el fueloil pesado (HFO), mientras que los de menor potencia y alta velocidad usan fundamentalmente diésel marino (MDO) o gasoil marino (MGO). En el año 2007 el HFO representaba el 70% del mercado de combustibles marinos (Salo *et al.*, 2016).

En las últimas décadas se han evaluado alternativas para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero del transporte marítimo, fundamentalmente con un cambio de los combustibles. El uso de gas natural licuado (LNG) representa una reducción estimada de emisiones de CO₂ del 20-25% (Salo *et al.*, 2016) y 90% menos de NOx, en comparación con el MFO y el MDO (Walker *et al.*, 2019). Pero un manejo inadecuado o una combustión incompleta pueden invertir esta ventaja por un aumento de las emisiones de CH₄ (Transport & Environment, 2023), un gas con mayor potencial de efecto invernadero que el CO₂. A la vez, deben considerarse las emisiones del LNG en todo su ciclo de vida (producción, refinación, transporte y uso) y otros desafíos para su adopción como combustible marino: seguridad, regulaciones, infraestructura y costos de inversión (Walker *et al.*, 2019). Más recientemente, se han identificado alternativas como el metanol o el amoníaco de bajo carbono, pero aún están en fase experimental o demostrativa.

El transporte marítimo internacional, al igual que el sector aeronáutico, no está sujeto a los compromisos del Acuerdo de París para la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero. No obstante, las revisiones del anexo VI del MARPOL introdujeron dos mecanismos obligatorios para mejorar la eficiencia energética y reducir las emisiones de GEI, vinculados al diseño de nuevos buques.

Las emisiones de óxidos de azufre (SOx, mayoritariamente SO₂), en conjunto con las emisiones de óxidos de nitrógeno (NOx) y amoníaco (NH₃), producen la denominada “lluvia ácida”, que provoca la acidificación de suelos y cuerpos de agua, daños a edificios y estructuras y efectos negativos en la salud humana y la biota terrestre. Los SOx también son precursores para la formación de partículas en la atmósfera, con afectación de la salud humana, la visibilidad y el clima. Estas emisiones están asociadas fundamentalmente al contenido de azufre de los combustibles marinos. Están reguladas por el anexo VI del MARPOL, que ha establecido límites máximos de emisión de SOx y de azufre en combustibles marinos cada vez más exigentes. La regulación más reciente, del año 2020, establece una concentración máxima de azufre de 0,5% en combustibles marinos, que implica el uso de fueloil marino de muy bajo azufre (VLSFO) o gasoil marino (MGO), o la instalación de dispositivos aprobados para el tratamiento de los humos para cumplir con los límites de emisiones (OMI, s. f.). El tratamiento de los humos de combustión (*scrubber*) puede lograr una eficiencia de remoción del SO₂ del 98%, si bien presenta desafíos para su adopción (Walker *et al.*, 2019). Según la OMI, la implementación de estas regulaciones ha logrado una reducción del 70% de las emisiones de SOx del transporte marítimo.

Las emisiones de óxidos de nitrógeno (NOx, comprende NO y NO₂) están relacionadas fundamentalmente con la oxidación del nitrógeno presente en el aire o en el combustible durante la combustión. Sus potenciales impactos incluyen la eutrofización (vía la formación de nitrato atmosférico)

y la acidificación, y son precursores para la formación de ozono troposférico y material particulado. Estas emisiones también están reguladas por el anexo VI del MARPOL, que determina la introducción gradual de modificaciones en los motores de buques y eventualmente la instalación de sistemas de tratamiento. Existen varias alternativas tecnológicas para el control de las emisiones de NOx en buques, con diferentes costos de instalación y operación, vida útil y requerimiento de espacio, pero la más efectiva es la de los equipos de reducción catalítica selectiva (SCR), aunque también es la que requiere mayor costo de capital (Walker *et al.*, 2019).

El material particulado se forma por la combustión incompleta de los hidrocarburos y se estima que globalmente el transporte marítimo emite cantidades similares de partículas primarias que el transporte terrestre (Salo *et al.*, 2016). Su destino en la atmósfera y los riesgos para la salud humana y el ambiente, incluyendo su impacto climático, dependen del tamaño de partícula y su composición. Las emisiones antropogénicas están dominadas por partículas finas, entre 0,002 y 2,5 μm. El número y el tamaño de partículas dependen de las condiciones de combustión (por ejemplo, tipo de motor y carga), mientras que el tipo de combustible y lubricante determina su composición química. Esto no está regulado directamente por el anexo VI del MARPOL, pero en regiones como la Unión Europea existen normativas y límites de emisión.

Las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (VOC) del transporte marítimo provienen principalmente del manejo de petróleo crudo y derivados. Comprenden moléculas

que se evaporan fácilmente en condiciones atmosféricas, aunque en general se excluye el CH_4 por las particularidades de su origen y potenciales impactos. Otras fuentes de VOC en el tránsito marítimo son la evaporación de componentes volátiles en pinturas y solventes, el manejo de combustibles marinos y la combustión. Su tiempo de residencia en la atmósfera depende de la composición (de horas a años). Son de interés por sus efectos en la salud humana —algunos son reportados como potenciales carcinógenos—, pero también en la química atmosférica; son precursores del ozono troposférico y la formación de partículas secundarias (*smog*). Están regulados por el anexo VI del MARPOL, pero solamente para tanqueros, para los que se requiere un plan de gestión y la instalación de sistemas de tratamiento y control de emisiones.

Las sustancias agotadoras de la capa de ozono, en particular los clorofluorocarbonos (CFC) y los hidroclorofluorocarbonos (HCFC) se han usado tradicionalmente como refrigerantes en buques, en particular en los de tipo *reefer*, que cuentan con una planta de refrigeración para controlar la temperatura de la carga (alimentos, productos químicos, gases licuados). El transporte de carga en contenedores refrigerados ha aumentado considerablemente. Alrededor del 80% de los sistemas refrigerados en buques utilizan HCFC-22, seguido por otros tipos de HCFC, aunque algunos buques de pesca usan NH_3 o derivados. Los refrigerantes tradicionales también son poderosos gases de efecto invernadero. Su emisión a la atmósfera se produce por pérdidas en la operación, por desperfectos en los equipos o por el manejo inadecuado del refrigerante durante su

mantenimiento o al final de la vida útil. Están reguladas por el Protocolo de Montreal, el anexo VI del MARPOL y otras normativas regionales más estrictas, lo que ha logrado una reducción en las emisiones y la sustitución de los refrigerantes tradicionales por hidrofluorocarbonos (HFC), que no tienen potencial de agotamiento de la capa de ozono (aunque tienen un alto potencial como gases de efecto invernadero y por tal motivo se espera sean también sustituidos en el futuro).

Además de las regulaciones internacionales para limitar las emisiones a la atmósfera del tránsito marítimo, se han implementado otras estrategias a nivel país o región (Walker *et al.*, 2019), como la penalización, los incentivos y las certificaciones vinculados al desempeño ambiental de los buques, compañías navieras y puertos, y se han discutido sistemas que combinan límites y mercado de emisiones, similares a los del sector energía (por ejemplo, *cap and trade*). El sector tiene oportunidades de mejorar su desempeño ambiental y eficiencia energética para reducir sus emisiones (Singh *et al.*, 2023). Asimismo, se han desarrollado programas para mejorar y certificar el desempeño ambiental de las compañías navieras y los puertos, que incluyen indicadores de calidad de aire y agua, consumo de energía, emisiones de GEI, ruido, gestión de residuos, entre otros aspectos ambientales del transporte marítimo (Walker *et al.*, 2019). Existen tecnologías que pueden reducir estas emisiones: el tratamiento de los humos de combustión con un sistema combinado de *scrubber* y SCR puede reducir las emisiones de NOx en 95% y alcanzar el 99% de eliminación de material particulado y SOx (Walker *et al.*, 2019),

aunque genera un lodo o efluente ácido que presenta un nuevo riesgo si se descarga al mar (Moldanová *et al.*, 2022).

No se identificaron datos o estudios sobre las emisiones del tránsito marítimo en el territorio uruguayo y los últimos inventarios de emisiones a la atmósfera para el territorio nacional tienen un alcance limitado a las fuentes terrestres y no consideran las emisiones de buques. No se puede subestimar la contribución del tránsito marítimo frente a otras fuentes de emisiones a la atmósfera; por ejemplo, los cruceros de pasajeros que operan en Europa emiten más de cuatro veces SO_x que la flota total de automóviles en el continente (Transport & Environment, 2023).

Pesca

La pesca como actividad recolectora y de subsistencia en el espacio costero-marino de Uruguay ya era practicada por poblaciones originarias y desde fines del siglo XIX se explotan los recursos pesqueros a escala industrial, constituyendo una de las actividades más importantes en el territorio marítimo uruguayo. La actividad económica, medida por número de buques y toneladas desembarcadas en Uruguay, tuvo un máximo en la década de 1980 y un marcado descenso desde fines de la década de 1990. Actualmente la pesca industrial nacional muestra las menores tasas de captura en cuarenta años y se enfrenta a una de las peores crisis, por varios factores: el estado biológico de los recursos, cuestiones comerciales y de mercado, conflictos gremiales, el cierre de empresas de gran porte y el deterioro de las flotas (Marín, 2016; Marín *et al.*, 2020; CTMFM, 2021).

En el capítulo 3.3 de este libro se hace una descripción detallada de los recursos pesqueros, incluyendo la zona de operación de la flota industrial nacional (figura 8 de dicho capítulo), pero, a modo de caracterización general, las pesquerías industriales con mayores volúmenes de desembarco son la corvina, la pescadilla y la merluza, mientras que otras especies de importancia comercial incluyen al cangrejo rojo, de explotación actual, atún, pez espada y anchoíta, que no se explotan actualmente. La pesca artesanal (buques de menos de 13,8 m de eslora) tiene un ámbito de actuación muy próximo a la costa, con más de 500 embarcaciones autorizadas (DINARA, 2023). La pesca industrial se desarrolla en un ámbito más amplio, incluyendo el RdIP, el mar territorial y la ZEE e incluso aguas internacionales (Poder Ejecutivo, 2018). Al mes de agosto de 2023 se encontraban vigentes 54 permisos para pesca industrial (DINARA, 2023): 13 buques de bandera nacional para categoría A (merluza; principalmente en la plataforma exterior y talud, entre 60 y 300 metros de profundidad de agua), 34 buques para categoría B (corvina, pescadilla de calada y fauna acompañante; se desarrolla fundamentalmente en el RdIP) y 7 buques para categoría C (cangrejo rojo, atún, pez espada; en quiebre de talud y aguas profundas de la ZEE). A la flota nacional deben sumarse los más de 500 buques de bandera Argentina autorizados a pescar en la denominada zona común de pesca Argentina-Uruguay (ZCPAU) (Poder Ejecutivo, 1974; CTMFM, 2023). Estos buques pueden pescar en el territorio marítimo uruguayo, pero en la práctica su operación está concentrada en aguas jurisdiccionales argentinas o en el RdIP (Global Fishing Watch, 2023).

