



EnSoil

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE

Remediación de sedimentos marinos en territorios con Programa de Recuperación Ambiental y Social (PRAS)

INFORME FINAL

Rev. 2

Agosto 2024

Información del documento

Estudio	Remediación de sedimentos marinos en territorios con Programa de Recuperación Ambiental y Social (PRAS)		
Mandante	Ministerio del Medio Ambiente		
ID licitación	608897-122-LE23	Código proyecto	P2309
Informe	Informe final	Versión	Rev2

Control de cambios

	Revisión 0	Revisión 1	Revisión 2
Elaborado por	Jorge Alcaíno Francisca Mihovilovic Francisco Díaz Simón Burgos Pablo Moya	Jorge Alcaíno Francisca Mihovilovic Francisco Díaz Simón Burgos Pablo Moya	Jorge Alcaíno Francisca Mihovilovic Francisco Díaz Simón Burgos Pablo Moya
Fecha	01-07-2024	30-07-2024	13-08-2024
Revisado por	Jorge Alcaíno Francisca Mihovilovic	Jorge Alcaíno Francisca Mihovilovic	Jorge Alcaíno Francisca Mihovilovic
Fecha	01-07-2024	30-07-2024	13-08-2024
Aprobado por	Jorge Alcaíno	Jorge Alcaíno	Jorge Alcaíno
Fecha	01-07-2024	30-07-2024	13-08-2024

EnSoil Ambiental SpA

La Capitanía 779, Las Condes, Santiago
+56 9 9733 4722
www.ensoil.cl

Contenido

1	INTRODUCCIÓN	8
1.1	CONTEXTO	8
1.2	RELEVANCIA DE LOS SEDIMENTOS EN EL FUNCIONAMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS COSTEROS	9
1.3	OBJETIVO GENERAL	10
1.4	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
1.5	ORGANIZACIÓN DEL INFORME	10
1.6	REUNIONES Y PRESENTACIONES	10
2	OBJETIVO A) IDENTIFICAR TÉCNICAS Y TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DE SEDIMENTOS MARINOS. EVALUAR ECONÓMICA, SOCIAL Y AMBIENTALMENTE LAS DISTINTAS TÉCNICAS Y TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DE SEDIMENTOS MARINOS IDENTIFICADAS	11
2.1	RECOPILAR BIBLIOGRAFÍA TÉCNICA Y CIENTÍFICA ACERCA DE REMEDIACIÓN DE SEDIMENTOS MARINOS UTILIZADOS TANTO EN CHILE COMO EN EL EXTRANJERO	11
2.1.1	Compilación y tabulación de datos	11
2.1.2	Análisis de literatura científica obtenida en PubMed	12
2.1.3	Información necesaria para la selección de técnicas de remediación	13
2.1.4	Principales técnicas de remediación de sedimentos	16
2.1.5	Técnicas de remediación ex-situ	19
2.1.6	Técnicas de remediación in-situ	33
2.1.7	Recuperación natural monitoreada convencional y asistida	34
2.2	ANALIZAR Y DESCRIBIR LOS IMPACTOS ECONÓMICOS, SOCIALES Y AMBIENTALES DE CADA TÉCNICA Y/O TECNOLOGÍA DE REMEDIACIÓN IDENTIFICADA	36
2.2.1	Dragado con disposición final	38
2.2.2	Tratamientos ex-situ	39
2.2.3	Tratamientos in-situ	43
2.2.4	Recuperación Natural Monitoreada (MNR)	44
2.3	CLASIFICAR LAS TÉCNICAS Y TECNOLOGÍAS DESCRITAS EN FUNCIÓN DE LAS PROBLEMÁTICAS AMBIENTALES QUE ENFRENTAN	45
3	OBJETIVO B) RECOPILAR Y EVALUAR LOS RESULTADOS DE EXPERIENCIAS NACIONALES E INTERNACIONALES DE IMPLEMENTACIÓN (A ESCALA DE PILOTO Y ESCALA INDUSTRIAL) DE LAS TÉCNICAS Y TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DE SEDIMENTOS MARINOS DISPONIBLES	56
3.1	RECOPILAR ANTECEDENTES ACERCA DE EXPERIENCIAS DE REMEDIACIÓN DE SEDIMENTOS MARINOS, A ESCALA DE PILOTO E INDUSTRIAL, TANTO EN CHILE COMO EN EL EXTRANJERO PARA CADA TIPO DE CONTAMINACIÓN ESTUDIADA	56
3.2	ANALIZAR Y DESCRIBIR LOS RESULTADOS ALCANZADOS POR ESAS EXPERIENCIAS DE REMEDIACIÓN DE SEDIMENTOS	56
3.2.1	Experiencias internacionales	56
3.2.2	Experiencias nacionales	64

4	OBJETIVO C) IDENTIFICAR RIESGOS, VENTAJAS, DESVENTAJAS, REQUISITOS, REQUERIMIENTOS Y EFECTIVIDAD DE LAS DISTINTAS TÉCNICAS Y TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DE SEDIMENTOS IDENTIFICADAS.....	73
4.1	IDENTIFICAR, ANALIZAR Y DESCRIBIR LOS RIESGOS, VENTAJAS, DESVENTAJAS Y EFECTIVIDAD DE CADA UNA DE LAS DISTINTAS TÉCNICAS Y TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DE SEDIMENTOS IDENTIFICADAS.....	73
4.1.1	Dragado	73
4.1.2	Técnicas de remediación ex-situ.....	75
4.1.3	Técnicas de remediación in-situ.....	78
4.1.4	Recuperación Natural Monitoreada (MNR).....	79
5	OBJETIVO D) PROPONER TÉCNICAS Y/O TECNOLOGÍA DE REMEDIACIÓN DE SEDIMENTOS MARINOS FACTIBLES DE IMPLEMENTAR EN TERRITORIOS PRIORIZADOS POR PRAS Y EL COMITÉ INTERMINISTERIAL DE TSEJ, EN ESPECIAL PARA LA BAHÍA DE QUINTERO-PUCHUNCAVÍ, EN BASE A LA INFORMACIÓN RECOPIADA. VALORIZAR ECONÓMICAMENTE LAS SOLUCIONES PROPUESTAS E IDENTIFICAR BRECHAS PARA SU IMPLEMENTACIÓN (LEGAL, SOCIAL, CULTURAL, TÉCNICAS, ENTRE OTRAS)	90
5.1	CARACTERIZACIÓN DE TERRITORIOS PRIORIZADOS	90
5.1.1	Tocopilla.....	92
5.1.2	Mejillones	96
5.1.3	Huasco	101
5.1.4	Quintero – Puchuncaví.....	105
5.1.5	Coronel	112
5.1.6	Comparación de la situación ambiental en territorios priorizados	118
5.2	FACTIBILIDAD DE IMPLEMENTACIÓN DE TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN.....	123
5.2.1	Dragado y disposición.....	124
5.2.2	Recuperación natural monitoreada	133
5.3	PROPUESTA DE TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN PARA CADA TERRITORIO	150
5.4	IDENTIFICACIÓN DE BRECHAS PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE LAS TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN PROPUESTAS	152
6	OBJETIVO E) PRESENTAR LOS RESULTADOS DE ESTA CONSULTORÍA AL CONSEJO DE RECUPERACIÓN AMBIENTAL Y SOCIAL (CRAS) DE QUINTERO-PUCHUNCAVÍ.....	154
7	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	155
8	EQUIPO CONSULTOR.....	165

Tablas

Tabla 1 – Ventajas y desventajas del dragado y disposición final	20
Tabla 2 – Ventajas y desventajas del tratamiento de biorremediación ex-situ.....	23
Tabla 3 – Ventajas y desventajas de la desorción térmica ex-situ	25
Tabla 4 – Comparación del tratamiento por desorción térmica con métodos de biorremediación	26
Tabla 5 – Ventajas y desventajas de método de lavado	28
Tabla 6 – Ventajas y desventajas de método de solidificación/estabilización	29
Tabla 7 – Resumen de la aplicación del tratamiento químico ex-situ.....	31
Tabla 8 – Ventajas y desventajas del tratamiento químico ex-situ	32

Tabla 9 – Ventajas y desventajas del tratamiento capping	34
Tabla 10 – Ventajas y desventajas de la Recuperación Natural Monitoreada	35
Tabla 11 – Resumen efectos ambientales, sociales y económicos de dragado con disposición final	38
Tabla 12 – Efectos ambientales, sociales y económicos de tratamientos ex-situ	39
Tabla 13 – Resumen efectos ambientales, sociales y económicos de tratamientos in-situ	43
Tabla 14 – Efectos ambientales, sociales y económicos de técnica de MNR	44
Tabla 15 – Ejemplo de distintos métodos utilizados para remediar distintos contaminantes	47
Tabla 16 – Comparación de los impactos y ventajas/desventajas de los principales métodos de remediación de sedimentos contaminados	49
Tabla 17 – Alternativas evaluadas para proyecto de remediación de bahía Bellingham	60
Tabla 18 – Caracterización de criterios para técnica de dragado	73
Tabla 19 – Caracterización de criterios para disposición final con vertimiento en el mar	74
Tabla 20 – Caracterización de criterios para disposición final con transporte a sitio autorizado	74
Tabla 21 – Caracterización de criterios para técnica de solidificación/estabilización	75
Tabla 22 – Caracterización de criterios para técnica de lavado ex-situ	76
Tabla 23 – Caracterización de criterios para desorción térmica	77
Tabla 24 – Caracterización de criterios para incineración	77
Tabla 25 – Caracterización de criterios para biorremediación	78
Tabla 26 – Caracterización de criterios para capping	79
Tabla 27 – Caracterización de criterios para recuperación natural monitoreada	80
Tabla 28 – Comparación de técnicas de remediación según criterios	81
Tabla 29 – Antecedentes generales territorios priorizados	91
Tabla 30 – Fuentes puntuales con descargas hacia la Bahía de Tocopilla, periodo 2018-2022 (DS 90/2000)	94
Tabla 31 – Fuentes puntuales con descargas hacia la Bahía de Mejillones, periodo 2018-2022(DS 90/2000)	98
Tabla 32 – Fuentes puntuales con descargas hacia la Bahía de Huasco, periodo 2018-2022 (DS 90/2000)	103
Tabla 33 – Fuentes puntuales con descargas hacia la Bahía de Quintero, periodo 2018-2022 (DS 90/2000)	108
Tabla 34 – Estado de la bahía de Quintero-Puchuncaví, matriz sedimentos (periodo 2018-2021)	111
Tabla 35 – Fuentes puntuales con descargas hacia la Bahía de Coronel, periodo 2018-2022 (DS 90/2000)	114
Tabla 36 – Proyectos de dragado ingresados al SEIA en bahías asociadas a territorios priorizados PRAS.	127
Tabla 37 – Precios unitarios estimados para diferentes partidas durante un dragado ambiental.....	130
Tabla 38 – Precios estimados para un dragado de 788.020 m ³	131
Tabla 39 – Precios estimados para dragados de las distintas áreas de la Bahía de Quintero-Puchuncaví.	132
Tabla 40 – Estado actual de centrales termoeléctricas a carbón.....	145
Tabla 41 – Proyectos aprobados y en calificación en SEIA para las bahías de interés (2018-2024).....	147
Tabla 42 – Costos estimados para proceso de recuperación natural monitoreada.....	149
Tabla 43 – Resumen de caracterización ambiental de territorios priorizados	150

Figuras

Figura 1 – Acumulación de literatura científica sobre remediación de sedimentos contaminados marinos en a) Google Scholar (ítems totales) y b) PubMed (ítems totales por año)	11
Figura 2 – Mapa de palabras claves contenidas en literatura científica asociada a la búsqueda “remediation of marine contaminated sediments” realizada en PubMed	12

Figura 3 – Tipo de agentes contaminantes (a) y técnica de remediación (b) estudiadas desde 1998 hasta el presente.....	13
Figura 4 – Ejemplos de SQG de niveles de efectos posibles	15
Figura 5 – Ejemplos de SQG de niveles de efectos probables.....	16
Figura 6 – Técnicas de remediación de sedimentos	17
Figura 7 – Diagrama de flujo de decisión para seleccionar una estrategia de remediación	18
Figura 8 – Diagrama de flujo de decisión para la no-acción de remediación.....	19
Figura 9 – Procesos asociados a la desorción térmica ex-situ de sedimentos contaminados.....	25
Figura 10 – Principales procesos del tratamiento de lavado de sedimentos contaminados	28
Figura 11 – Descripción gráfica de los 3 tipos de capping	33
Figura 12 – Mapa mundial identificando marcos normativos y técnicos de remediación de sedimentos ..	57
Figura 13 – Técnicas de remediación de sedimentos empleadas globalmente al año 2010	58
Figura 14 – Estado de avance sitios Bahía Bellingham.....	60
Figura 15 – Diagrama del proceso de lavado de sedimentos realizado por la planta de Trevi SpA	63
Figura 16 – Principales insumos y productos asociados al lavado de sedimentos por la planta de Trevi SpA	64
Figura 17 – Esquema de proceso de remediación de playa El Salitre de Tocopilla	66
Figura 18 – Ubicación de proyectos de dragado aprobados en el SEIA	68
Figura 19 – Gráfico de cantidad de proyectos aprobados en el SEIA por año	68
Figura 20 – Fotografías de tipos de dragas más utilizadas en Chile. a) Draga Clamshell; b) Draga retroexcavadora; c) Draga hidráulica de succión; d) Diagrama de draga hidráulica de succión	69
Figura 21 – Cantidad de dragados según metodología utilizada y región para proyectos aprobados en el SEIA.....	70
Figura 22 – Cantidad de dragados según destino del sedimento y región para proyectos aprobados en el SEIA.....	71
Figura 23 – Cantidad de proyectos según destino matriz remediada o tipo de proyecto	72
Figura 24 – Ubicación de territorios priorizados.....	91
Figura 25 – Mapa de sensibilidad ambiental del Puerto de Tocopilla.....	93
Figura 26 – Establecimientos con descargas al mar en Tocopilla	95
Figura 27 – Mapa de sensibilidad ambiental de la Bahía Mejillones del Sur.....	97
Figura 28 – Descargas y uso de borde costero - Bahía de Mejillones del Sur	99
Figura 29 – Diagrama de modelo de componentes e interacciones ecosistémicas.....	101
Figura 30 – Mapa de la ciudad de Huasco y alrededores mostrando los distintos usos del borde costero	102
Figura 31 – Establecimientos con descargas al mar en la Bahía de Huasco.....	103
Figura 32 – Huella del relave de hierro de Planta de Pellets proyectada hasta su cierre en 2023	104
Figura 33 – Mapa de sensibilidad ambiental de la Bahía de Quintero.....	106
Figura 34 – Áreas de vigilancia de la NSCA de la bahía de Quintero-Puchuncaví.....	107
Figura 35 – Establecimientos con descargas al mar en la bahía de Quintero-Puchuncaví.....	109
Figura 36 – Puntos de muestreo en la bahía de Quintero-Puchuncaví, campaña noviembre 2020.	111
Figura 37 – Mapa de sensibilidad ambiental del Puerto Coronel.	113
Figura 38 – Establecimientos con descargas al mar en la Bahía de Coronel.....	115
Figura 39 – Distribución espacial de los puntos de muestreo en bahía Coronel	117
Figura 40 – Emisiones anuales promedio de arsénico	119
Figura 41 – Emisiones promedio anuales cobre	120
Figura 42 – Emisiones promedio anuales hidrocarburos totales	120
Figura 43 – Emisiones promedio anuales nitrógeno total Kjeldahl	121
Figura 44 – Emisiones promedio anuales de plomo	122
Figura 45 – Emisiones promedio anuales de zinc	122

Figura 46 – Draga de succión Ernesto Pinto Lagarrigue.....	126
Figura 47 – Ubicación de rellenos sanitarios a nivel nacional.....	127
Figura 48 – Tasas de acumulación de sedimentos.....	139
Figura 49 – Niveles de calidad por área de vigilancia para bahía de Quintero-Puchuncaví.....	142

Anexos

Anexo 1 – Minuta de reunión de inicio	
Anexo 2 – Presentación de reunión de inicio	
Anexo 3 – Registro de reuniones	
Anexo 4 – Bibliografía revisada	
Anexo 5 – Documentos en PDF	
Anexo 6 – Base de datos de técnicas de remediación	
Anexo 7 – Fichas de técnicas de remediación	
Anexo 8 – Decreto 43/2023 de MMA tomado de razón	
Anexo 9 – Planilla de cálculo de costos de remediación	
Anexo 10 – Minuta de presentación en CRAS	
Anexo 11 – Presentación en CRAS	

1 Introducción

El presente documento corresponde al Informe final del estudio “Remediación de sedimentos marinos en territorios con Programa de Recuperación Ambiental y Social (PRAS)”, encargado por el Ministerio del Medio Ambiente mediante licitación pública n°608897-122-LE23.

1.1 Contexto

El Programa de Recuperación Ambiental y Social (PRAS) es una estrategia de intervención multisectorial, construida en forma participativa desde su diseño, desarrollada en los territorios de Huasco, Quintero-Puchuncaví y Coronel, que permite ser la carta de navegación para la inversión público/privada a corto, mediano y largo plazo, y tiene por fin impulsar el desarrollo ambientalmente sustentable de estas comunas.

En el proceso de desarrollo del PRAS se identificaron los problemas más urgentes y la situación deseada, determinando objetivos, brechas y obstáculos, y planteando opciones de solución para ser implementadas. El PRAS de las comunas de Quintero-Puchuncaví estableció como objetivo C.1: Alcanzar una buena calidad del medio marino que permita diferentes usos (productivos, recreación, salud). El programa establece 8 propuestas de soluciones para lograr el objetivo indicado para las que se identifican la prioridad y el plazo a desarrollarse. La medida C.1.3. llamada "**Desarrollar un estudio de factibilidad para la remediación de sedimentos en áreas con acumulación de contaminantes**", objeto del presente estudio, posee prioridad alta y necesidad de concluirse al corto plazo.

Por otro lado, el Comité Interministerial de Transición Socioecológica Justa (TSEJ) estableció, como prioridad, abordar aquellos territorios donde existieran cierres programados de centrales termoeléctricas a carbón, los que, a la vez de ser impactados por las consecuencias socioeconómicas de dichos procesos de cierre, han visto afectados su medio ambiente y la salud de sus habitantes, debido a la operación de estas centrales termoeléctricas. En consecuencia, los territorios priorizados para avanzar con procesos de Transición Socioecológica Justa han sido Mejillones, Tocopilla, Huasco, Quintero-Puchuncaví y Coronel.

Adicionalmente, el Departamento de Ecosistemas Acuáticos del Ministerio del Medio Ambiente, mediante la realización de diversos estudios, ha constatado el deterioro de la calidad ambiental de los sedimentos en algunos territorios priorizados por estas iniciativas. De esta manera, se entiende que para dar cumplimiento a la solución C.1.3 del PRAS de las comunas de Quintero-Puchuncaví y para conocer las mejores técnicas y tecnologías disponibles, el Ministerio del Medio Ambiente requiere realizar una recopilación y análisis de factibilidad multicriterio para implementar soluciones de remediación de sedimentos en las bahías de los territorios priorizados por el PRAS y el Comité interministerial de TSEJ.

Por otro lado, cabe mencionar que en algunos de estos territorios se está trabajando en el desarrollo de normas secundarias de calidad ambiental, lo que, una vez vigentes, también podría conducir a la necesidad de remediación de los sedimentos del medio marino. Las normas secundarias en elaboración asociadas a las bahías de los territorios priorizados son las siguientes:

- Normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas y sedimentos del Golfo de Arauco.
- Normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas marinas y sedimentos de la Bahía Quintero.

1.2 Relevancia de los sedimentos en el funcionamiento de los ecosistemas costeros

A escala global, aproximadamente un tercio de la población humana vive asociada a la zona costera (Reimann et al., 2023¹), con un tercio de esa zona costera representada por las playas de arena (Luijendijk et al., 2018²). En Chile, un 26 % de la población en el año 2017 fue registrada viviendo en una de las 100 municipalidades costeras (Winckler et al., 2020³), los que de alguna forma u otra dependen de los recursos que provee el mar. Un creciente deterioro causado, entre otros, por la actividad industrial, recreación y cambio climático han sido evidenciados en las playas de arena de Chile (Winckler et al., 2020; Martínez et al., 2021⁴; Williams et al., 2021⁵), de las cuales los sedimentos son componentes integrales de su funcionamiento ecosistémico, influenciando:

- a. **Reciclamiento de nutrientes:** Almacena y libera nutrientes como el nitrógeno y fósforo que son esenciales para la producción primaria en los ecosistemas, influenciando el crecimiento de plantas y algas las cuales forman la base de las tramas tróficas marinas.
- b. **Calidad del agua:** filtra y atrapa material actuando como un buffer al absorber e inmovilizar contaminantes como metales pesados y compuestos orgánicos.
- c. **Provisión de hábitat:** Una amplia variedad de organismos viven en los sedimentos, como invertebrados enterradores, crustáceos, pequeños peces y microbios que a su vez contribuyen al reciclaje de nutrientes y forman parte esencial de las tramas tróficas.
- d. **Sedimentación y control de erosión:** El balance entre sedimentación y erosión afecta la geomorfología pudiendo alterar las condiciones de hábitat. Absorben y disipan la energía mareal reduciendo la erosión.
- e. **Almacenamiento de carbono:** La materia orgánica en los sedimentos, tal como plantas y animales, pueden ser una importante fuente de carbono. Esto contribuye al reciclamiento del carbono pudiendo tener implicaciones en los presupuestos de carbono y cambio climático.

Por consiguiente, el entendimiento del rol y estado de los sedimentos en los ecosistemas es esencial para un manejo ambiental efectivo y los esfuerzos de conservación. Lo anterior, junto con los objetivos planteados por los PRAS dentro del enfoque de la Transición Socioecológica Justa, dan pie a la necesidad de este estudio.

¹ Reimann, L., Vafeidis, A., y Honsel, L. 2023. Population development as a driver of coastal risk: Current trends and future pathways. *Cambridge Prisms: Coastal Futures*. 1: E14. doi:10.1017/cft.2023.3.

² Luijendijk, A., Hagenaars, G., Ranasinghe, R., Baart, F., Donchyts, G. y Aarninkhof, S. 2018. The state of the world's beaches. *Scientific Reports*. 8: 6641. doi:10.1038/s41598-018-24630-6.

³ Winckler, P., Aguirre, C., Farías, L., Contreras-López, M. y Masotti, I. 2020. Evidence of climate-driven changes on atmospheric, hydrological, and oceanographic variables along the Chilean coastal zone. *Climatic Change*. 163: 1-20. doi:10.1007/s10584-020-02805-3.