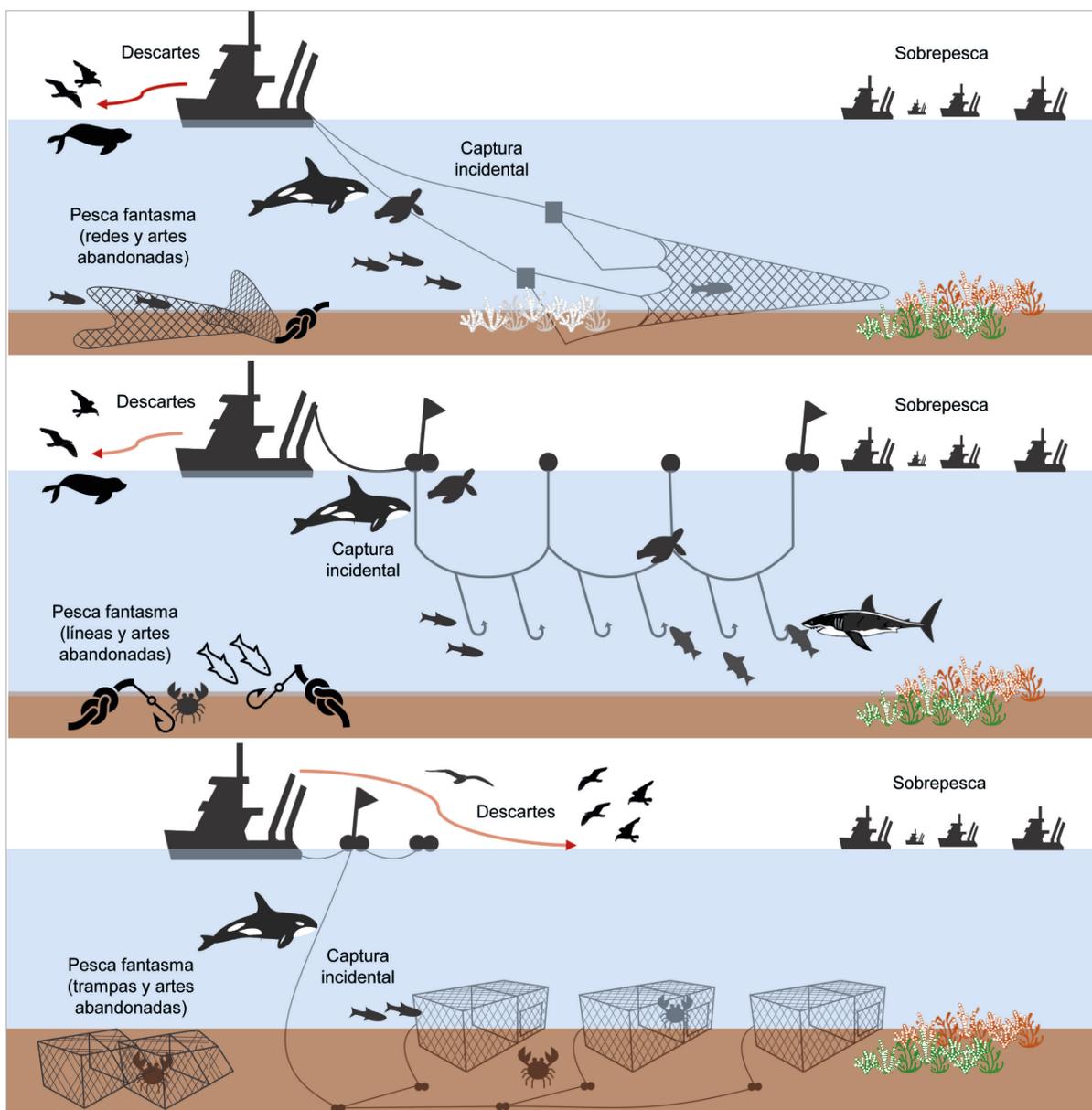


Figura 2: Principales aspectos ambientales asociados a la pesca: a) pesca de arrastre, b) pesca con palangre pelágico, c) pesca con nasas. Adaptado de NOAA (2022).

Los aspectos ambientales de la pesca incluyen los descritos en el apartado anterior para el tránsito marítimo y otros específicos de la actividad, en particular: sobrepesca, interacciones físicas (pesca de arrastre),

captura incidental y residuos de la pesca, indicados en la figura 2. La sustentabilidad ambiental de la actividad se ha abordado de forma parcial y fraccionada (por la autoridad de pesca y la academia), con el objetivo

principal de la preservación de los recursos pesqueros con una mirada productivista y fundamentalmente vinculada a la conservación de determinadas especies de interés o amparadas por acuerdos internacionales (por ejemplo, mamíferos marinos, condricios, aves marinas). En la práctica, la pesca no está sujeta a ningún tipo de autorización o control por el Ministerio de Ambiente.

Sobrepesca

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) define la sobrepesca (*overfishing*) como la reducción de la abundancia de la población de un recurso pesquero por debajo del nivel de explotación sostenible (FAO, 2003). Es un problema global considerado específicamente por la meta 14.4 de los Objetivos de Desarrollo Sustentable (Naciones Unidas, 2018). Se reporta un deterioro creciente desde la década de 1970, con un 35,4% de los recursos pesqueros globales en situación de sobrepesca para el año 2019. En el Atlántico Sudoccidental, el 60% de los recursos evaluados son explotados dentro de niveles biológicamente sostenibles, mostrando una mejora respecto a años anteriores (FAO, 2022). La sobrepesca es un problema que impacta económicamente a la industria pesquera, pero también es un problema ambiental que afecta a las cadenas alimenticias en las cuales participan dichos peces y a otros servicios ecosistémicos que proveen los peces.

Desde el proyecto FREPLATA se indicaba que se habían alcanzado o excedido los límites sostenibles de explotación de varias de las especies comerciales y se identificaban problemas relacionados con el descarte de pesca

y la captura incidental (Brazeiro *et al.*, 2003). De acuerdo con Lorenzo (2016), a partir de mediados de la década de 1980 las capturas por la flota uruguaya de especies tradicionales como merluza, corvina y pescadilla de calada se vieron relativamente limitadas por encontrarse próximas a su estado de plena explotación.

Las comisiones binacionales que administran la ZCPAU han utilizado diferentes instrumentos para la gestión de los recursos pesqueros en esta zona: evaluar el estado de los recursos, restringir el otorgamiento de permisos de pesca, establecer áreas de veda y fijar máximos de captura anuales, entre otras medidas. El estado de los recursos no es en general crítico, pero las principales especies de interés comercial se encuentran bajo planes de recuperación luego de encontrarse en situación de sobrepesca (CTMFM, 2021). La merluza está bajo un plan de recuperación desde el año 2013, luego de que se declarara por la comisión binacional como especie en riesgo biológico, y desde el año 1994 se han establecido zonas de veda estacional para la protección de concentraciones de ejemplares juveniles de la especie, además de fijarse valores de captura total permisible. La corvina se encuentra en estado de plena explotación y bajo un régimen administrativo especial desde el año 2015 y se han establecido diversas medidas para evitar una explotación en niveles no sustentables (fijación de valores de captura total permisible, zonas de veda y exclusión, tamaño mínimo de desembarque y de malla, entre otras). La pescadilla se encuentra próxima al objetivo de sostenibilidad y se han fijado valores de captura total permisible (no se establecen actualmente áreas de veda para la especie, pero juveniles

y adultos son de alguna forma protegidos por el área de veda establecida para condriictios).

Interacciones físicas

Las pesquerías que usan redes de arrastre de fondo (*bottom trawling*) pueden impactar negativamente en los sedimentos y las comunidades bentónicas, con efectos de largo plazo y de alcance regional, lo cual ha sido reportado para el Mar del Norte (Tillin *et al.*, 2006), el mar de Irlanda (Hiddink *et al.*, 2011), el Mediterráneo (Mangano *et al.*, 2013) y Noruega (Olsgard *et al.*, 2008). La magnitud de estos impactos y el potencial de recuperación del hábitat es aún hoy un tema de debate, aunque hay consenso en que la pesca de arrastre constituye una perturbación física y biológica en el fondo marino. El impacto depende de las características del sustrato del fondo marino, el tipo de hábitat y las especies presentes en él, así como del esfuerzo de pesca, su intensidad, frecuencia y escala espacial, el tipo de arte y las prácticas específicas de pesca (Van Denderen *et al.*, 2013; Kaiser, 2019; FAO, 2022).

Los efectos más serios de la pesca de arrastre en el medio biótico se han reportado para hábitats de fondo marino duro dominados por fauna sésil de mayor tamaño (Tillin *et al.*, 2006), que tiene una mayor vulnerabilidad por su longevidad, baja tasa natural de mortalidad y de reproducción. La abundancia de organismos como esponjas, antozoos y corales puede disminuir considerablemente en los fondos barridos por las redes de arrastre (Valdemarsen *et al.*, 2007). Se ha reportado que en áreas de intensa pesca de arrastre las comunidades bentónicas están constituidas por especies más pequeñas con

alta productividad por unidad de biomasa o por epibiota con alta movilidad (Tillin *et al.*, 2006). En fondos blandos o arenosos también se verifica declinación en la abundancia de algunas especies de bentos, pero cambios de menor entidad en la estructura de la comunidad. Se ha argumentado que estos hábitats pueden ser más resistentes a la pesca de arrastre porque están sujetos a altos niveles de variación natural (corrientes, temperatura, salinidad). Se han reportado también efectos indirectos en la comunidad de peces por pérdidas de áreas de refugio y cambios en la dinámica trófica.