⁴ Martínez, C., Winckler, P., Agredano, R., Esparza, C., Torres, I. y Contreras-López, M. 2021. Coastal erosion in sandy beaches along a tectonically active coast: The Chile study case. *Progress in Physical Geography*. 46: 1-22. doi: 10.1177/03091333211057194

⁵ Williams, B., Watson, J., Beyer, H., Klein, C., Montgomery, J., Runting, R., Roberson, L., Halpern, B., Grantham, H., Kuempel, C., Frazier, M., Venter, O. y Wenger, A. 2022. Global rarity of intact coastal regions. *Conservation Biology*. 36: e13874. Doi: 10.1111/cobi.13874

1.3 Objetivo general

De acuerdo a las bases de licitación, el objetivo general corresponde a estudiar las técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos marinos existentes y analizar su factibilidad de implementación en territorios priorizados por PRAS y el Comité interministerial de Transición Socioecológica Justa (TSEJ).

1.4 Objetivos específicos

Los objetivos específicos, como indicados en las bases, corresponden a:

- a) Identificar técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos marinos. Evaluar económica, social y ambientalmente las distintas técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos marinos identificadas.
- b) Recopilar y evaluar los resultados de experiencias nacionales e internacionales de implementación (a escala piloto y escala industrial) de las técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos marinos disponibles.
- c) Identificar riesgos, ventajas, desventajas, requisitos, requerimientos y efectividad de las distintas técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos identificadas.
- d) Proponer técnicas y/o tecnología de remediación de sedimentos marinos factibles de implementar en territorios priorizados por PRAS y el Comité interministerial de TSEJ, en especial para Quintero-Puchuncaví, en base a la información recopilada. Valorizar económicamente las soluciones propuestas e identificar brechas para su implementación (legal, social, cultural, técnicas, entre otras).
- e) Presentar los resultados de esta consultoría al Consejo de Recuperación Ambiental y Social (CRAS) de Quintero- Puchuncaví.

1.5 Organización del informe

Este informe está organizado de manera tal que las secciones que se presentan a continuación coincidan con las actividades y subactividades indicadas en las bases de licitación. En cada sección se explica de manera general la metodología utilizada para realizar la actividad y sus resultados, en caso de corresponder.

1.6 Reuniones y presentaciones

La primera actividad realizada en este estudio fue la reunión de inicio de la consultoría, que tuvo lugar el día 1 de diciembre de 2023. La minuta de esta reunión se acompaña en el Anexo 1 y la presentación expuesta en ésta, en el Anexo 2.

Además, se han realizado diversas reuniones de coordinación y de presentación de resultados de avance con la contraparte técnica, las que se presentan en el Anexo 3 “Registro de reuniones”.

2 Objetivo a) Identificar técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos marinos. Evaluar económica, social y ambientalmente las distintas técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos marinos identificadas

2.1 Recopilar bibliografía técnica y científica acerca de remediación de sedimentos marinos utilizados tanto en Chile como en el extranjero

2.1.1 Compilación y tabulación de datos

Para la compilación de literatura científica, se realizó una búsqueda en Google Scholar y PubMed utilizando la frase “*remediation of marine contaminated sediments*”, siendo el primero el motor de búsqueda académico más amplio que existe, y el segundo más acotado al incluir sólo literatura científica indexada (artículos, resúmenes, meta-análisis y libros). La búsqueda produjo sobre 100.000 entradas en Google Scholar y 354 documentos en PubMed. Con respecto a Google Scholar, existe una mayor cantidad de información publicada en inglés versus en español (Figura 1 – Acumulación de literatura científica sobre remediación de sedimentos contaminados marinos en a) Google Scholar (ítems totales) y b) PubMed (ítems totales por año)). Para el volumen de información obtenido en PubMed (n = 354 documentos), se planteó un mapa de palabras claves usando librerías disponibles dentro de RStudio (ver Sección 2.1.2 abajo).

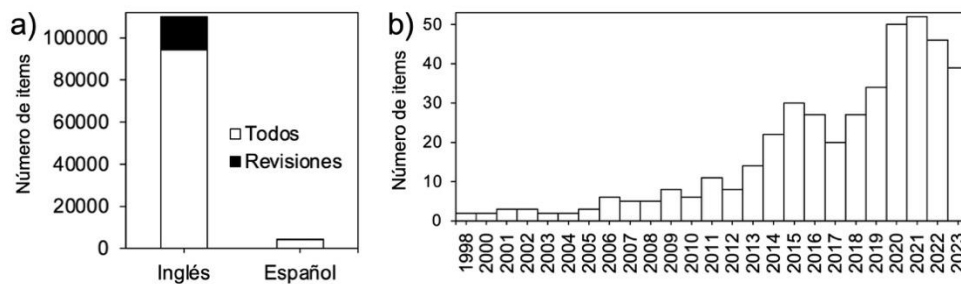


Figura 1 – Acumulación de literatura científica sobre remediación de sedimentos contaminados marinos en a) Google Scholar (ítems totales) y b) PubMed (ítems totales por año)

Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, se descargaron informes técnicos sobre remediación de sedimentos desde sitios web mantenidos por organismos reconocidos internacionalmente en el ámbito ambiental, tales como la Agencia de Protección Ambiental (USEPA), el Departamento de Defensa Estratégica, Investigación Ambiental y Programa de Desarrollo (SERPD), y el Departamento de Ecología de Washington, todas instituciones de EE.UU. Para los estudios de caso relacionados con la actual consultoría (i.e., remediación de sedimentos costeros siendo impactados por la actividad portuaria, industrial, municipal, entre otros), se recopilaron informes técnicos o artículos científicos que describen la técnica de remediación, así como también estudios evaluando los efectos ecológicos y ambientales de su implementación. Esta literatura científica, informes técnicos y estudios de caso fueron tabulados en una planilla Excel según el tipo de técnica de remediación y el contaminante en estudio o bajo manejo, incluyendo su *Digital Object Identifier* (DOI). Por último, las fuentes de iniciativas nacionales de remediación difundidos en portales de noticias ambientales son indicadas en la leyenda de la figura.

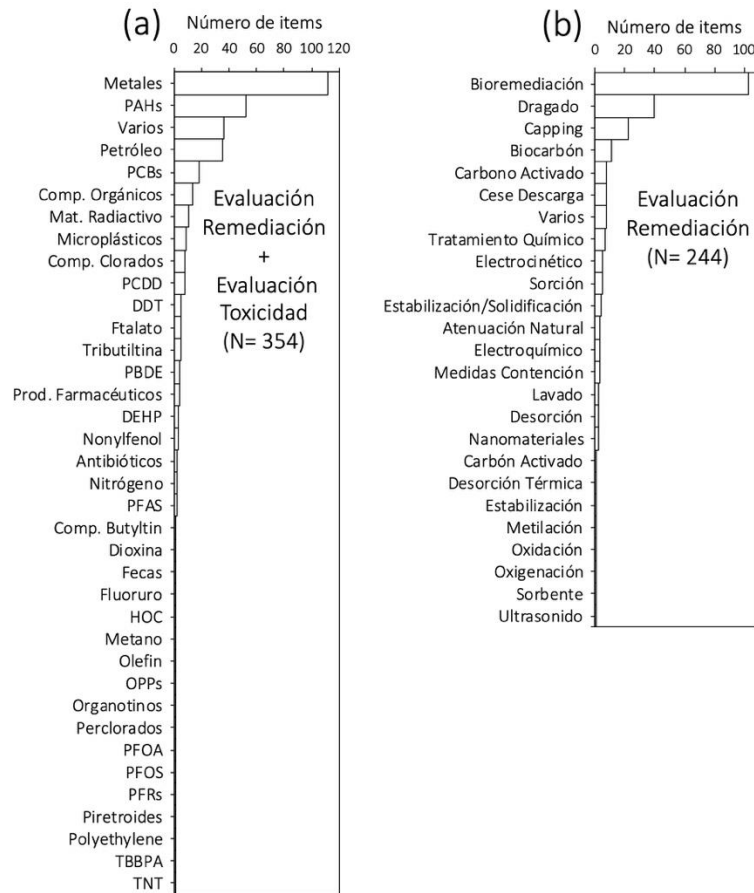


Figura 3 – Tipo de agentes contaminantes (a) y técnica de remediación (b) estudiadas desde 1998 hasta el presente

Fuente: Elaboración propia a partir de bibliografía Pubmed asociada a la búsqueda “remediation of marine contaminated sediments”

El Anexo 4, en la hoja “Referencias bibliográficas”, también presenta la bibliografía utilizada para la elaboración de este informe (indicada también en la Sección 7). Todos estos documentos se presentan en archivos formato PDF en el Anexo 5.

2.1.3 Información necesaria para la selección de técnicas de remediación

A raíz del aumento en la contaminación de los sedimentos producto de la actividad industrial, minera, agrícola y otras fuentes cercanas a cuerpos de agua, la USEPA publicó en 1993 el primer documento técnico con lineamientos para seleccionar técnicas de remediación para sedimentos contaminados: “Selecting Remediation Techniques for Contaminated Sediment” (USEPA, 1993a).

El documento indica que para la selección de la técnica de remediación más apropiada se debe contar primeramente con información de base, en cuanto a la i) caracterización de sitio, ii) características y dinámica del sedimento, y iii) características del contaminante.

La caracterización del sitio es necesaria para identificar el tipo y grado de contaminación. De manera resumida, se plantea que es vital identificar y localizar las fuentes potenciales de contaminación cercanas al sitio, además de recolectar información detallada del área, incluyendo profundidad (batimetría), ancho, corriente, altura de ola y propiedades del sedimento, entre otros.

Es importante también tener una buena caracterización del sedimento, debido a que su composición, incluyendo cantidad de materia orgánica, hierro, óxidos de manganeso, etc., junto con propiedades como el tamaño, pH y salinidad, impactan cómo el sedimento interactúa con los contaminantes. Partículas más pequeñas o lodos (< 63 μm) frecuentemente contienen contaminantes en mayores concentraciones dado a su mayor área de superficie e intercambio iónico catiónico, las que además permanecen más tiempo suspendidas, propiciando su movilidad durante mareas y tormentas. El contenido de carbono orgánico o hierro afecta también la capacidad de adsorción de ciertos contaminantes. La combinación del tamaño de la partícula, contenido orgánico y mineralogía juegan un rol muy importante en la forma en la que esté contenido el contaminante en el sedimento.

En cuanto a los contaminantes, estos entran a los cuerpos de agua, se hunden y luego se adhieren a las partículas del sedimento. Es por esto que, en sistemas acuáticos, el sedimento de la capa superficial típicamente tiene una mayor concentración de contaminantes que la columna de agua. Los sedimentos actúan como un reservorio de contaminantes, pudiendo ser resuspendidos o movilizados. El coeficiente de reparto octanol/agua (K_{ow})⁶ de cada contaminante es un predictor de estos, con bajas solubilidades indica una mayor tendencia para compuestos de ser adsorbidos por partículas de sedimento.

Una de las primeras acciones entonces es determinar la calidad del sedimento. La USEPA (1993a) identifica 8 categorías principales de contaminantes presentes en los sedimentos, los cuales corresponden a:

- Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs, por su sigla en inglés)
- Pesticidas (ej. dicloro difenil tricloroetano - DDT)
- Bifenilos Policlorados (PCBs, por su sigla en inglés)
- Hidrocarburos aromáticos monocíclicos (benceno y sus derivados)
- Ésteres de ftalato
- Metales y metaloides (ej. mercurio y plomo)
- Nutrientes⁷
- Otros contaminantes, tal como cianuro y compuestos organometálicos

Adicional a los contaminantes mencionados, cabe notar que en los últimos años han adquirido relevancias los llamados contaminantes emergentes, entre los que se encuentran las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS, por sus siglas en inglés), los microplásticos, los productos cosméticos y farmacéuticos, entre otros. Finalmente, se debe también tomar en cuenta las variaciones de los parámetros fisicoquímicos de los sedimentos (pH, redox, oxígeno disuelto), los que pueden estar influenciados por la presencia de contaminantes.