La mayoría de la flota industrial que opera en el área de análisis ha utilizado redes de arrastre en diversas modalidades, actualmente: arrastre costero, dirigido a corvina y pescadilla, y de altura, dirigido a merluza (Lorenzo, 2016; Marín, 2016). No se encontraron estudios o publicaciones comprensivos sobre los riesgos de la pesca de arrastre, sólo una referencia general a sus potenciales impactos (Brazeiro *et al.*, 2003) o, más recientemente, la preocupación por la conservación de los corales de agua fría identificados en áreas donde se concentran pesquerías dirigidas a especies demersales (Masello *et al.*, 2021). A partir de datos de macroinvertebrados bentónicos obtenidos en campañas oceanográficas entre 2012 y 2016, Gaitán y Souto (2020) realizaron una comparación entre un área de veda permanente de pesca de arrastre en dicho período y áreas adyacentes. Encontraron diferencias de densidad media de organismos macrobentónicos entre dichas áreas, siendo mayor en el área de veda. Debido a que no se analizó el esfuerzo de pesca en las áreas adyacentes, la menor densidad encontrada puede ser atribuida a factores tanto naturales

como antropogénicos. Por otro lado, no se encontraron diferencias en la riqueza de especies o la composición de las comunidades.

Captura incidental

El término captura incidental (*by catch*) tiene un alcance diferente en cada país y cierta ambigüedad, dependiendo de su uso operativo o regulatorio, pero, en general, refiere a todos los seres vivos capturados no intencionalmente durante las operaciones de pesca y cuya captura está prohibida o no tiene valor comercial (FAO, 2011), diferenciándolo de los descartes (*discards*), que son la porción de la captura total eliminada o que se escapa de las artes de pesca. En la literatura nacional se usa una definición más amplia, comprendiendo al conjunto de las especies capturadas por el arte de pesca que no forma parte de las especies objetivo de la pesquería, ya sean estas comercializadas o descartadas (Domingo *et al.*, 2006).

Las artes de pesca tienen una selectividad limitada y es común que se capturen especies que no son deseadas o individuos de las especies objetivo con características no deseadas. Los individuos de la especie objetivo que superan la talla mínima, junto con otras especies capturadas de valor comercial, son el objetivo primario de la pesquería y es el producto efectivamente desembarcado. Incluye el aprovechamiento de una parte de la captura que por su estado tiene un valor comercial menor o secundario (por ejemplo, mordido, desgarrado). Una fracción de la captura se considera desarte y es devuelta al mar cualquiera sea su estado, porque no tiene valor comercial, y comprende aves, mamíferos y tortugas, especies de aparición muy rara y no

comercializables o individuos de especies comercializables, pero con tallas inferiores a las mínimas permitidas para la venta (Marín *et al.*, 2000).

Los descartes se producen por motivos comerciales o regulatorios o por limitaciones de espacio a bordo del buque de pesca y, comúnmente, los organismos descartados ya están muertos o no son viables. Tienen un efecto directo, por la eliminación de individuos de determinados tamaños (selectividad por tamaño), que puede derivar en cambios genéticos en las poblaciones afectadas, tales como cambios en el crecimiento y el tamaño en la madurez. Por otro lado, el desarte puede cambiar la estructura trófica de un ecosistema entero por la promoción de especies necrófagas (FAO, 2003).

La captura incidental puede ocurrir en pesquerías artesanales e industriales, para todas las prácticas y artes de pesca que son de uso actual en Uruguay: redes de arrastre, palanques (*longline*) o nasas. La captura incidental de especies carismáticas o sujetas a medidas de conservación especiales, como las aves, las tortugas, los mamíferos marinos y los condriictios, tiene particular interés académico y social, y es abordada por acuerdos internacionales para la conservación de la biodiversidad. Representa una amenaza para la conservación cuando el método de captura es multiespecífico o poco específico y no existen mecanismos especiales de regulación o control. El diseño de las artes de pesca, así como de las prácticas y operaciones de pesca, puede prevenir o reducir los impactos de la captura incidental (FAO, 2003; Domingo *et al.*, 2022).

Para el Atlántico Sudoccidental existe información de captura incidental de al menos 22 especies de aves marinas, siendo los albatros y los petreles los principales grupos afectados, aunque también se reporta la captura de pingüinos, cormoranes y gaviotas (Domingo *et al.*, 2006a). Los albatros y petreles son longevos, presentan baja fecundidad, bajo número de crías y un desarrollo lento, por lo cual son grupos muy vulnerables a la captura incidental, lo que ha provocado una declinación global en sus poblaciones. Aunque la captura incidental de aves marinas está mejor documentada para pesquerías que usan palangre pelágico, se ha reportado para varias artes de pesca (en el caso de Uruguay, para 7 artes de pesca y 15 especies de aves marinas).

En la pesca con palangre las aves son atraídas por la carnada y pueden quedar enganchadas en los anzuelos al intentar alimentarse, lo que resulta letal al hundirse la línea. En el caso de palangre demersal, las aves buceadoras pueden llevar carnada y anzuelo a superficie, donde aves más grandes y más agresivas (petreles y albatros) disputan la carnada y quedan enganchadas al anzuelo (Domingo *et al.*, 2022). La captura incidental de aves se produce principalmente durante determinadas maniobras (Marín *et al.*, 2000), como el calado (despliegue de los anzuelos, generalmente a popa del buque) y el virado (recolección de la línea). Se han reportado incluso algunas prácticas de pesca en el Atlántico Sudoccidental que provocan la muerte intencional de aves marinas con el objetivo de reducir la depredación de las carnadas en el palangre, pero estas prácticas no se registran en Uruguay ni en Argentina (Gianuca *et al.*, 2020). Por otro lado, los descartes atraen las

aves a las embarcaciones de pesca para alimentarse y a menudo este acercamiento resulta en la captura incidental en las redes (pardelas, pingüinos y cormoranes) o la colisión con cables (albatros de ceja negra o la gaviota cocinera) (Domingo *et al.*, 2022).

Desde fines de la década de 1970 se ha identificado a la captura incidental como una de las principales amenazas que deben reducirse (Domingo *et al.*, 2022) y se han establecido diversos instrumentos multilaterales y directrices para la conservación de aves marinas, en particular el Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y Petreles, ratificado por Uruguay (Poder Legislativo, 2008b; ACAP, 2024). Se han definido varias medidas para mitigar la captura incidental de aves marinas y algunas soluciones tecnológicas ya han sido adoptadas por las pesquerías de Uruguay y Argentina. Existe otro tipo de medidas de mitigación que no se han adoptado aún en esta región, como el establecimiento de áreas o temporadas de veda, la modificación de las temporadas de pesca o la prohibición de un determinado arte de pesca.

Las tortugas marinas pueden quedar atrapadas en todo tipo de artes de pesca, lo que puede provocarles heridas e infecciones. Cuando las tortugas permanecen mucho tiempo enganchadas o atrapadas en profundidad, hay un riesgo de ahogamiento, porque no pueden emerger a la superficie para respirar. En el caso de las redes de arrastre, existe riesgo de captura incidental de tortugas porque pasan parte de su ciclo vital en el fondo, produciéndoles muerte por ahogamiento, lesiones por el peso de la captura encima de ellas o por las maniobras cuando la red es vaciada en cubierta, además de estrés

por la captura y descarte (NOAA, 2022). En las pesquerías de palangre, los anzuelos pueden penetrar las aletas, la cabeza, la boca o el cuello de las tortugas y si un animal se traga el anzuelo este puede quedar atrapado en su tracto digestivo, afectando su alimentación y digestión con riesgo de muerte. En las pesquerías que usan trampas de fondo (nasas), las líneas verticales que corren desde las nasas hasta la boya superficial pueden atrapar a las tortugas alrededor de las aletas, el cuello o el caparazón.

En Uruguay la captura incidental de tortugas marinas por la pesca industrial con palangre pelágico está muy bien documentada y se reconoce como un problema de conservación, (Giffoni *et al.*, 2014), por redes de arrastre (Laporta *et al.*, 2013), por las pesquerías artesanales que usan redes de enmalle en la costa del RdIP y el océano Atlántico (Lezama *et al.*, 2003) e incluso por las pesquerías deportivas y de subsistencia. Esta interacción con diversas pesquerías es un fenómeno que, al menos a escala regional, es reconocido como la principal causa de mortalidad en individuos juveniles y adultos (Domingo *et al.*, 2006b).

Organizaciones de la sociedad civil e investigadores han monitoreado la interacción de tortugas marinas con las pesquerías y han identificado otras amenazas además de la captura incidental, como la pesca fantasma, la pesca de subsistencia con redes en la costa, actividades ilegales y la interacción con residuos marinos. A partir de los reportes de varamientos de tortugas a lo largo de la costa uruguaya, se ha encontrado que su origen, además de la captura incidental, también responde a colisiones con embarcaciones y a la presencia de restos de pesca y residuos

plásticos en su tracto digestivo (Laporta *et al.*, 2013).

Los mamíferos marinos son otro grupo con riesgo de captura incidental por distintos tipos de pesquerías (NOAA, 2022). Los que se alimentan en el fondo o cerca del fondo y, en general, todos los mamíferos que se alimentan o migran en áreas de pesca de arrastre están en riesgo de ser atrapados en las redes y líneas. En las pesquerías con palangre, pueden ocurrir enganches en los anzuelos o atrapamiento con las líneas; por ejemplo, las orcas son conocidas por robar la carnada o la pesca de los palangres. En las pesquerías con trampas de fondo, pueden quedar atrapadas en las líneas que conectan las nasas entre sí o hacia las boyas superficiales. El atrapamiento puede ocasionar laceraciones, heridas penetrantes y agotamiento de diversas especies de mamíferos marinos, con riesgo de ahogamiento si los individuos no pueden liberarse y llegar a la superficie para respirar.

En Uruguay se encuentran reportes de captura incidental de mamíferos marinos tanto para la pesca industrial con palangre pelágico como para la pesca artesanal en la zona oceánica. En las pesquerías de palangre pelágico predan tanto la carnada como la captura y como resultado quedan enganchados en los anzuelos o enredados en la línea. A partir de datos de observadores de la flota atunera, entre los años 1987 y 2007 el número de capturas reportadas fue relativamente bajo y en su mayoría los individuos fueron liberados vivos (Passadore *et al.*, 2008). La mayoría de estas capturas corresponde a pinnípedos, seguidos por cetáceos odontocetos. Un caso particular es la interacción de pinnípedos con la pesca artesanal en áreas costeras (por

ejemplo, lobo marino *Arctocephalus australis* y león marino *Otari flavescens*), atribuyéndoles los pescadores el ataque y la predación de sus capturas, la destrucción de sus artes de pesca y la competencia por aquellos peces que componen su dieta, que podría derivar en una menor disponibilidad y captura de las especies comerciales. No se descarta que los pescadores utilicen mecanismos para espantar a los pinnípedos, en ocasiones agresivos, para evitar estos perjuicios. Sin embargo, los datos no son concluyentes en que exista dicho perjuicio o en que esta interacción sea determinante en las capturas de la pesca artesanal (Szteren y Lezama, 2006). En el caso de las pesquerías artesanales, la ocurrencia de individuos de franciscana (*Pontoporia blainvillei*) encontrados muertos en las playas se ha relacionado con la captura incidental por dichas pesquerías (Del Bene *et al.*, 2006). Se han reportado valores de captura incidental de franciscana en pesquerías artesanales con redes tipo *gillnet* en el estuario del RdIP y la costa oceánica (Franco-Trecu *et al.*, 2009). Los registros de captura incidental de franciscana en la región datan al menos de mediados del siglo XX y este aspecto de la pesca se reconoce como la mayor amenaza para la conservación de la especie, en particular por la interacción con la pesca artesanal de tiburones (Secchi *et al.*, 2021).

También se ha estudiado y elaborado planes de acción específicas para condriactos (como tiburones y rayas), y se ha reportado que de las aproximadamente 100 especies registradas en aguas uruguayas muchas son capturadas por diferentes pesquerías, tanto de forma incidental como dirigida (Domingo *et al.*, 2008). Un ejemplo es la captura incidental de elasmobranchios, en especial tiburones, por

la pesquería de atún y pez espada que se realiza con palangre pelágico, que actualmente no está operativa pero tuvo un desarrollo importante en décadas pasadas. El estudio de los desembarques de esta pesquería en el período 1981-1998 (Domingo, 2000) reportó un aumento de la captura incidental de varias especies de tiburones (con mayor incidencia del tiburón azul) hacia el final del período, llegando a comprender entre un 20% y un 40% de los desembarques. Se observó, además, que la mayoría de los elasmobranchios capturados se devolvía muertos al mar (o sin posibilidades de supervivencia), previa extracción de sus aletas.

Residuos de la pesca

La pesca genera residuos característicos, además de los típicos que se describen en el apartado sobre tránsito marítimo. Un caso particular son las artes de pesca perdidas o abandonadas en el mar, que continúan capturando o atrapando organismos, lo que se denomina pesca fantasma (*ghost fishing*). Es generalmente fatal para estos organismos y es una situación que puede continuar por mucho tiempo, pues las artes son generalmente fabricadas con material sintético de alta duración que no se degrada rápidamente en el mar (FAO, 2003). Se estima que alrededor de un 10% de todos los residuos en el ambiente marino son artes o elementos de pesca y en las áreas de pesquerías comerciales esta cifra puede ser mayor (Angiolillo, 2019). Comprende una diversidad de residuos y tipos de materiales: fragmentos o redes enteras, líneas (monofilamentos, acero recubierto con vinilo), cuerdas, señuelos, envases, flejes, trampas. Se han postulado medidas de prevención o reducción de la pesca

fantasma, tales como mejores prácticas de pesca y uso de artes, diseño de las artes y prácticas para reducir su pérdida o el uso de materiales biodegradables.

Las artes de pesca pueden perderse en forma accidental, por diversas causas (Lively y Good, 2019): climáticas, por enganche con obstáculos o por las malas condiciones del arte. Cuando la pérdida es accidental, generalmente los pescadores intentan localizar y recuperar sus artes, porque tienen un costo significativo. Una parte de las artes perdidas es recuperada por los pescadores, pero la topografía de fondo puede impedirlo y los vientos y corrientes pueden alejarlas del sitio donde se perdieron. En ocasiones, las artes se abandonan o eliminan intencionalmente en el mar, como forma de disposición final, por vandalismo, pesca ilegal o no reportada. Existe poca información respecto a la frecuencia de pérdida de artes y cuánto tiempo quedan estas en el mar. El problema se agravó cuando se comenzó a utilizar materiales sintéticos, los cuales tienen mayor persistencia en el ambiente marino que los materiales naturales y biodegradables y producen pesca fantasma y otros efectos adversos por un período mucho más prolongado. En ocasiones, las artes perdidas o abandonadas se concentran cerca de la costa, pero el viento y las corrientes pueden transportarlas a aguas más profundas.

Las nasas (potes o trampas) son artes de pesca utilizadas para una variedad de especies, en particular cangrejo y langosta, que se apoyan en el lecho marino y funcionan como jaulas, permitiendo el ingreso de la especie objetivo, generalmente atraída por una carnada, y su captura por algún mecanismo que

impide el escape del individuo. Una vez que se pierden o abandonan en el fondo marino, las nasas pueden seguir pescando por más de un año, aunque la carnada sólo dure un par de semanas (Lively y Good, 2019). Algunos organismos buscan refugio en las nasas y cuando quedan atrapados mueren debido a inanición, los predadores, canibalismo o por la mala calidad del agua dentro de la nasa. Con el tiempo, el riesgo de pesca fantasma se reduce por deterioro de las nasas, permitiendo que los organismos puedan escaparse, o porque quedan enterradas o las incrustaciones impiden el ingreso de organismos.

Generalmente, se asocia un menor riesgo de pesca fantasma a las redes de arrastre que a las inmóviles (fijas al fondo o suspendidas) porque los monofilamentos son de mayor diámetro y esto alerta a los organismos y previene su captura (Lively y Good, 2019) y, además, su mayor costo respecto a las inmóviles predispone a un mayor cuidado y menores pérdidas de estas artes. No obstante, pueden constituir la mayoría de los residuos de pesca encontrados en las zonas de acumulación global. Pueden seguir pescando por un par de meses a años, con altas tasas de mortalidad. Son poco específicas para especies y se han registrado atrapamientos de peces, crustáceos, rayas y calamares.

En Uruguay se han documentado los efectos de residuos de la pesca en diversas especies; en particular, para tortugas marinas se han observado individuos enredados con porciones de redes de enmalle, anzuelos y tanzas de pesca de palangre pelágico y deportiva, además de otros residuos de diverso origen como cabos, flejes y bolsas plásticas (Laporta *et al.*, 2006). En el estudio de Chocca *et al.*

(2013) citado anteriormente, se registró que cerca de la costa predominaron los residuos plásticos, mientras que en las áreas de pesca de altura de la ZCPAU predominaron los residuos asociados a dicha actividad.

Los residuos que sedimentan en los fondos marinos representan un peligro para los organismos sésiles, como esponjas y corales. Por ejemplo, la acción abrasiva de estos objetos, movidos por las corrientes de fondo, provoca daños físicos a las colonias de corales y otros organismos, ocasionando una remoción progresiva de sus tejidos, y los hace más vulnerables a infecciones de bacterias y parásitos. La estructura de corales desnudos es rápidamente ocupada por otros organismos, lo que provoca una reducción crónica de este ecosistema. Se han reportado estos efectos en diversos lugares afectados por artes de pesca, tanto de arrastre como palangre, incluyendo corales de agua fría. También se ha documentado la acción mecánica de residuos de redes de pesca en la morfología de fondo, suavizando la topografía, provocando la resuspensión de sedimentos y afectando la estructura física natural de estos hábitats (Angiolillo, 2019).

Otros residuos específicos de la pesca son los descartes de captura, pescados o sus restos, que se tiran al mar, generados por la baja selectividad de las artes de pesca o cuando se requiere utilizar la capacidad de bodega con especies de mayor valor (Domingo *et al.*, 2022). Se mencionó antes que estos residuos aumentan la captura incidental de aves, pero también pueden producir alteraciones en aves y otras especies, por la disponibilidad y la cantidad de alimento, que es aprovechado en forma diferente por cada especie.

Otros impactos

Otro aspecto a mencionar es la superposición espacio-temporal y la competencia por recursos de las pesquerías con ciertas especies, como se ha estudiado para el león marino sudamericano (*Otaria flavescens*) y las pesquerías costeras en Uruguay (Riet Sapriza *et al.*, 2013). En este estudio se observó solapamiento entre los viajes forrajeros de las hembras durante el verano y la zona de operación de la flota pesquera de arrastre, pero no se encontró una correlación con la disminución de las poblaciones del león marino.

Transbordo de cargas

El transbordo de cargas es una operación marítima en la cual un buque transfiere materiales (contenedores, mercancías, suministros, combustible, entre otros) hacia o desde otro buque o instalación fija. Suele tener un motivo comercial, aunque en ocasiones se realiza por cuestiones de seguridad del buque o la navegación. Generalmente los países definen reglas específicas para el transbordo de cargas dentro de su jurisdicción, además de las establecidas internacionalmente. Su principal aspecto ambiental está relacionado con la descarga al mar de los materiales que son transbordados, en particular hidrocarburos y productos químicos peligrosos, debido a accidentes en la operación o, eventualmente, en forma deliberada. Otro aspecto es la ocupación de espacio y el potencial conflicto de uso de dicho espacio con otras actividades y usos marítimos.

Las operaciones de transbordo identificadas para el RdIP y la ZEE son: el alije, *top-off*,

bunkering, *ship-to-ship* (STS) y la descarga en boya petrolera. Cuando un buque le cede parte o la totalidad de su carga a buques de menor porte para alivianar su peso y ampliar el calado, se denomina alije, y el proceso reverso, la transferencia de carga desde buques de menor tamaño, se denomina complemento de carga o *top-off*. La operación de transferencia de combustible y lubricantes marinos a un buque para su uso exclusivo en el funcionamiento de las máquinas a bordo se denomina *bunkering* y puede ser realizada en puerto o en las zonas de operaciones marítimas usando buques especializados que suministran estos combustibles. Las operaciones STS involucran la transferencia de petróleo crudo o derivados entre buques tanque, emparejados (en movimiento) o fondeados; cuando el buque que transfiere los hidrocarburos es de mayor tamaño la operación se denomina *lightering* y cuando es menor, *reverse lightering*. Las operaciones de entrega, recepción o alije de hidrocarburos y otras mercancías peligrosas que se realicen entre buques o con boya, en aguas de jurisdicción nacional, excluyendo operaciones en puerto y *bunkering*, son controladas por la Prefectura Nacional Naval (PRENA, 2012b) (ver en el capítulo 1.4 de este libro las regulaciones que aplican al *bunkering* y al STS).