⁶ Medida de la distribución relativa de un compuesto entre dos fases inmiscibles: el octanol (un lípido similar a la grasa) y el agua. Se utiliza en química y bioquímica para predecir cómo se distribuirá una sustancia entre estos dos solventes

⁷ Los que a su vez pueden hacer variar la carga orgánica de los sedimentos (y columna de agua), resultando en disminución del oxígeno disuelto hasta condiciones de anoxia.

Internacionalmente, diversas legislaciones (Australia, Canadá, Estados Unidos, etc.) han establecido valores de referencia para elementos o compuestos para indicar cuándo un sedimento estaría “contaminado”, vale decir, que causaría riesgo a la biota o salud humana. Estos valores se denominan internacionalmente como “Sediment Quality Guidelines” o SQG, los que a su vez tienen diferentes nombres en cada legislación, y refieren generalmente a dos casos: 1) la concentración a la cual es posible que haya efectos en la biota (ej. TEL en Canadá, Estados Unidos; ISQG-Low en Australia y Nueva Zelanda); y 2) la concentración a la cual se pueden observar estos efectos (PEL en Canadá, Estados Unidos; ISQG-High en Australia y Nueva Zelanda). En la Figura 4 y Figura 5 se presentan ejemplos de SQG de niveles de efectos posibles y probables (respectivamente).

SQG	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	Zn	Reference
TEL ¹	5.9	0.6	37.3	35.7	35	0.17	18	123	a
ERL	33	5	80	70	35	0.15	30	120	a
LEL ²	6	0.6	26	16	31	0.2	16	120	a
MET ³	7	0.9	55	28	42	0.2	35	150	a
CB TEC	9.79	0.99	43.4	31.6	35.8	0.18	22.7	121	a
EC-TEL ⁴	7.24	0.68	52.3	18.7	30.2	0.13	15.9	124	b
NOAA ERL ⁵	8.2	1.2	81	34	46.7	0.15	20.9	150	c
ANZECC ERL ⁵	20	1.2	81	34	47	0.15	21	200	d
ANZECC ISQG-low ⁵	20	1.5	80	65	50	0.15	21	200	d
SQAV TEL-HA28 ⁶	11	0.58	36	28	37	–	20	98	e
SQO Netherlands Target	2.9	0.8	–	36	85	0.3	–	140	d
Hong Kong ISQG-low ⁷	8.2	1.5	80	65	75	0.15	40	200	d
Hong Kong ISQV-low ⁷	8.2	1.5	80	65	75	0.28	40	200	f
Flanders RV X ⁸	28	1	43	20	0.1	35	28	168	g
EQS Human Health Items (Lake Biwa)	0.01	0.01	0.05	–	0.01	0.0005	–	–	h
Slightly Elevated Stream Sediments ⁹	8	0.5	16	38	28	0.07	–	80	i

SQG, Sediment quality guideline; TEL, threshold effect level; ERL, effects range low; LEL, lowest effect level; MET, minimal effect threshold; CB, Consensus Based; TEC, threshold effect concentration; EC, Environment Canada; NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration; ANZECC, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council; ISQG, Interim Sediment Quality Guidelines; SQAV, Sediment Quality Advisory Value; SQO, Sediment Quality Objective; ISQV, Interim Sediment Quality Value; RV, Reference Value; EQS, Environmental Quality Standard; MEL, Median Effect Level; FEDP, Florida Department of Environmental Protection

¹ Same as Canadian Freshwater Sediment Guidelines^d

² Same as Ontario Ministry of Environment Screening Level Guidelines^d

³ Same as MEL in SQAVs⁶

⁴ Same for FDEP Guidelines^d and Canadian Marine Sediment Quality Guidelines^d

⁵ Some values in NOAA and ANZECC are the same

⁶ All other SQAVs are the same as SQGs⁸

⁷ ISQG and ISQV are the same for all metals except Hg

⁸ Reference values and class limits for rivers in Flanders; <X class 1, <Y class 2, <Z class 4, >Z class 5

⁹ Classification of Illinois Stream Sediments

^a MacDonald et al. 2000b

^b Smith et al. 1996

^c NOAA 1999

^d ANZECC 1997

^e Swartz 1999

^f Chapman et al. 1999

^g De Cooman et al. 1999

^h Shiga Prefecture 2001

ⁱ Classification of Illinois Stream Sediments

Figura 4 – Ejemplos de SQG de niveles de efectos posibles

Fuente: Burton, 2002

SQG	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	Zn	Reference
PEL ¹	17	3.53	90	197	91.3	0.486	36	315	a
ERM	85	9	145	390	110	1.3	50	270	a
EC-PEL ²	41.6	4.21	160	108	112	0.7	42.8	271	b
NOAA ERM ³	70	9.6	370	270	218	0.71	51.6	410	c
SQAV PEL-HA28 ⁴	48	3.2	120	100	82	–	33	540	d
SQO Netherlands Limit	55	2	–	36	530	0.5	–	480	e
Hong Kong ISQV-high ⁵	70	9.6	370	270	218	1	–	410	f
Norwegian Moderate	80	1	300	150	120	0.6	130	700	g
Flanders RV Y ⁶	69	2	107	50	0.3	88	69	422	h
Elevated Stream Sediments ⁷	11	1	23	60	38	0.1	–	100	i
Highly Elevated Stream sediments ⁷	17	2	38	100	60	0.17	–	170	i

SQG, Sediment quality guideline; PEL, probable effects level; ERM, effect range median; EC, Environment Canada; NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration; SQAV, Sediment Quality Advisory Value; SQO, Sediment Quality Objective; ISQV, Interim Sediment Quality Value; RV, Reference Value; FDEP, Florida Department of Environmental Protection; ANZECC, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council; ISQG, Interim Sediment Quality Guidelines

¹Same as Canadian Freshwater Sediment Guidelines^a

²Same as FDEP Guidelines^a and Canadian Marine Sediment Quality Guidelines^a

³Same as ANZECC ERM^a, ANZECC ISQG-high^a, ERM^b, and ERM/PEL^c

⁴All other SQAVs are the same as SQGs^a

⁵Same as Hong Kong ISQV-high values^a

⁶Reference values and class limits for rivers in Flanders; <X class 1, <Y class 2, <Z class 4, >Z class 5

⁷Classification of Illinois Stream Sediments

^aMacDonald et al. 2000b

^bSmith et al. 1996

^cNOAA 1999

^dSwartz 1999

^eANZECC 1997

^fChapman et al. 1999

^gHelland et al. 1996

^hDe Cooman et al. 1999

ⁱClassification of Illinois Stream Sediments

^jHyland et al. 1999

Figura 5 – Ejemplos de SQG de niveles de efectos probables

Fuente: Burton, 2002

2.1.4 Principales técnicas de remediación de sedimentos

Luego de la obtención de la información relativa a la caracterización del sitio, condiciones ambientales y estado de contaminación, es que se puede realizar una evaluación de la mejor técnica de remediación, entre las que se encuentran técnicas in-situ (ver Sección 2.1.6), que tratan el sedimento sin extraerlo, y técnicas ex-situ (ver Sección 2.1.5), que requieren de la remoción del sedimento para su posterior tratamiento (Figura 6 – Técnicas de remediación). Cabe notar que existen técnicas que pueden ser aplicadas tanto ex-situ como in-situ (que se presentan también en la Sección 2.1.5). Adicionalmente, existe la alternativa de recuperación natural monitoreada, que se basa en la capacidad natural del medio ambiente de repararse a sí mismo.

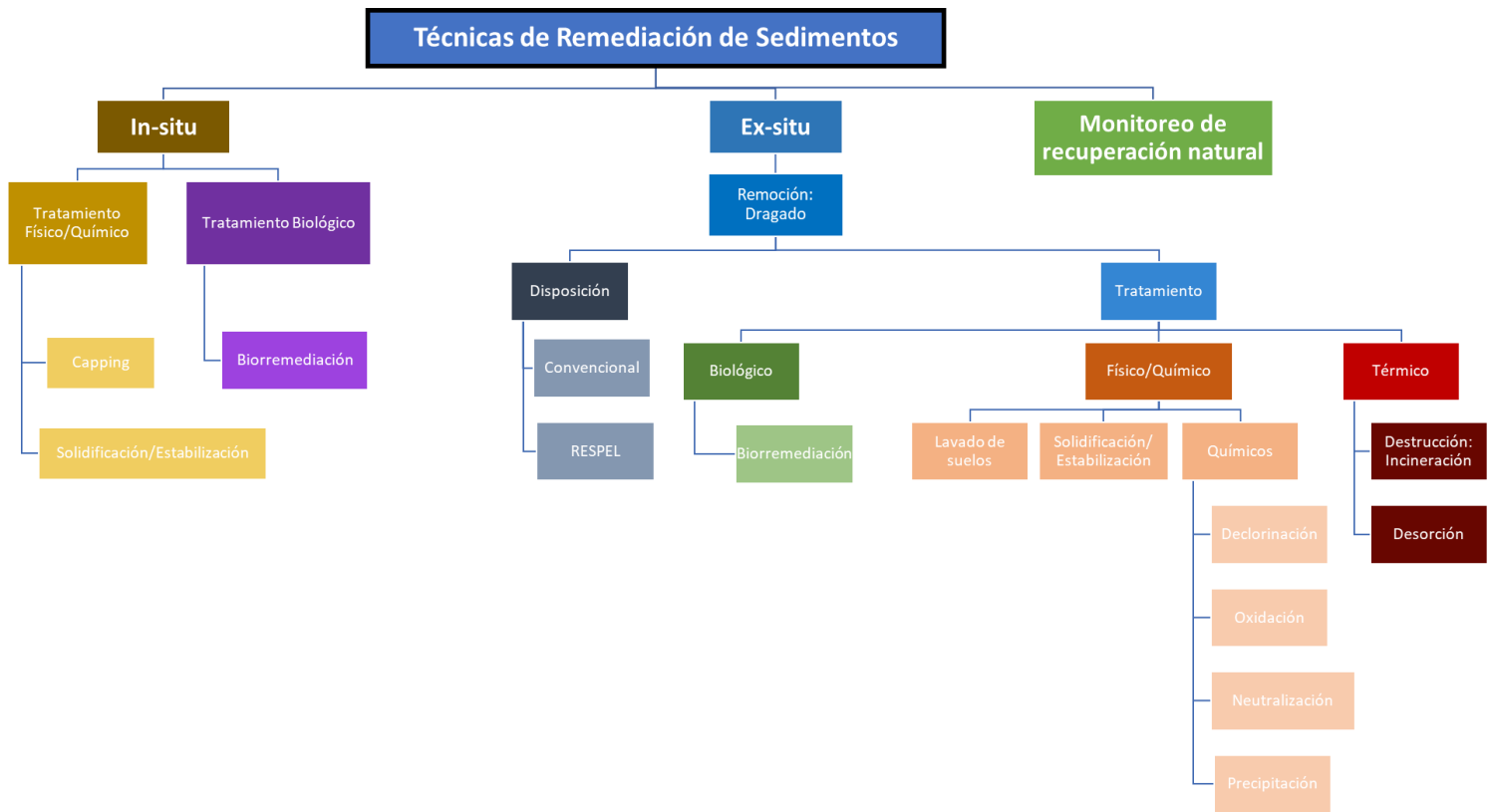


Figura 6 – Técnicas de remediación de sedimentos
Fuente: Elaboración propia en base a bibliografía

Para la evaluación de la mejor técnica, se puede utilizar la cadena de decisión establecida por la USEPA (1993a) como se muestra en la Figura 7.