En el marco del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo, se definieron zonas de transferencia de carga dentro del RdLP, cuya ubicación se ha ido actualizando y hoy en día en la parte uruguaya se encuentran las zonas Alfa y Delta, una zona de “fondeo y servicios” y las zonas de espera y fondeo “Este” y “Oeste” (Marín *et al.*, 2013, 2018). En particular, en las zonas Alfa, Delta y la “zona de fondeo y servicios” se realizan operaciones

de *bunkering* y en la zona Delta también se realizan operaciones STS. En 2008 entró en vigencia el Convenio Internacional sobre Responsabilidad Civil ante Daños Ambientales por Operaciones de Bunkering (IMO, 2024a), que busca asegurar una compensación efectiva y oportuna por los daños asociados a derrames de hidrocarburos durante estas operaciones y que no ha sido ratificado aún por Uruguay. En el capítulo 4.4 de este libro se presenta un mapa de ubicación de las zonas de transferencia indicadas (figura 5 de dicho capítulo).

La autoridad marítima ha definido zonas de maniobras para STS en el océano Atlántico, actualmente ubicadas a aproximadamente 40 M al sur de La Paloma (PRENA, 2012b, 2017). De acuerdo a consultas al sector marítimo, se observa un aumento del STS en esta zona, lo que ha permitido desarrollar servicios de apoyo locales, incluyendo flotas dedicadas, pero también la necesidad de regulaciones para la prevención y la respuesta a derrames, teniendo en cuenta los importantes volúmenes de petróleo crudo que se transfieren y también la introducción de un potencial conflicto por la superposición con áreas de interés para la pesca de arrastre industrial costera (Marín *et al.*, 2013, 2018). Durante la operación de STS uno de los buques se mueve en una dirección constante a baja velocidad, mientras que el otro se acerca realizando el procedimiento de aproximación (Ventikos y Stavrou, 2013) y la transferencia se realiza con ambos buques emparejados en cursos paralelos y a una velocidad similar. En Marín *et al.* (2018) puede observarse un ejemplo de la trayectoria circular de los buques durante una operación STS, que lleva de horas a un par de días.

A partir de una solicitud de acceso a información pública (MDN, 2023), se informó que las operaciones de STS se realizan bajo la supervisión de la Prefectura Nacional Naval y los buques deben contar con un plan aprobado para las operaciones elaborado con base en manuales, guías de referencia y las normas específicas adoptadas por la OMI y agregadas al anexo I del MARPOL (OMI, 2009). Se exigen seguros con cobertura en caso de derrames y la contratación de una empresa registrada que brinde el servicio de control y respuesta ante derrames de hidrocarburos (PRENA, 2015b,c). Para el año 2021 se informaron 16 operaciones de STS en la zona Delta, comprendiendo un total de 230.000 m³ de líquidos (no se identifica el producto) y 21 operaciones de *bunkering* en la zona de fondeo y servicios, por un volumen total de 2.611 m³ de combustibles marinos. Complementariamente, observando las trayectorias de los buques nacionales que brindan servicios de apoyo a estas operaciones (Global Fishing Watch, 2023) es posible identificar que durante prácticamente todos los meses de 2021 se realizaron operaciones STS en la zona de maniobras, pero se desconocen los volúmenes de petróleo crudo transferidos.

Aunque el número de STS ha crecido significativamente en el mundo, debido a razones operativas o comerciales, se han registrado pocos accidentes vinculados a dichas operaciones, reportando derrames en solamente un 0,6% de los casos y menos de la mitad de estos derrames llegaron al mar (Ventikos y Stavrou, 2013). El riesgo de incidentes está vinculado a las condiciones meteorológicas y oceanográficas, la maniobrabilidad de los buques, el entrenamiento y la calificación

del personal involucrado y las condiciones del equipamiento para realizar la operación, siendo fundamental contar con un plan de contingencia y tener a disposición los medios adecuados para dar respuesta a los eventuales derrames de hidrocarburos.

Otra operación de transbordo relevante es la descarga de petróleo crudo en la boya petrolera, ubicada a 3,5 km de la costa en la Terminal del Este de ANCAP (ANCAP, 2023a). Se trata de una monoboya de acero de 10 metros de diámetro, anclada al lecho marino y conectada a la terminal mediante un oleoducto submarino de acero, de 90 cm de diámetro, revestido exteriormente con hormigón armado y fijo al lecho marino. En la operación de descarga, los tanques de los buques petroleros se conectan a la boya mediante tuberías flotantes (“manguerotes”: 250 m de largo y 50 cm de diámetro interno). La operación de descarga lleva alrededor de 24 horas y tiene supervisión continua de buques de apoyo con capacidad de respuesta ante derrames e incendios. La boya petrolera opera desde el año 1978 e incluye un oleoducto terrestre hasta la refinería de La Teja, en Montevideo. Anteriormente, las operaciones de descarga de crudo se realizaban en la Terminal Marítima de La Teja, en Montevideo, que se sigue utilizando para la descarga y la expedición de derivados de petróleo (ANCAP, 2023b): gasoil, GLP, combustibles que se transportan por vía marítima a las terminales de Juan Lacaze y Paysandú, exportaciones vía marítima y *bunkering*. En el año 2021 se realizaron 17 operaciones en la boya petrolera, con un promedio de 940.000 barriles de crudo por desembarque (ANCAP, 2023d). De acuerdo con una revisión en la prensa, en los últimos cinco años

se han reportado tres derrames en la boya petrolera, de menor magnitud (tier 1, menos de 15 m³), asociados a fallas en los sistemas de transferencia, y en un solo caso se registró afectación de la costa y la fauna.

Cables submarinos

El territorio marítimo uruguayo tiene una larga historia de tendido de cables submarinos de telecomunicación, comenzando con los cables telegráficos instalados a partir del siglo XIX, que permitían la comunicación en esta región del Atlántico Sur, entre Buenos Aries, Montevideo y Río de Janeiro (Marín *et al.*, 2021). Los cables coaxiales submarinos fueron la siguiente tecnología en transmisión de información, a mediados del siglo XX, pero no hay registros de este tipo en Uruguay. A partir de 1994 comienza la instalación de cables de fibra óptica sobre el lecho marino de la ZEE, llegando a un total de 8 documentados actualmente: 6 operativos con algún segmento inactivo, 1 retirándose y 1 en instalación, cuya ubicación se ilustra la figura 9 del capítulo 4.4 de este libro. No existen tendidos de cables de transmisión o potencia en la jurisdicción marítima uruguaya, aunque sería un tema a estudiar en el caso de eventuales emprendimientos energéticos marinos en el futuro (por ejemplo, parques eólicos marinos).

Los cables de fibra óptica tienen un diámetro exterior de entre 20 y 50 milímetros, y una infraestructura auxiliar fija al lecho marino también reducida, así que su presencia física es relativamente ínfima comparada con su extensión, de cientos a miles de kilómetros entre cada estación en la costa. Es comúnmente

aceptado que, en general, los cables submarinos no tienen impactos ambientales significativos en el medio marino (Burnett *et al.*, 2015; Arellano Rodríguez, 2021), aunque algunas instituciones, como la Comisión de la Convención para la Protección del Ambiente Marino en el Atlántico Nororiental (OSPAR), han adoptado un enfoque más cauteloso (Merck y Wasserthal, 2009; Sinclair *et al.*, 2023). La significación de estos potenciales impactos depende del tipo de cable, del método utilizado para la instalación, la reparación y la extracción, y de las características y vulnerabilidad del hábitat atravesado por el cable.

En aguas someras hasta alrededor de 1.000 metros de profundidad el cable es generalmente enterrado, por lo cual su tendido involucra la excavación de una trinchera de 1 a 2 metros de profundidad en el lecho marino y ocasionalmente requiere operaciones de reparación y sustitución de un segmento dañado del cable. Al final de su vida útil, por cuestiones regulatorias o comerciales, el cable puede ser retirado y esta operación involucra trabajos en el lecho marino y la columna de agua, que pueden producir una perturbación del fondo marino con efectos como aumento en la turbidez, modificación de la estructura sedimentaria, removilización de contaminantes presentes en los sedimentos, ruido y perturbación visual (OSPAR, 2012). La mayoría de estos efectos están restringidos a las operaciones, o sea, con una baja frecuencia en la vida útil o de obsolescencia del cable, de extensión limitada (alrededor de 10 metros en el entorno del cable) y potencialmente reversible. Algunas especies bentónicas pueden evitar estas perturbaciones y alejarse, mientras que otras

especies sésiles o frágiles van a estar más expuestas a estos impactos. La resuspensión de sedimentos puede reducirse con buenas prácticas de instalación y extracción del cable, pero, aun así, dependiendo del tipo de sedimentos, puede obstruir los mecanismos de filtración de algunos organismos bentónicos y pelágicos, al menos temporalmente. La removilización de contaminantes, incluyendo nutrientes, es un aspecto a considerar en áreas marinas afectadas por actividades humanas, cerca de puertos, descargas urbanas o industriales.

La instalación del cable, algunas operaciones de mantenimiento y la extracción al final de su vida útil producen una perturbación o modificación del fondo marino a lo largo del tendido, aunque en un espacio muy limitado y con una frecuencia muy baja (Carter *et al.*, 2009). La perturbación puede ser de pequeña escala y corta duración en hábitats y comunidades con un alto potencial de recuperación o de largo plazo con un potencial de pérdida de hábitat, aunque con una afectación espacial relativamente acotada. La instalación puede involucrar la limpieza del lecho con una herramienta de arrastre y, si el cable se entierra, la excavación de una zanja de alrededor de 1 metro de profundidad con una herramienta tipo arado. El impacto de estas herramientas en la morfología y la composición del fondo marino depende de sus condiciones originales: los fondos blandos se recomponen rápidamente por efecto de corrientes y mareas, pero en fondos consolidados quedan las huellas de estas operaciones. En ocasiones se usa un *jet* de agua a presión para cavar la zanja, lo que puede provocar una afectación más amplia del lecho marino por suspensión y sedimentación de los sedimentos desplazados.

En algunos países se requiere el uso de herramientas y prácticas mejoradas para minimizar la perturbación en hábitats sensibles, así como la evaluación y el monitoreo de estas perturbaciones y de la capacidad de restauración natural del lecho marino. En los tramos donde el cable no está enterrado, en particular aguas profundas, el movimiento del cable por efecto de las corrientes y mareas puede generar una interacción física dañina para ciertas especies (por ejemplo corales de agua fría).

El cable y, en algunos casos, rocas u otras protecciones del cable utilizadas en fondos blandos introducen un sustrato artificial para el crecimiento y el refugio de varias especies, y, por lo tanto, se presentan los mismos riesgos de perturbación de la comunidad bentónica natural discutidos en apartados anteriores. Se ha postulado que las zonas de protección de cables submarinos pueden actuar de hecho como un área marina protegida, promoviendo la conservación de hábitats o especies de interés dentro de una zona libre de algunas actividades humanas como el fondeo de buques o la pesca (Carter *et al.*, 2009). Sin embargo, esta idea no ha podido ser probada en las zonas de protección de cables donde se ha estudiado el estado de conservación y se ha comparado con el entorno, y, en general, se asume que no existen diferencias significativas en la abundancia y la diversidad de especies en el cable respecto al entorno (Burnett *et al.*, 2015).

El cable de telecomunicaciones puede transportar energía eléctrica para alimentar equipos repetidores, que permiten mantener la intensidad de la señal y se instalan entre tramos de cables cada aproximadamente 70

kilómetros (Carter *et al.*, 2009), pero se entiende que los campos electromagnéticos inducidos por este tipo de cables es poco significativo (Sinclair *et al.*, 2023). La emisión de calor, por disipación de la energía eléctrica transportada, es un aspecto a considerar para cables de potencia, pero no está reportada para cables de telecomunicación (OSPAR, 2012; Sinclair *et al.*, 2023).

En los cables telegráficos se ha reportado una decena de incidentes de atrapamiento de mamíferos marinos, pero los registros de fallas de cables submarinos modernos no indican ningún incidente de este tipo a partir de la década del sesenta (Carter *et al.*, 2009).

La descomposición y la liberación de materiales y sustancias que componen el cable están muy limitadas por la protección de polietileno exterior del cable (Carter *et al.*, 2009). La baja exposición a radiación solar de la protección de polietileno, por la profundidad de agua o el enterramiento del cable, previene su degradación, además de las bajas temperaturas imperantes para la eventual descomposición por microorganismos.

En cuanto al ruido, se considera que los niveles máximos de presión acústica generados durante las operaciones de instalación, mantenimiento y extracción del cable son de leves a moderados, similares a los del tránsito marítimo por otras actividades (OSPAR, 2012; Sinclair *et al.*, 2023).

La definición de la ruta de tendido óptima del cable generalmente involucra la adquisición de datos geofísicos, geológicos y geomecánicos sobre la trayectoria preliminar (Burnett *et al.*, 2015), pero, en general, se acepta que estos métodos tienen un impacto

poco significativo. Cuando se usan métodos geofísicos acústicos o electromagnéticos, aplica el requerimiento de autorización ambiental (Poder Ejecutivo, 2016).

El destino del cable al final de su vida útil es un tema de debate: retirarlo o dejarlo inactivo en el sitio. Algunas legislaciones requieren su extracción (Fígoli Pacheco, 2018). Los cables inactivos pueden ser un problema cuando el uso del lecho marino está congestionado por la instalación de otros cables, tuberías o cualquier otra infraestructura. En el caso de requerir su extracción, debe asegurarse que el operador va a cumplir financieramente con esa obligación, a través de un sistema de garantías. En Uruguay se identifica sólo una operación formal de extracción en curso para el cable Atlantis II, en aguas profundas de la ZEE (Fígoli, A., 2023, comunicación personal). Es posible que los cables telegráficos hayan sido extraídos sin reportar debido a su valor (cables de cobre) y no hay registros de que el segmento A del cable Unisur, inactivo, haya sido retirado.

En Uruguay la instalación de cables submarinos no está sujeta a una autorización ambiental previa, salvo cuando implica obras en la faja de defensa de costas, como sucedió con los cables Bicentenario, Tannat y Firmina (Ministerio de Ambiente, 2024). Estos proyectos fueron clasificados como categoría A, o sea que no requirieron la presentación de estudios de impacto ambiental. Algunos países han establecido procedimientos para la autorización de cables submarinos en la ZEE, en particular cuando atraviesan áreas ecológicamente sensibles o de interés (Burnett *et al.*, 2015). Generalmente, las regulaciones locales requieren que el proponente realice

un análisis de los impactos ambientales de las obras de instalación, mantenimiento y extracción del cable submarino propuesto (Carter *et al.*, 2009), aunque el alcance de este análisis varía entre países y depende de la ubicación del cable, requiriéndose en algunos casos un estudio de impacto ambiental. Estos procedimientos, en general, buscan que el Estado ribereño tenga opinión y decisión sobre la selección de la ruta del cable, de las tecnologías y métodos de instalación, y de las ventanas temporales más adecuadas para minimizar los impactos.

Con el objetivo de prevenir daños a los cables submarinos, en Uruguay se han definido zonas de protección de 1 M a lo largo de su trazado, donde están prohibidos la pesca de arrastre y el fondeo (PRENA, 2011, 2015a) y, en general, cualquier tipo de actividad que mantenga total o parcialmente contacto con el fondo (Poder Ejecutivo, 2011). Esta regulación ha generado debates y conflictos respecto a la ocupación efectiva que estos cables hacen del espacio marino (Marín *et al.*, 2021), que se estima en 12.000 km² en la ZEE y el mar territorial uruguayos. Recientemente se ha discutido la definición de corredores para la instalación de nuevos cables (Fígoli Pacheco, 2018), lo cual permitiría minimizar la ocupación de espacio, restringir los eventuales impactos en el fondo marino y optimizar la vigilancia. Este concepto se aplicó en la instalación del cable Firmina, con un trazado paralelo a cables preexistentes en aguas someras (Domínguez, J., 2023, comunicación personal).

Se han elaborado documentos de buenas prácticas ambientales (OSPAR, 2012), con recomendaciones para prevenir o mitigar

los potenciales impactos del cable, desde su diseño e instalación, hasta la operación y el fin de la vida útil. Cuando no es requerida una autorización ambiental para estos proyectos por la regulación nacional, de todas formas, se aconseja que la parte contratada o responsable del proyecto realice un estudio de impacto ambiental. En particular, la selección de la ruta de tendido del cable debería considerar los aspectos ambientales, además de la ingeniería y economía del proyecto; es preferible que la ruta evite áreas ecológicamente sensibles y prevenga el conflicto con otros usos y actividades, además de buscar la distancia mínima, el acoplamiento con cables y tuberías existentes cuando es posible y seguro realizarlo, y reducir el número de cruces con otros cables y tuberías. Los períodos definidos para la instalación también deben considerar la estacionalidad, es decir, especies que hacen uso de ciertas áreas durante el año para su refugio, alimentación, migración, reproducción, cría, desove o cualquier otra etapa del ciclo de vida que determine una mayor vulnerabilidad.

Exploración de hidrocarburos

La exploración de petróleo y gas en la plataforma continental del Uruguay comenzó en la década del 1970 con campañas de sísmica 2D marina hasta la perforación de los pozos de exploración Lobo X-1 y Gaviotín X-1 en la Cuenca Punta del Este, en el año 1976, que no encontraron acumulaciones de hidrocarburos. Durante los años siguientes la exploración fue esporádica hasta fines del siglo XX y tuvo un repunte significativo a partir del año 2011, con campañas de sísmica

2D y 3D, exploración geoquímica y electromagnetismo, y la perforación del pozo de exploración Raya X-1 en el año 2016, el cual tampoco encontró acumulaciones. El interés por la exploración costa afuera (*offshore*) de Uruguay disminuyó y no hubo actividad después del año 2017 (Gristo *et al.*, 2021). Recientes descubrimientos en la Cuenca Orange, en Namibia, han reactivado el interés en el Atlántico Sudoccidental, con áreas adjudicadas para exploración en Uruguay, el norte de Argentina y el sur de Brasil, y compromisos de sísmica y perforación en toda la región. En la literatura técnica y las regulaciones del sector se identifican dos tipos de actividades de exploración *offshore* con aspectos e impactos ambientales potencialmente significativos: la sísmica marina y la perforación de pozos de exploración, que se detallan a continuación.

Sísmica marina

La sísmica marina es un método fundamental para la exploración *offshore* y consiste en una fuente que emite un pulso acústico controlado que se transmite como onda de presión en la columna de agua y el subsuelo. Una parte de la energía acústica se refleja hacia la superficie cada vez que encuentra un cambio de impedancia acústica y esta reflexión se recibe y registra en receptores próximos a la superficie del agua. Operativamente, un buque sísmico remolca un conjunto de fuentes de sonido y un cable, o cables, sísmico (*streamer*) que contiene los receptores (hidrófonos) registra las reflexiones de la onda acústica. La fuente son los denominados cañones de aire (*airguns*), que generan un pulso acústico cada 10-20 segundos por la liberación instantánea del aire comprimido.

Debido a la longitud del cable sísmico, que puede llegar a 15 kilómetros, el buque navega a alrededor de 5 nudos con maniobra restringida y realiza en general trayectorias rectilíneas predefinidas y paralelas. Generalmente se utiliza un buque de compañía (*chase boat*), que verifica que la trayectoria del buque sísmico esté libre de obstáculos, y un buque de aprovisionamiento (*supply vessel*) para el suministro de combustible y otros insumos al buque sísmico.

El método también se utiliza para investigación geológica, con fines académicos o para la determinación de la jurisdicción marítima, o para la instalación de infraestructura marina (por ejemplo, aerogeneradores marinos, cables submarinos y fundación para diversas obras marinas), en ocasiones usando fuentes de alta frecuencia y cables sísmicos más cortos para la caracterización de los sedimentos someros.

Su aspecto ambiental más importante es el ruido producido por la fuente y sus potenciales impactos en la fauna marina, en particular en mamíferos marinos y en peces, y la ocupación de área y potenciales conflictos de uso con otras actividades y usos marinos, aunque se trata de una ocupación temporal y de muy baja frecuencia, además de los aspectos ambientales ya descritos para el tránsito marítimo en general.

El sonido sísmico es una de las fuentes de ruido antropogénico marino más importantes por su intensidad (Hildebrand, 2009) y, por ende, con potencial de propagarse a decenas de kilómetros de la fuente. Los potenciales impactos en la fauna marina incluyen la degradación del hábitat acústico, induciendo el

escape de la zona o cambios en los patrones de comportamiento habituales, y, en caso extremo, el daño físico (MVOTMA, 2017). Su efecto en mamíferos marinos ha sido el objeto de mayor preocupación e investigación y la mayoría de los países petroleros cuentan con regulación y protocolos específicos. En menor medida y más recientemente, se han estudiado los efectos en peces y pesquerías, y se han definido algunas medidas de gestión de tipo precautorio.