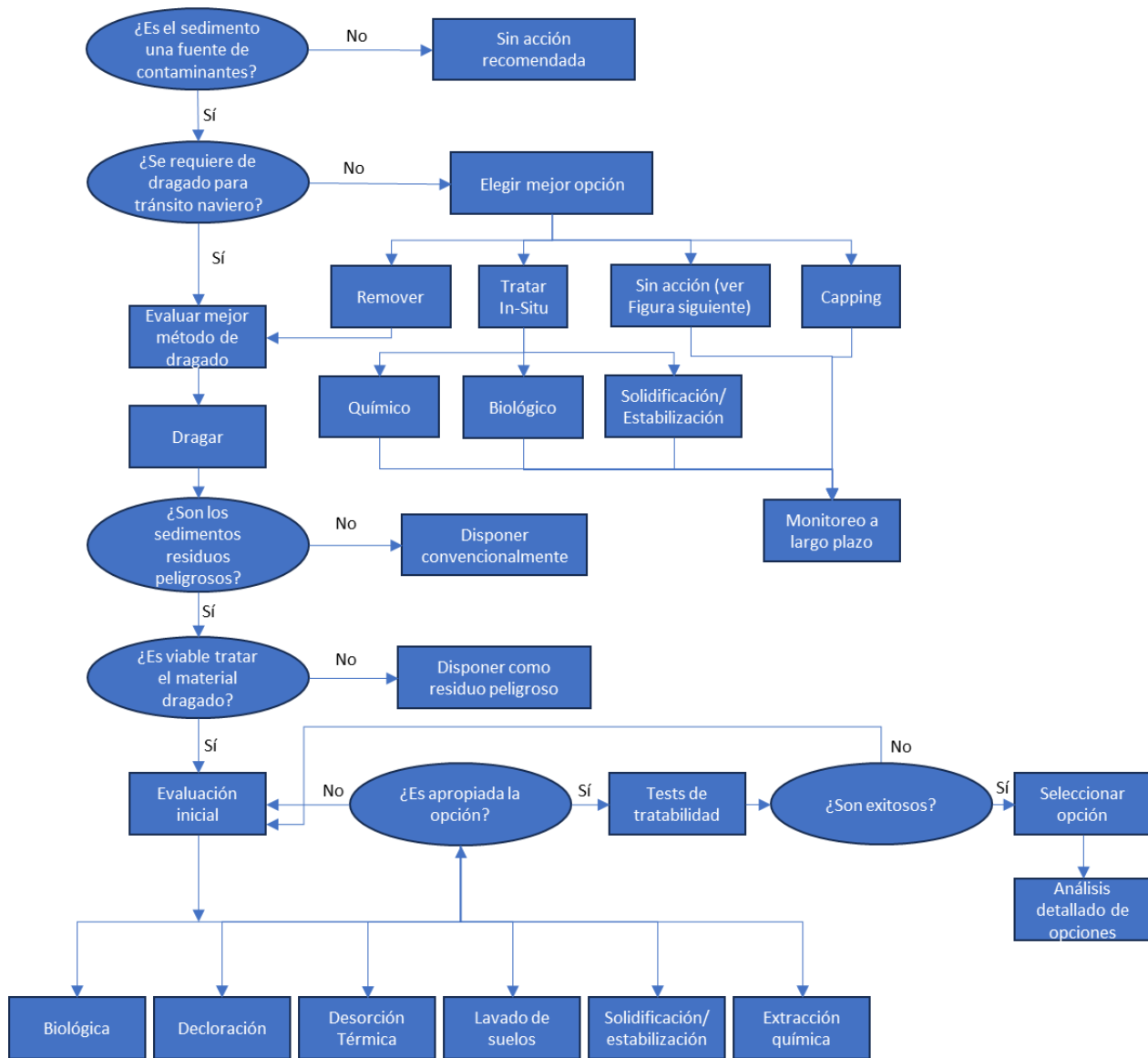


Figura 7 – Diagrama de flujo de decisión para seleccionar una estrategia de remediación

Fuente: Adaptado desde USEPA (1993a, 2007)

Aun con esa información siendo obtenida y analizada rigurosamente, y bajo un enfoque precautorio, el escenario de base o la hipótesis nula es de no tratar el sedimento contaminado. Esto podría ser recomendable cuando los procesos naturales como la sedimentación y degradación biológica pudiesen ser apropiados cuando la descarga de contaminantes ha cesado, los procesos de enterramiento o dilución son rápidos, así como también no accesibles físicamente, y el impacto ambiental de su remediación es considerado más nocivo comparado con dejar el sedimento como está (ver Figura 8 – Diagrama de flujo de decisión para la no-acción de remediación). Lo anterior, debiese realizarse bajo un proceso de monitoreo continuo, lo que se denomina como “recuperación natural monitoreada” (Monitored Natural Recovery-MNR; ver Sección 2.1.7). Finalmente, es la autoridad la que debe definir si se dispone de los datos apropiados para la caracterización, la extensión de la limpieza, los niveles aceptables de limpieza del sitio, viabilidad técnica del método de remediación, y si el costo económico sería aceptable.

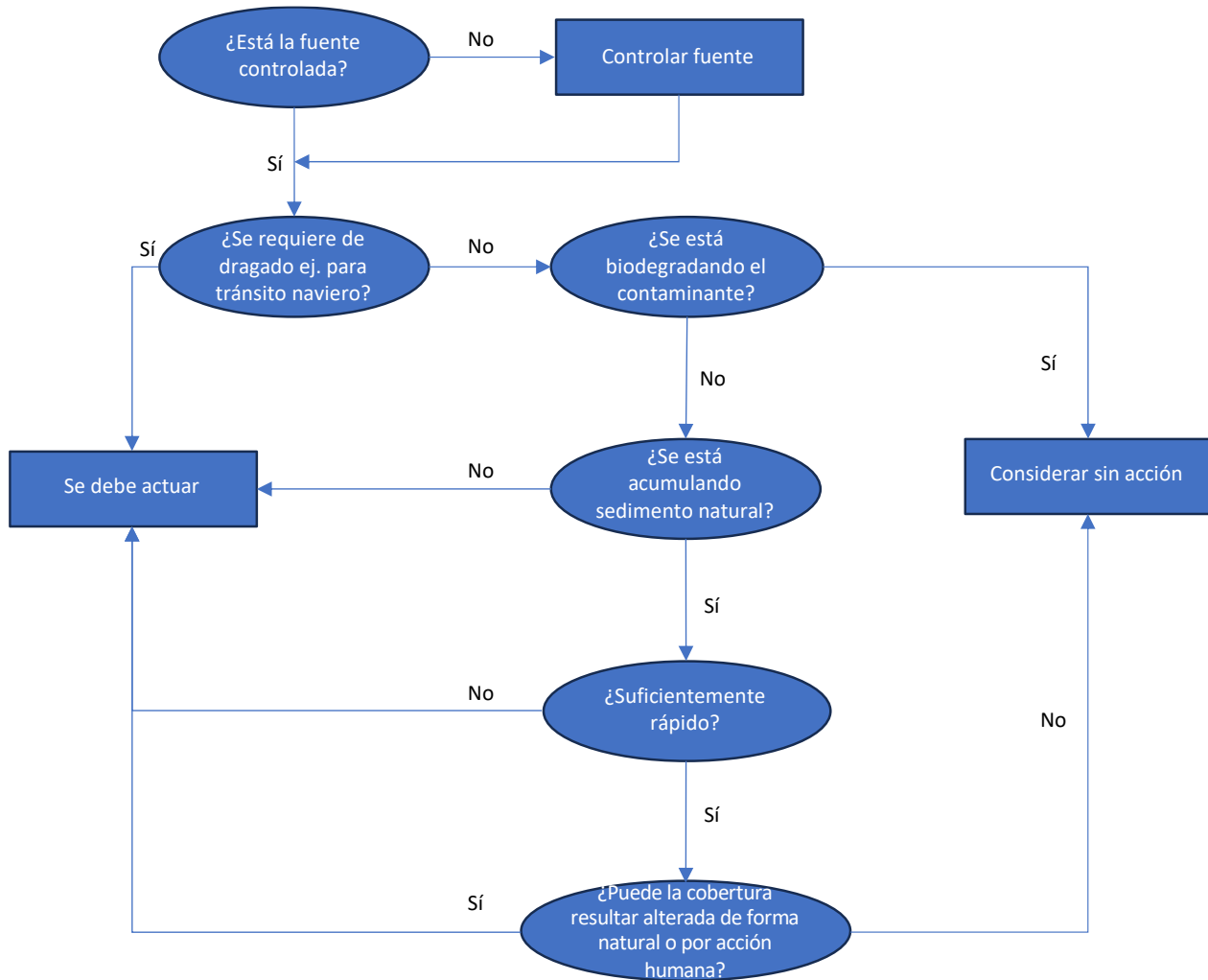


Figura 8 – Diagrama de flujo de decisión para la no-acción de remediación⁸
Fuente: Adaptado desde USEPA (1993a, 2007)

2.1.5 Técnicas de remediación ex-situ

Todos los tratamientos ex-situ requerirán de la remoción del sedimento (dragado o succión) del área contaminada, para luego proceder con su disposición final (ya sea convencionalmente o como residuo peligroso) o tratamiento (biológico, fisicoquímico o térmico). Cabe hacer notar la diferencia entre sólo remover el sedimento contaminado para su tratamiento in-situ (ej. biorremediación, capping) y su remoción *per se* involucrando su traslado a un sitio contiguo u alejado para su tratamiento y/o disposición final.

⁸ El nodo que incluye la pregunta “¿Puede dañarse la cobertura resultar alterada de forma natural o por acción humana?” se refiere a si la cobertura es físicamente accesible y/o modificable en tanto al riesgo de resuspensión y transporte de sedimentos tóxicos. Por ejemplo, a través de corrientes oceánicas o movimiento de embarcaciones, entre otras.

Además, puede haber tratamientos ex-situ que culminen con la disposición de los sedimentos en el mismo u otro sitio, cumpliendo ciertos estándares de calidad, los cuales, en el ambiente natural pueden seguir siendo tratados (ej. por biorremediación). Por último, un tratamiento o proceso de limpieza de un sitio puede necesitar combinar la remoción de los sedimentos más contaminados para su tratamiento ex-situ con tratamientos in-situ en áreas con menos contaminación.

La remoción del sedimento contaminado por medio de “dragado” ha sido largamente estudiada e incorporada tempranamente en procesos regulatorios, aun con efectos no siempre positivos para el ambiente (ver Tabla 1). La elección de si remover o dragar depende de la naturaleza del sedimento, los tipos de contaminantes, la profundidad del fondo, el grosor y volumen del sedimento, la distancia al sitio de disposición, y la maquinaria disponible (USEPA, 1993b).

El dragado y transporte son apropiados bajo las siguientes condiciones:

- Cuando los efectos ambientales de la no acción son inaceptables.
- Cuando las condiciones ambientales, tal como las mareas, inundaciones o el transporte erosivo no son compatibles con dejar el sedimento en el lugar (por posible extensión de la contaminación, o toxicidad que conlleve riesgos no aceptables).
- Cuando el sedimento está ubicado en rutas de navegación que deben ser dragadas.