Los mamíferos marinos en general responden al ruido con cambios en el comportamiento, tales como movimientos que reducen la exposición o la postergación temporal de su actividad de alimentación o nado (Bröker, 2019). Otro posible cambio comportamental, en ballenas, es el aumento del número de vocalizaciones para comunicarse con sus congéneres. Teóricamente, el ruido puede enmascarar las vocalizaciones usadas para navegar, comunicarse o localizar sus presas, aunque los animales disponen de varias estrategias para reducir este impacto. No existen evidencias de efectos causales entre la mortandad de mamíferos marinos y la sísmica marina, así que el peor escenario esperado es el de una lesión auditiva permanente, que podría ocurrir cuando un individuo está expuesto al ruido a pocos metros de la fuente sísmica. A mayor distancia, el ruido puede provocar daños auditivos temporales o respuestas en el comportamiento, el enmascaramiento de señales biológicamente significativas (Bröker, 2019) o cambios fisiológicos en respuesta al estrés producido por el ruido (Slabbekoorn *et al.*, 2019). No obstante, persisten incertidumbres respecto a la respuesta comportamental, las consecuencias de largo plazo de estos cambios a nivel individual y

las implicaciones en poblaciones y el ecosistema (Affatati y Camerlenghi, 2023).

Se han definido buenas prácticas para prevenir y mitigar estos efectos (JNCC, 2010): evitar áreas o temporadas de alta concentración de mamíferos marinos, en especial durante momentos biológicamente críticos que pueden ser afectados por el ruido, el inicio suave o gradual de la fuente para permitir el alejamiento de los individuos (*soft start* o *ramp up*) y la definición de un área de seguridad para mamíferos marinos en torno a la fuente (apagado de la fuente), combinados con la observación visual y el monitoreo acústico pasivo.

Todos los peces son sensibles al sonido de alguna manera y perciben tanto la presión del sonido como el movimiento de partículas (Slabbekoorn *et al.*, 2019). Muchos usan señales acústicas para comunicarse entre congéneres, para detectar presas o predadores, o para orientarse y navegar. Los primeros estudios experimentales del efecto de la sísmica en peces, en la década de 1990, encontraron efectos letales y subletales para las especies estudiadas cuando se encontraban muy próximas a la fuente. Los peces adultos y juveniles tienen en general la capacidad para nadar y alejarse de estas zonas próximas a la fuente en cuanto sienten una incomodidad por el ruido y, por lo tanto, se espera que en situaciones normales estos individuos se alejen en forma horizontal o vertical respecto a la fuente. En el caso de larvas o alevines, con una menor capacidad natatoria, se encontró que la mortalidad inducida por el sonido es insignificante respecto a la tasa de mortalidad natural (Sætre y Ona, 1996). Los estudios a escala de laboratorio permitieron

identificar los efectos de la sismica en cuanto a la integridad física, a altos niveles de sonido, y en la fisiología y el comportamiento de los individuos, a niveles de sonido menores. Pero estos potenciales daños en los individuos, con una exposición muy intensa y de corto período al sonido, no implican necesariamente efectos en el *stock* o las poblaciones de peces (Slabbekoorn *et al.*, 2019).

Estudios experimentales a escala real demostraron que la captura de determinadas especies, como el bacalao y el abadejo, se redujo considerablemente hasta 18 M de la fuente sísmica y con un patrón gradual decreciente. Esta reducción fue ocasionada por la disminución de la densidad espacial de peces en el área: los peces se alejan del ruido y cesan el forrajeo (Engås *et al.*, 1996). No obstante, subsiguientes estudios encontraron distintos comportamientos frente al sonido según el tipo de pez pelágico: la bacaladilla se sumergió para alejarse de la fuente y para el arenque no se identificaron cambios en la velocidad y la dirección de natación o en su posición en la columna de agua (Slotte *et al.*, 2004). Experimentos a escala real con datos previos, durante y después de la campaña sísmica, reportaron que los peces generalmente no abandonan el área, pero observaron cambios comportamentales que tienen efecto en la captura dependiendo del método y arte de pesca utilizados: aumentaron las capturas en redes de enmalle (*gillnets*), posiblemente por un aumento del comportamiento natatorio, y se redujeron en los palangres (*longline*), lo que indica una menor disposición para alimentarse (Løkkeborg *et al.*, 2012). Se encuentran, por lo tanto, marcadas diferencias en la respuesta de los peces al sonido sísmico: desde cambios no observables hasta un claro

alejamiento vertical u horizontal de la fuente, con diferente intensidad según la especie. La tasa de captura está influenciada por los eventuales cambios comportamentales y por el tipo de arte de pesca utilizado.

Con un enfoque precautorio, regulaciones de países donde coexisten la exploración y la pesca industrial, como Noruega, han recomendado restricciones temporales y espaciales a la sismica marina en áreas de desove de peces de interés comercial (Dalen *et al.*, 1996). Si los peces adultos en etapa de desove se espantan y se mueven grandes distancias en respuesta al sonido sísmico, puede retrasarse o incluso realizarse el desove en condiciones subóptimas de tiempo y lugar (Sivle *et al.*, 2021).

En cuanto al potencial impacto del sonido sísmico en zooplancton, es actualmente un tema sujeto a estudio y controversia (McCauley *et al.*, 2017), pero parece ser de tipo transitorio con una posibilidad de recuperación de las poblaciones a corto plazo (Richardson *et al.*, 2017). No se han definido regulaciones específicas al respecto (Sivle *et al.*, 2021).

En Uruguay la sismica marina está sujeta a autorización ambiental (Poder Ejecutivo, 2016) y existen guías específicas para el estudio de impacto y la gestión ambiental (MVOTMA, 2017; Tomasini *et al.*, 2019), incluyendo el monitoreo, la prevención y la mitigación de impactos en mamíferos marinos. Estudios de campo realizados durante las campañas sísmicas no muestran impactos en las capturas de pesquerías industriales (Rubio Albertoni *et al.*, 2015; DINARA, 2017).

Pozos de exploración

La construcción de los pozos petroleros con objetivos de exploración, producción u otras funciones se realiza mediante una tubería de perforación (*drill pipe*) y un trépano (*bit*) en su extremo inferior, que gira y rompe la roca en pequeños fragmentos (denominados recortes de perforación o *cutting*) mientras avanza y perfora el pozo por acción del peso de toda la tubería. El peso sobre el trépano, y generalmente también su rotación, es controlado en superficie desde la torre o equipo de perforación (*rig*) y se van agregando tramos de tubería a medida que avanza el pozo. Por el interior de la tubería se inyecta un fluido de perforación (*mud*) que permite limpiar y conducir los recortes hacia la superficie. El fluido sale por los orificios del trépano, asciende por el espacio anular entre el pozo y la tubería de perforación, y permite mantener la integridad y el control del pozo (ejerce una presión positiva sobre las paredes del pozo). Es formulado específicamente para la sección de pozo a perforar y consiste en una suspensión acuosa, oleosa o sintética, de varios componentes que proveen densidad, propiedades reológicas y físicoquímicas adecuadas.

El pozo se construye en etapas de diferente profundidad y diámetro, y cuando se termina una etapa se instala una tubería de revestimiento (*casing*) que se cementa contra las paredes del pozo. La instalación y la cementación de tuberías de revestimiento brindan estabilidad estructural a la obra y aíslan las correspondientes secciones de roca que fueron perforadas.

El primer tramo de pozo *offshore* comprende de unas decenas a cientos de metros, se

perfora generalmente con agua y a circuito abierto: los recortes de perforación suben por el espacio anular y se descargan en la boca del pozo. En este primer tramo se instalan y cementan las tuberías de revestimiento denominadas conductor y de superficie. El siguiente tramo comprende la instalación de la válvula de prevención (BOP) en la boca de pozo y se perfora en circuito cerrado con fluido de perforación. Para ello se instala una tubería de acenso (*riser*) entre la boca de pozo y la torre, para transportar el fluido y los recortes a la superficie, donde son colectados y separados, generando un residuo sólido constituido fundamentalmente por las rocas perforadas con restos del fluido de perforación. El fluido se acondiciona en instalaciones dedicadas, desde donde se bombea e inyecta nuevamente al pozo. Todas estas operaciones requieren instalaciones y equipos auxiliares, además de la torre de perforación.

El objetivo principal de los pozos de exploración es chequear la posible acumulación de hidrocarburos en la locación y obtener información directa del subsuelo. Una vez construido, realizados los registros y muestras, y eventualmente ensayada su producción por unas horas, el pozo se abandona instalando tapones de cemento en la sección profunda, desconectando y retirando todas las herramientas en la boca de pozo y superficie, y dejando únicamente un tramo corto de tubería sellado en la superficie.

La obra de perforación de un pozo de exploración *offshore* involucra el tránsito, el fondeo y la operación de un buque o plataforma de perforación (de tipo *drillship*, semisurgible o *jack-up*), de uno o más buques de

suministro (*supply vessels*) y eventualmente otros buques de apoyo. La perforación, incluyendo su preparación y abandono, generalmente tiene una duración de semanas en el sitio o locación. Requiere de un puerto base y la instalación temporal de una base logística para la carga, la descarga y el almacenamiento de todos los insumos necesarios para la obra y una base aeroportuaria para el transporte por helicóptero de trabajadores desde y hacia la plataforma de perforación.

El principal riesgo ambiental de la perforación es la pérdida de control del pozo, que puede derivar en el colapso de la obra, explosiones y derrames, las cuales tienen una muy baja frecuencia de ocurrencia, pero una magnitud que puede llegar a ser catastrófica para la salud y el ambiente (Balbi *et al.*, 2014). Cuando se encuentran hidrocarburos en el subsuelo a una presión mayor que la del fluido de perforación, este es empujado y asciende por la tubería junto con los hidrocarburos, lo que se denomina *kick*. Si esto no se logra controlar, se produce una surgencia no controlada en la superficie (*blow-out*), con el riesgo de ignición y explosión en la plataforma, la salida de fluidos desde el pozo hacia la superficie y al mar. Existen diferentes prácticas y mecanismos para prevenir esta contingencia, para controlarla cuando se produce y para dar respuesta si los mecanismos de control no son efectivos. El plan de contingencia incluye las prácticas operativas, los equipos y el personal disponibles para su implementación y un plan de respuesta a derrames de hidrocarburos elaborado con base en escenarios de dispersión de los hidrocarburos en el mar y estudios de sensibilidad ambiental en el área de influencia de los potenciales derrames. Los impactos producidos por el

blow-out son similares a los producidos por derrames en el transporte y el transbordo de hidrocarburos, descritos anteriormente.

Otros aspectos ambientales de la perforación son: la descarga de residuos especiales al mar por las propias operaciones de perforación, o por accidentes, la generación de ruido e iluminación durante la perforación, y otras contingencias marítimas (Balbi *et al.*, 2014; Sánchez *et al.*, 2022). Los fluidos de perforación usados son transportados a la base logística para su tratamiento y disposición final, y, salvo que sean de base oleosa o sintética, son clasificados como no peligrosos. Cuando se usan fluidos a base de agua, los recortes de perforación son generalmente descargados en el mar, pero si contienen residuos de fluidos oleosos o sintéticos también son enviados para su tratamiento a la base logística.