El costo del dragado depende principalmente del volumen del material a ser removido, la ubicación del material (áreas contiguas vs aisladas), el tipo de ruta de navegación, el tiempo disponible para el dragado, el contenido de agua del sedimento (determinado por el tamaño de partícula), entre otras. El dragado causa siempre la resuspensión del sedimento, sin embargo, la pluma del sedimento resuspendido puede ser limitado a través del uso de cortinas de limo. Estas cortinas crean un obstáculo bajo el agua que se extiende bajo la superficie, algunas veces hasta el fondo.

Tabla 1 – Ventajas y desventajas del dragado y disposición final

Ventajas	Desventajas
Menor incertidumbre sobre su efectividad a largo plazo, comparado con capping (ver Sección 2.1.6)	Complejo de implementar y alto costo, comparado con el capping
Mayor flexibilidad en uso futuro del cuerpo de agua, comparado con la necesidad de proteger y/o restringir la navegación después de un tratamiento capping	Incertidumbre en extensión de la contaminación residual después de remover, pudiendo ser alta en algunos sitios. Esta contaminación residual puede ser mayor si dominan rocas grandes y en ambientes con alta energía, y profundos
Menor tiempo en alcanzar los objetivos de remediación, especialmente cuando el material removido contiene bajas concentraciones de contaminantes	La resuspensión del material y con esto la dispersión de contaminantes. Pérdidas del material removido en ruta hacia disposición final por filtración o emisiones volátiles
Posibilidad de recolonización de especies en el área de remediación	La destrucción temporal de la comunidad acuática y hábitats dentro del área de remediación

Fuente: Adaptado de USEPA (2005)

Los métodos de dragado se dividen en 3 categorías principales: mecánico, hidráulico y neumático, como se indica abajo:

- **Dragado mecánico:** produce un material con un contenido de agua cercano al del sedimento in-situ. Aunque el dragado mecánico ofrece la ventaja de recuperar su densidad original, este genera una alta resuspensión del sedimento, particularmente en el rango fino de tamaños. Como el sedimento fino es frecuentemente altamente contaminado, esta resuspensión puede causar un aumento en la liberación de contaminantes. Los niveles esperados de resuspensión de sedimento deben ser comparados con los niveles basales del material suspendido en el agua.
- **Dragado hidráulico:** usualmente son sistemas de barcaza que usan bombas centrífugas para remover y transportar la mezcla sedimento/agua. Las bombas pueden ser montadas en la barcaza o sumergibles. El dragado hidráulico estándar comúnmente produce lodos con 10 a 20% de sólidos por peso húmedo. El dragado hidráulico generalmente exhibe una alta tasa de producción y menor resuspensión que el método mecánico. Este es también capaz de remover contaminantes líquidos.
- **Dragado neumático:** usa aire comprimido y/o la presión hidrostática para remover los sedimentos. Estos sistemas son comúnmente montados en barcasas y producen lodos con una mayor concentración de sólidos que el método hidráulico, causando una menor resuspensión de material. Este método ha sido extensivamente usado en Europa y Japón, con una limitada aplicación en EE.UU.

2.1.5.1 Disposición convencional o como residuo peligroso

Antes de la disposición del material se debe clasificar el material dragado como residuo no peligroso o peligroso. Internacionalmente, cada legislación posee su propia normativa y metodología bajo la cual se establece cuándo un residuo cae en una u otra categoría. En Chile, la normativa que regula la clasificación y disposición de residuos peligrosos es el DS148/2003 “Reglamento Sanitario Sobre Manejo de Residuos Peligrosos” del Ministerio de Salud. De manera muy general, la clasificación consiste en someter el residuo a diferentes test de peligrosidad (que incluye toxicidad aguda, crónica y extrínseca, reactividad, inflamabilidad y corrosividad).

Los residuos no peligrosos, incluidos los sedimentos, pueden disponerse en lugares apropiados para estos fines (ej. sitios de disposición de residuos industriales), o evaluarse su reutilización como material de relleno⁹ o incluso como base para algún tipo de material de construcción.

Por otra parte, los residuos peligrosos sólo pueden disponerse en lugares autorizados para estos fines, que cuenten con los permisos sanitarios y documentación requeridos. Cabe notar que el transporte de estos residuos debe también hacerse de manera ajustada a la normativa, que establece una serie de requerimientos para la protección del ambiente y la salud de los trabajadores.

⁹ Cabe notar que la cantidad de sales (salinidad) puede hacer esto inviable estructural o ambientalmente

De cualquier manera, ambos métodos de disposición requerirán del establecimiento de planes de manejo de residuos para su transporte y disposición, siendo naturalmente mayores los requerimientos para los residuos peligrosos.

2.1.5.2 Tratamientos para remediación

A continuación, se presentan las tecnologías de tratamiento más comunes para la remediación ex-situ. Cabe notar que algunas de estas tecnologías pueden también ser aplicadas in-situ.

i. Biorremediación (ex-situ / in-situ)

La biorremediación es un proceso que utiliza organismos bioingenieros (ej. bacterias, hongos, algas) y/o compuestos naturales o (semi-)sintéticos (ej. enzimas, biosolventes, surfactantes) como agentes catalizadores, que puede efectivamente tratar un amplio rango de contaminantes orgánicos en los sedimentos marinos (ej. hidrocarburos del petróleo; revisión en Dell'Anno et al., 2021), aunque la biorremediación de contaminantes inorgánicos como metales pesados está aún en desarrollo (ej. usando microorganismos genéticamente modificados; perspectiva en Iravani et al., 2022). Los productos de la degradación parcial de algunos compuestos (ej. la degradación de tricloroetileno, resultando en cloruro de vinilo) pueden incluso ser más solubles y tóxicos que los contaminantes originales. Microorganismos como bacterias, hongos y microalgas son agentes biológicos muy utilizados en biorremediación.

El mecanismo de biodegradación aeróbica consiste en convertir las moléculas de hidrocarburos aromáticos policíclicos en compuestos solubles como CO₂, O₂ y H₂O. La oxidación microbiana de los contaminantes es a través de enzimas oxigenasas y peroxidadas, siendo luego estos productos enzimáticos utilizados como fuente de carbono y energía para crecer (biomasa celular). Varios factores pueden impedir el proceso de degradación microbiana, incluyendo una alta concentración de compuestos orgánicos, la falta de oxígeno, nutrientes, y bajas temperaturas. El tratamiento biológico aeróbico es exitoso con sedimentos contaminados con materia orgánica, dependiendo del suministro de oxígeno y nutrientes (nitrógeno, fósforo, hierro, magnesio, potasio, calcio, sodio, sulfuro y manganeso). Sin embargo, este método no resulta aconsejable en sedimentos con altas cargas orgánicas y demanda de oxígeno, ya que la degradación de hidrocarburos es mejor en sedimentos con oxígeno disuelto de al menos 8 ppm y redox de +150mV (Mille, et al., 1988)¹⁰. Por otro lado, el tratamiento biológico anaeróbico, apropiado para ambientes sedimentarios deficientes en oxígeno, involucra la deshalogenación reductiva, en particular para degradar compuestos orgánicos halogenados (como tricloroetileno-TCE, tetracloroetileno-PERC). La degradación anaeróbica por consorcios de microorganismos es lenta y aplica a pocos compuestos y, además, algunos contaminantes como los PCBs, se benefician de un sistema tanto aeróbico como anaeróbico el cual puede ocurrir de forma natural.

La mayoría de las bacterias involucradas en el proceso de biorremediación de hidrocarburos de petróleo pertenece a los géneros *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Alteromonas*, *Arthrobacter*, *Burkholderia*, *Bacillus*, *Enterobacter*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*. Además, los géneros *Alcanivorax*, *Marinobacter*, *Thalassolituus*, *Cycloclasticus*, y *Oleispira* incluye a bacterias con habilidades para degradar hidrocarburos.

¹⁰ Disponible en <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0272771488900571>

Aparte de las bacterias, los hongos han sido descritos por su habilidad de producir enzimas particulares (ej. catalasas, peroxidasas, lacasas) capaces de degradar contaminantes orgánicos y/o inmovilizar contaminantes inorgánicos. Especies de hongos pertenecientes a los géneros *Aspergillus*, *Curvularia*, *Drechslera*, *Fusarium*, *Lasiodiplodia*, *Mucor*, *Penicillium*, *Rhizopus* y *Trichoderma* han sido reportados como capaces de degradar hidrocarburos aromáticos.

Existen tres estrategias de biorremediación que pueden adoptarse: i) la atenuación natural o recuperación natural monitoreada (MNR, por sus siglas en inglés), donde el tiempo es el factor determinante para obtener resultados, ii) la bioaumentación, incorporando cultivos de microorganismos específicos mostrando la capacidad para biodegradar/detoxificar ciertos contaminantes, y/o iii) la bioestimulación, incorporando compuestos específicos que estimulan el crecimiento de ensamblajes microbianos autóctonos. Los microorganismos potencialmente benéficos para la biorremediación de sedimentos contaminados pueden ser de la misma área, o puede ser aislado desde otra área contaminada. El uso de microorganismos autóctonos podría resultar más efectivo y ecológicamente amigable, ya que ellos están probablemente mejor adaptados a las condiciones ambientales locales que los alóctonos, los que podrían requerir la manipulación del ambiente natural para maximizar su rendimiento (ej. cambiando la concentración de oxígeno y/o nutrientes, pH).

En la Tabla 2 se presentan las principales ventajas y desventajas de la biorremediación in-situ.

Por otro lado, la biorremediación ex-situ con mayores costos ambientales y económicos asociados a la remoción del sedimento, posee la ventaja de poder manejar de mejor forma los procesos biológicos, aumentando su efectividad en remover contaminantes objetivo comparado con métodos in-situ.

En la biorremediación ex-situ, la fase sólida y fase lodos de los sedimentos son tratados como suelo, con o sin maquinaria especializada:

- **Cultivo en tierra (Fase sólida):** Consiste en extender el material sólido contaminado sobre campos de siembra utilizando equipamiento convencional usado en la agricultura. Las bacterias que se encuentran naturalmente en el suelo son estimuladas para degradar el compuesto orgánico objetivo a través de la manipulación activa de las condiciones ambientales (ej. arar la tierra para homogenizar, aireación, y la adición de nutrientes y agua).
- **Bio-pilas (Fase sólida):** Consiste en el apilamiento del sedimento en pilas y el estímulo de la actividad microbiana aeróbica creando las condiciones óptimas de crecimiento dentro de la pila, incluyendo la aireación, ajuste del pH y humedad, y la adición de nitrógeno y fósforo. La efectividad de las biopilas ha sido demostrada a escala de laboratorio y campo para distintos tipos de hidrocarburos.
- **Bio-reactor de lodos (Fase lodos):** Utiliza un gran reactor móvil que puede entregar las condiciones favorables para acelerar la atenuación natural de los contaminantes en la fracción lodosa del sedimento. Para ello, el lodo (desde 10 a 40 % sólidos) de agua, sedimentos contaminados, bacterias aeróbicas, aire y nutrientes es contenido en el reactor y mezclado mecánicamente (como camión mezclador de cemento). En este caso, la eficiencia de remoción puede ser aumentada ajustando condiciones operacionales específicas, aunque el mecanismo de remoción en aquellos reactores es raramente estudiado, siendo también conocido como el método de la “caja negra”.