Durante la perforación y la cementación del tramo de superficie, se producen descargas de recortes, fluido de perforación y cemento en la boca del pozo, ya que el circuito está abierto en ese tramo. Estos residuos sedimentan en el entorno inmediato de la boca de pozo y pueden afectar el medio físico y a los organismos bentónicos por la turbidez y las partículas en suspensión que generan. Este impacto es temporal y muy limitado espacialmente, y se ha observado que, en general, cuando las comunidades bentónicas se ven afectadas por estas descargas se recuperan en cuestión de semanas a meses (Sáenz *et al.*, 2022). Un estudio de fondo marino en las posibles locaciones del pozo permite evitar la perforación en sitios donde se encuentran comunidades más vulnerables a estas descargas.

En Uruguay la perforación de pozos de exploración está sujeta a autorización ambiental (Poder Ejecutivo, 2005b) y en el caso de pozos *offshore* requiere la autorización de la autoridad marítima de la plataforma, un plan de contingencia ante derrames de hidrocarburos, un plan de gestión de residuos de la perforación y otros requerimientos específicos (DIRME, 2016), además de haberse elaborado guías específicas para su gestión ambiental (Tomasini *et al.*, 2019).

Otros usos y actividades

En el capítulo 4.4 de este libro se describen los usos militares en la jurisdicción marítima uruguaya, que se desarrollan con una relativamente baja frecuencia en áreas de exclusión temporal, que no tienen una ubicación específica y no son de conocimiento público. Uno de los aspectos ambientales más relevantes de los ejercicios navales, además de los materiales que se descargan al mar, está relacionado con el ruido que generan las explosiones submarinas y el uso de sonares activos (Lindgren y Wilewska-Bien, 2016). Se han documentado varamientos de cetáceos asociados a ejercicios navales con uso de sonar activo en el Atlántico, el Mediterráneo y el Caribe.

La apertura y el mantenimiento operativo de los canales de navegación y dársenas portuarias requieren el dragado del fondo marino y conseguir la batimetría necesaria para el tránsito marítimo. El dragado tiene asociados varios aspectos ambientales, incluyendo, entre otros, la propia modificación y afectación del hábitat bentónico donde se realiza el dragado, el potencial impacto del material en

suspensión en la fauna marina (Marín *et al.*, 2021), la disposición final de los sedimentos (vertido y refulado) (FREPLATA, 2005) y la generación de ruido (UNEP, 2012). En ocasiones se utilizan explosivos para la remoción de estructuras u obstáculos en obras marinas, que constituyen fuentes locales de ruido. Las operaciones de dragado, al igual que otras obras de infraestructura marítima, son poco frecuentes en el área de análisis y se realizan fundamentalmente en el RdLP.

Discusión y conclusiones

Se identificaron los principales aspectos y potenciales impactos ambientales asociados al tránsito marítimo, la pesca, el transbordo de cargas, los cables submarinos y la exploración de hidrocarburos dentro del área de análisis y los potenciales impactos (transfronterizos) en el área por las descargas de contaminantes químicos y residuos en la cuenca del Plata. En general, estos aspectos ambientales están bien documentados en la literatura técnica internacional, pero en el ámbito nacional existe un conocimiento incompleto y fragmentado sobre sus efectos y sobre cómo y en qué medida comprometen el estado de conservación del área.

La soberanía de Uruguay sobre su territorio marítimo conlleva un compromiso con su conservación y uso sustentable, lo cual es imposible de lograr sin información. El proyecto FREPLATA, llevado adelante hace veinte años, es el antecedente más comprensivo para la gestión ambiental de esta región, por lo tanto, es necesario investigar con mayor continuidad, planificación y objetivos consensuados. A la vez, la investigación debe

contemplar objetivos más específicos de conocimiento, teniendo en cuenta que las necesidades de información evolucionan y se transforman con el conocimiento y con las prioridades en materia ambiental. Hasta el momento, la investigación ha estado centrada en la caracterización de procesos naturales, como el clima y la oceanografía física, o de especies o hábitats de interés, emblemáticos o carismáticos, o sea, el medio receptor físico y biológico. Para la gestión ambiental es necesario caracterizar también las fuentes de contaminación o interacciones potencialmente dañinas derivadas de usos y actividades humanas, porque esto permite diseñar medidas de gestión para prevenir, reducir o mitigar los impactos asociados. Por ejemplo, en los sitios de particular relevancia ecológica definidos recientemente por el Ministerio de Ambiente es imperativo cuantificar todas las presiones antrópicas y su impacto en los objetivos de conservación específicos.

Con relación a los impactos transfronterizos, se han realizado estimaciones de las descargas en la cuenca del Plata, campañas regionales y programas de monitoreo para el análisis de contaminantes químicos en agua, sedimentos y biota. En tal sentido, es necesario integrar el conocimiento sobre la circulación de agua y sedimentos, identificar cómo influyen en el transporte de los contaminantes y residuos, y conocer el estado de los potenciales sitios de acumulación, como la Barra del Indio en el RdLP y el cinturón de barro en la plataforma Atlántica. Asimismo, por su volumen de uso en la región, persistencia o toxicidad, sería interesante estimar las descargas de fertilizantes, productos de uso veterinario y agropecuario y productos

farmacéuticos, cuya situación es muy poco conocida.

Las áreas de alto tráfico, como el corredor de aguas seguras y las zonas espera, fondeo, transferencia de cargas y maniobras marítimas, son sitios prioritarios para la investigación sobre los potenciales impactos del tránsito marítimo, de forma de saber si las descargas de aguas de lastre, sentina, grises y negras, pinturas antiincrustantes, residuos y eventuales derrames han provocado una afectación local del ambiente marino. Son también sitios prioritarios para analizar las interacciones físicas de los buques con la fauna marina, tanto el ruido como las colisiones, en especial para especies con mayor prioridad de conservación y que tienen una mayor concentración en determinadas áreas y temporadas.

Existen carencias sustantivas de conocimiento con respecto a algunos aspectos ambientales analizados. En referencia a las emisiones a la atmósfera y la generación de ruido por tránsito y operaciones marítimas, es posible avanzar en estimaciones a partir de modelos y, eventualmente, realizar mediciones para validar esos resultados. Los residuos marinos de origen continental, en particular plásticos, son un problema creciente para el RdLP y el territorio marítimo uruguayo, y es necesario un mayor conocimiento en cuanto a su generación, transporte y acumulación, incluyendo el análisis de aquellos residuos generados en la pesca y el tránsito marítimo. Las estimaciones de emisiones atmosféricas, ruido y residuos deberían, además, identificar áreas críticas, donde el impacto es potencialmente mayor o donde existe mayor vulnerabilidad.

La regulación nacional para la conservación del territorio marítimo, en general, está centrada en el cumplimiento de acuerdos multilaterales ratificados por Uruguay. Los convenios internacionales permiten gestionar varios de los aspectos identificados en este capítulo, aunque tienen limitaciones en su alcance, una diversidad de complejidades en su implementación y control, y son de naturaleza reactiva. Por lo tanto, son instrumentos necesarios pero insuficientes para la conservación del ecosistema marino en el área de análisis. Se necesita orientar la gestión a la promoción de usos y actividades humanas sustentables en este territorio y a la prevención y la reducción de los impactos transfronterizos. Se observa una gobernanza fragmentada del mar en el ámbito institucional (Ministerio de Ambiente, Armada Nacional, Dirección Nacional de Recursos Acuáticos), una asimetría en los conocimientos y capacidades, y potenciales conflictos de interés en las instituciones que tienen objetivos productivistas que van en dirección opuesta a sus competencias en conservación ambiental. La planificación espacial marina es un asunto que ha sido abordado y reclamado desde la academia, y se la entiende como un instrumento necesario para la gestión ambiental del territorio marítimo uruguayo, para lo cual deben resolverse estos asuntos de gobernanza.

En cuanto a la contaminación transfronteriza, no se observan avances significativos en medidas de gestión ambiental coordinada entre Argentina y Uruguay, en el ámbito de las comisiones binacionales y alineadas con las recomendaciones derivadas de FREPLATA, más allá de trabajos conjuntos en monitoreo ambiental y regulación de

la pesca y del transporte marítimo. Tal como expresan algunos autores, es necesario establecer objetivos comunes de conservación, articulación y cooperación con Argentina y Brasil, teniendo en cuenta los recursos naturales compartidos, como existen en otras regiones, entre ellas el mar Báltico, el mar del Norte y el Mediterráneo.

La aplicación de instrumentos como la evaluación de impacto ambiental y el sistema de permisos ambientales correspondiente sólo alcanza a unos pocos usos y actividades en el mar, en parte por las limitaciones prácticas y jurisdiccionales. En tal sentido, se hace necesario crear y adoptar instrumentos que promuevan la sustentabilidad ambiental de actividades como la pesca y el tránsito marítimo con un abordaje integrador, alcanzando todos los aspectos ambientales de dichas actividades, y definir mejores prácticas y tecnologías ambientales para actividades como los cables submarinos y el transbordo de cargas.

En el caso del tránsito marítimo, se han identificado ejemplos internacionales, como programas orientados a mejorar y certificar el desempeño ambiental de las compañías navieras y los puertos, la administración de rutas marítimas para evitar el solapamiento con áreas marinas protegidas o áreas sensibles por la presencia de especies vulnerables, la implementación de prácticas y tecnologías que reducen los impactos (ruido, emisiones, etc.) o la relocalización temporal de rutas para reducir la interacción física de los buques con la fauna marina.

En el caso de la pesca, se observa una oportunidad de armonizar las regulaciones y recomendaciones que han sido establecidas

con objetivos de gestión específicos, como la sobrepesca, la protección de aves, tortugas, mamíferos marinos y condriactos, y otras propias del tránsito marítimo, en un

instrumento unificado que ayude a desarrollar pesquerías sustentables y considere todos los objetivos de conservación.

Las referencias bibliográficas se encuentran en un único apartado ubicado al final del libro.

Cómo citar este capítulo: Gristo Savornin, P., 2024, Aspectos e impactos ambientales de usos y actividades en el territorio marítimo uruguayo, en P. Gristo, G. Veroslavsky y H. de Santa Ana, eds., Territorio marítimo uruguayo: soberanía, naturaleza y recursos: Montevideo, ANCAP, pp. 371-435, doi: 10.70952/a8827tmuc4-3