Tabla 2 – Ventajas y desventajas del tratamiento de biorremediación ex-situ

Ventajas	Desventajas
Equipamiento simple	Sitio específico (condiciones y limitaciones)

Ventajas	Desventajas
Varios enriquecedores biológicos pueden ser inyectados	Menor control del proceso
Implementación ex-situ o in-situ (con o sin dragado)	Lento en alcanzar los niveles de contaminantes/objetivos del tratamiento
Puede volver limpio (sin disposición en otro sitio)	Puede requerir varios tratamientos adicionales, ej. para terminar de remover hidrocarburo de cadena larga más resistentes
20% del costo de remoción vía tratamiento y disposición final	

Fuente: Adaptado desde USEPA (1993a, 2007)

Basado en los mismos principios, la fitorremediación y ficorremediación utiliza plantas terrestres y organismos fotosintéticos acuáticos (microalgas y macroalgas) vivos o muertos (su biomasa) para remover contaminantes desde el sedimento y/o el agua en contacto con el sedimento. Con respecto al uso de macroalgas como agentes removedores de contaminación, una revisión de la literatura científica disponible sobre ficorremediación de sedimentos arrojó un mayor número de estudios/revisiones sobre macrófitos de agua dulce comparado con macroalgas marinas (entre 4-6 veces más artículos en PubMed).

Las microalgas, principalmente especies de algas verdes dulceacuícolas pertenecientes a los géneros *Selenastrum*, *Scenedemus*, o *Chlorella*, han demostrado ser efectivos en la degradación de hidrocarburos policíclicos aromáticos, tal como, naftaleno, fenantreno y pireno, y en la inmovilización de metales. El mecanismo, que permite a las microalgas remover compuestos tóxicos, así reduciendo su biodisponibilidad y toxicidad, se basa principalmente en la producción de exo-polisacáridos, los que median la captura de contaminantes sobre la superficie celular y/o su complejización hacia formas menos biodisponibles. El contaminante adherido a la membrana o exo-polisacáridos de la pared celular (dependiendo del taxa) puede permanecer adherente o internalizado y quelado por una clase de moléculas llamadas fitoquelatinas. El conocimiento actual sugiere que el uso combinado de microalgas, bacterias y hongos resulta promisorio para remediar ambientes marinos contaminados con petróleo.

Los macrófitos que habitan cuerpos de agua dulce son reconocidos como agentes removedores de contaminantes, en particular metales pesados (ej. Zn, As, Cu, Cd, Cr, Pb y Hg; revisión en Saha et al., 2022). Cuando los metales son absorbidos por la raíz o tejidos aéreos de las plantas acuáticas, estos pueden ser atrapados por las cargas negativas de las paredes celulares, ser incorporados en el citoplasma celular y algunos orgánulos como vacuolas, o ser excretados extracelularmente. Algunas especies han sido reportadas como hiper-acumuladoras de metales cuando poseen concentraciones 100 veces mayores que las típicamente medidas en especies no acumuladoras. Además, el desarrollo de su rizoma ayuda a estabilizar el sedimento, reduciendo la potencial resuspensión de contaminantes.

Con respecto a las macroalgas que habitan la zona costera (intermareal y submareal), existe extensa evidencia de altas concentraciones de metales pesados en sus tejidos, hasta en macroalgas destinadas para consumo humano (ej. Cd y As en productos secos de Nueva Inglaterra; Shaughnessy et al., 2023). Zonas costeras que soportan una alta carga de metales pesados son a menudo también zonas con exceso de nutrientes transportados por surgencia costera, ríos, industrias o disposición municipal, lo cual, estimula el crecimiento de las macroalgas y luego una mayor acumulación de contaminantes en sus tejidos (Munda y Veber, 1996). Por ejemplo, varios estudios sugieren que *Ulva thalli* posee una alta capacidad para asimilar

metales como Cd, Zn, Cu, Cr y Ni desde aguas residuales (Wang et al., 2020), así como también se ha reportado que la especie *Macrocystis pyrifera* tiene una alta capacidad de absorber metales pesados comparado con otras algas pardas (Davis et al., 2003). Por último, resalta el avance en la utilización de restos de macroalgas (biomasa) por su bajo costo económico y ambiental (Chen et al., 2015; Araya et al., 2021).

ii. Tratamiento térmico

Corresponde a una técnica de remediación basada en la generación de calor para remover compuestos orgánicos volátiles (COVs) y semi-volátiles (COSVs) a través de volatilización u oxidación (revisión en Ding et al., 2019; Zhao et al., 2019). Dentro de esta categoría de remediación existen 2 métodos principales:

Desorción térmica

La desorción térmica se realiza principalmente ex-situ. En una primera etapa, la matriz sedimentaria es calentada a una temperatura por debajo de la combustión, típicamente entre 90 °C y 500 °C dependiendo del compuesto, evaporando los COVs y algunos COSVs además del agua (Figura 9). Posteriormente, los COVs y COSVs vaporizados pueden ser destruidos en una cámara de combustión secundaria o recuperados por condensación o adsorción a través, por ejemplo, del uso de carbono activado. Este método es más efectivo que la extracción con solventes, debido a que volatiliza más compuestos orgánicos por su elevada temperatura. Sin embargo, este no es tan efectivo como la incineración realizada a mayores temperaturas donde todos los compuestos orgánicos son destruidos (Tabla 3), así como también este tiene ventajas y desventajas comparado con métodos de biorremediación (Tabla 4). Por otro lado, aunque es posible implementar la desorción térmica in-situ directamente en el suelo contaminado, no se encontró información sobre su aplicación en sedimentos asociados a cuerpos de agua.

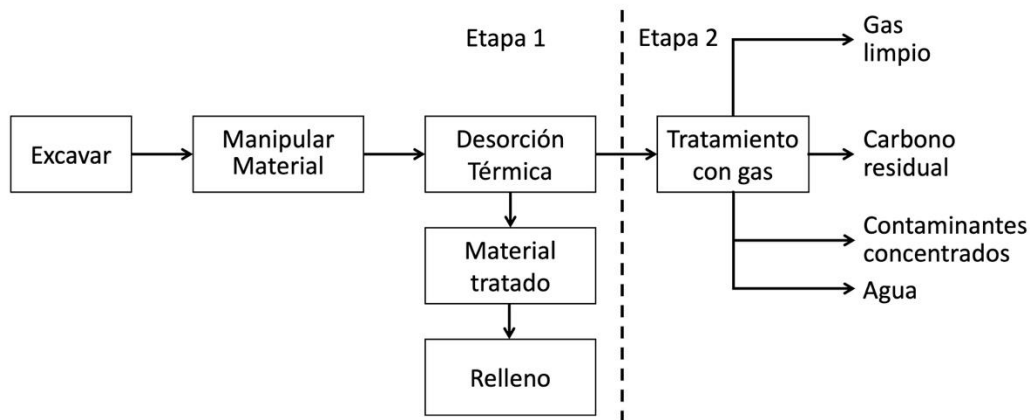


Figura 9 – Procesos asociados a la desorción térmica ex-situ de sedimentos contaminados
Fuente: Adaptado desde NFESC (1998)

Tabla 3 – Ventajas y desventajas de la desorción térmica ex-situ

Ventajas	Desventajas
El proceso es simple y bien establecido	Los compuestos orgánicos (contaminantes) no son destruidos en el primer proceso
Tratamiento rápido (entre 20-160 ton/h), y competitivo en costo para grandes volúmenes	Requiere excavar el sedimento limitando su aplicación a sitios poco profundos

Ventajas	Desventajas
Se genera sólo una pequeña cantidad de gas, y los compuestos orgánicos (contaminantes) pueden ser recolectados y tratados nuevamente	Altas cantidades de arcilla y materia orgánica húmeda pueden aumentar los costos
Las temperaturas son relativamente bajas comparado a la incineración	Sustancias altamente abrasivas pueden dañar el equipamiento de desorción térmica
El sedimento limpio puede ser devuelto sin disposición final (menos uso de relleno sanitario)	Restos de organismos > 60 mm de diámetro deben ser removidos previo al proceso

Fuente: NFESC (1998a, 1998b); Floess et al. (2012)

Tabla 4 – Comparación del tratamiento por desorción térmica con métodos de biorremediación

Ítem	Desorción térmica	Biorremediación intrínseca (MNR)	Biorremediación in-situ (+ O ₂)	Biorremediación ex-situ (+O ₂ /+Nut.)
Contaminantes tratados	VOCs, SVOCs, comp. clorados, petróleo	Algunos VOCs, SVOCs, petróleo	Algunos VOCs, SVOCs, petróleo	Algunos VOCs, SVOCs, petróleo
Limitaciones	Proceso de permisos puede ser largo	Material inapropiado, receptor cercano, largo plazo	Material inapropiado, no trata algunos comp. clorados	Material inapropiado, no trata algunos comp. clorados
Residuos de contaminantes	Bajo, no-detección	Medio	Bajo	Bajo
Tiempo tratamiento	1 año o menos según el tamaño del sitio	5 a 10+ años	2 a 5 años	6 meses a 1 año
Residuos producidos	Vapores, líquidos	Potencialmente ninguno	Potencialmente ninguno	Vapores, líquidos
Costo promedio	U\$ 35-200 per ton	Costo monitoreo de largo-plazo	U\$ 20-80 per ton	U\$ 25-75 per ton

Fuente: Adaptado desde NFESC (1998b)

Incineración

La incineración es básicamente la destrucción de los COVs y COSVs tras someter los sedimentos a temperaturas altas (a menudo entre 760 °C y 1650 °C) en la presencia de oxígeno. Esta alta temperatura es crucial para descomponer completamente los residuos y reducirlos a cenizas. Al igual que el método anterior, también está diseñado para remover COVs y COSVs desde sedimentos contaminados (no es apropiado para tratar compuestos inorgánicos).

Durante la incineración se generan gases y humos, por lo cual, uno de los puntos clave es el control de las emisiones de contaminantes a la atmósfera. Para aquello, se pueden utilizar sistemas de filtración avanzados para capturar y tratar estos gases. Los filtros pueden incluir precipitadores electrostáticos, filtros de mangas o sistemas de lavado de gases que capturan partículas y productos químicos.

Después de la incineración, los residuos se reducen considerablemente en volumen y se convierten en cenizas y otros residuos sólidos, los cuales se someten a un proceso adicional para su disposición final, que podría incluir el confinamiento seguro en rellenos sanitarios (ver Sección 2.1.5.1).

La incineración de contaminantes puede ser efectiva para eliminar desechos peligrosos, pero también puede generar preocupaciones ambientales si no se controlan adecuadamente las emisiones resultantes. Es vital contar con tecnologías avanzadas de control de la contaminación para minimizar cualquier impacto negativo en el aire y el medio ambiente circundante.

iii. Lavado

El lavado de suelos es una técnica ex-situ eficiente para remover una amplia gama de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos en los sedimentos (ej. metales pesados, solventes halogenados, compuestos aromáticos, petróleo, bencina, aceites, PCBs, fenoles clorados). El proceso consiste en disolver o suspender el material en una solución acuosa, utilizando diferencia de tamaños y densidades para separar los elementos de interés. En general, se utilizan como solventes algunos compuestos por agua, combinados con solventes orgánicos, compuestos quelantes, surfactantes, ácidos y básicos.

En cuanto a las etapas del proceso, este comienza con un tratamiento previo, para posteriormente separar por fracción de tamaño de partículas utilizando hidrociclones (Figura 10). Luego, el material es sometido a una unidad de lavado de grava (generalmente a contracorriente) para posteriormente deshidratar el lodo que se forma y someter el agua a tratamiento y recirculación. Los residuos sólidos y líquidos deben ser caracterizados y tratados para luego ser dispuestos en un relleno o ser devueltos al mismo u otro sitio.

Este método puede ser utilizado en combinación con otros métodos, por ejemplo, luego de alcanzar un nivel apropiado de contaminación o reduciendo la cantidad o tamaño del sedimento necesario para otros procesos (ej. incineración). Esta es una de las ventajas de este método, aunque también posee desventajas (Tabla 5).

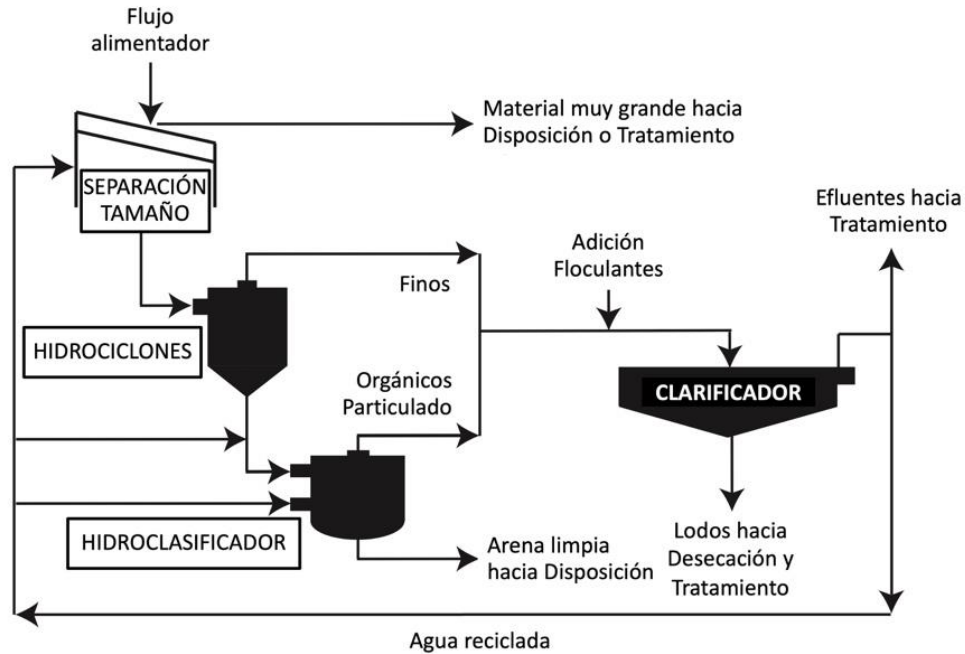


Figura 10 – Principales procesos del tratamiento de lavado de sedimentos contaminados
Fuente: Witt (1996) citado en USEPA (2007)

Tabla 5 – Ventajas y desventajas de método de lavado

Ventajas	Desventajas
Reduce el volumen para posterior tratamiento (hasta un 90%) o disposición final	Requiere un área grande para armar el sistema, pudiendo en algunos casos ser un problema
Es posible reutilizar el sedimento lavado	Especialmente efectivo para sedimentos gruesos de máx. 30-50% de limo, arcilla o materia orgánica
Controlar pH y temperatura en sistema cerrado	El agua residual conteniendo aditivos químicos requiere ser tratada subiendo los costos
Al mismo tiempo remueve contaminantes orgánicos e inorgánicos	Lodos contaminados requieren tratamiento o disposición final
Requiere pocos permisos ambientales	

Fuente: Tomado desde USEPA (1993b)

iv. Solidificación/estabilización (ex-situ / in-situ)

Este método inmoviliza el sedimento y contaminantes tratándolos con reactivos para solidificarlos o fijarlos. Esos fijadores o aglutinantes neutralizan o enlazan los contaminantes para reducir su movilidad, usualmente vía lixiviación. Otro método cubre los sedimentos con barreras o sorbentes para reducir la transferencia de los contaminantes hacia el agua y biota. Algunos de los problemas con la solidificación/estabilización in-situ es el vertimiento impreciso de los reactivos, la erosión, el requerimiento de monitoreo de largo plazo, la incapacidad de remover/detoxificar los contaminantes, y la dificultad para ajustar la mezcla de agentes solidificantes para ambientes acuáticos. La solidificación/estabilización ex-situ es realizada posterior al

dragado del sedimento pre-tratado (eliminar rocas y restos biológicos), y luego mezclándolo con agentes estabilizadores en un tambor rotativo o mezcladora. La principal ventaja de la solidificación/estabilización ex-situ es que una mezcla más homogénea puede ser generalmente alcanzada comparado con su implementación in-situ, sin embargo, los costos del dragado y disposición del material deben ser considerados. Dependiendo del nivel de contaminación y requerimientos regulatorios, el material puede ser dispuesto en un relleno sanitario o reutilizado como material de construcción. Existen muchas variaciones de la técnica de solidificación/estabilización que pueden ser aplicadas a los sedimentos contaminados, con aquellas variaciones dependiendo de los aglutinantes incluyendo:

- Sistemas de cementación inorgánica que incorpora cemento, limo, y otras puzolanas.
- Aglutinantes orgánicos incluyendo asfalto, emulsiones polietileno, bitumina, y otros termoplásticos.
- Polímeros orgánicos termoestables incluyendo epóxidos, fenoles, y urea.
- Vitricación, aplicando alta temperatura y mezclando con sustancias vítreas para aglutinarlo y luego solidificar el material cuando se enfría. Debido a su alto costo, este es generalmente reservado para el tratamiento de residuos con mezclas radiactivas peligrosas.

Las ventajas y desventajas de este método son listadas a continuación en la Tabla 6.

Tabla 6 – Ventajas y desventajas de método de solidificación/estabilización

Ventajas	Desventajas
Puede tratar mezclas complejas de diferentes residuos (ej. fases líquidas no-acuosas como alquitrán mineral)	No elimina o reduce la toxicidad de los contaminantes, sino que controla su migración y requiere manejo de largo plazo
Implementación in-situ o ex-situ	La profundidad del sitio contaminado limita su aplicación in-situ
Bajo condiciones secas o húmedas, lo que reduce la deshidratación y facilita el manejo de residuos	Rocas grandes, bolones o escombros deben ser removidos antes del tratamiento
Simple de usar, con equipamiento y materiales disponibles	La heterogeneidad de la columna de agua superior puede afectar su efectividad
La mayoría de los aglutinantes son relativamente baratos	El calor generado durante la mezcla con los reactivos químicos puede emitir compuestos orgánicos volátiles
En la ausencia de contaminantes volátiles, no se producen productos secundarios	Puede aumentar hasta el doble el volumen del material in-situ o requiriendo disposición final
Puede tratar grandes volúmenes de sedimento contaminado eficientemente, y con esto, alcanzar rápidamente el objetivo final del tratamiento	Áreas de actividad sísmica, altamente erosivas, ciclos de congelación/descongelación, y otras perturbaciones pueden comprometer su integridad y aumentar el potencial de filtración de los contaminantes
	Predecir su comportamiento y efectividad a corto plazo puede ser desafiante

Ventajas	Desventajas
	Puede alterar el sistema físico (ej. creando un montículo, cambiando el flujo)
	Al modificar los contaminantes podría inhibir una restauración futura más integral de áreas sensibles

Fuente: AEPI, 1998; ITRC 2011; Fact sheet: Solidification/Stabilization – in situ / ex situ, PSPC.

v. *Tratamiento químico (ex-situ)*

El tratamiento químico in-situ engloba varios métodos incluyendo la neutralización, precipitación, oxidación, y deoloración química de sedimentos contaminados sin tener que removerlo.

Dentro de los tratamientos químicos ex-situ, se encuentran:

- Deoloración:** Este método contempla el uso de hidróxido de potasio en polietilenglicol (compuesto KPEG por su sigla en inglés), el cual es potencialmente efectivo en detoxificar tipos específicos de contaminantes orgánicos aromáticos, particularmente dioxinas y PCBs. El proceso calienta y mezcla en un reactor los sedimentos, lodos y líquidos con el reactivo KPEG para formar un lodo homogéneo. La adición de otros reactivos, tal como dimetilsulfóxido (DMSO) o sulfolano (SFLN) puede mejorar la eficiencia del proceso. Puede ser necesario tratamientos adicionales para conseguir la desorción tanto de los subproductos de la reacción como los reactivos. El agua residual puede requerir tratamiento antes de su disposición final.
- Oxidación:** La oxidación química corresponde al uso de aditivos químicos para transformar, degradar o inmovilizar residuos orgánicos. En general, los agentes oxidantes más utilizados son el ozono, peróxido de hidrógeno, permanganato potásico, nitrato cálcico y oxígeno. La oxidación es utilizada para transformar y modificar componentes para disminuir la toxicidad o movilidad, entre otros efectos. Cabe destacar que la oxidación no es selectiva, ya que oxida todo el material disponible. Además, este método es complementado regularmente con el uso de luz UV.
- Neutralización:** Esta técnica es similar al lavado de suelos, con la diferencia que utiliza dosis de agentes ácidos débiles, bases y neutralizadores de pH para inmovilizar los compuestos de interés. De esta forma, los agentes mantienen a los compuestos (regularmente metales pesados) en una forma insoluble y con menor movilidad. Es relevante mencionar que tras la aplicación de este proceso el agua marina aún contendrá una porción considerable de salinidad.
- Precipitación:** Involucra la adición de químicos al sedimento para inducir la precipitación de compuestos insolubles, de este modo inmovilizando o reduciendo la movilidad de los contaminantes. Este proceso puede ser aplicado a varios contaminantes, tal como metales pesados y ciertos compuestos orgánicos (ej. PAHs).

Varios problemas han surgido con el desarrollo de esta técnica, debido a que todos esos métodos tienen el potencial de generar impactos secundarios, ya sea como un resultado directo de los reactivos tóxicos utilizados o los productos tóxicos resultantes de la degradación (Tabla 7). Es por esto, que la aplicación de

este método está limitado a sitios contaminados que pueden ser contenidos durante el tratamiento o el flujo del cuerpo de agua pueda ser desviado.

Tabla 7 – Resumen de la aplicación del tratamiento químico ex-situ

Método	Contaminante	Reactivos	Problemas
Neutralización	Ácidos y bases	<ul style="list-style-type: none"> • Ácidos y bases débiles • Para neutralizar ácidos: carbonato de calcio o bicarbonato de sodio; caliza o piedra verde (jade) pueden ser aplicados como una cubierta material activa. 	<ul style="list-style-type: none"> • Si no es vertido en el sitio correcto, es tóxico para bentos sensible al pH. • Uso de sulfato ferroso bajo condiciones aeróbicas puede formar óxidos de hierro el que puede remover metales pesados del agua y colmatar las branquias de organismos bentónicos.
Oxidación	Amplio rango de orgánicos; compuestos altamente clorados y aromáticos nitrosos no son apropiados	Oxígeno y/u ozono y peróxido de hidrógeno	<ul style="list-style-type: none"> • La oxidación puede resultar en productos de degradación más móviles. • Ambos, ozono y peróxido de hidrógeno pueden reaccionar con compuestos orgánicos los cuales no son los compuestos objetivos, reduciendo su efectividad. • Compuestos que se adhieren (sorción) a los sedimentos pueden ser difíciles de oxidar. • El ozono podría descomponerse rápidamente a oxígeno en la presencia de compuestos orgánicos.
Decloración	Compuestos orgánicos altamente clorados (e.g., PCB, dioxinas)	Polietilenglicol e hidróxido de potasio	La degradación depende de la temperatura y podría ser lenta a temperatura ambiente

Método	Contaminante	Reactivos	Problemas
Precipitación	Cationes inorgánicos y aniones	Sulfuro de calcio, sulfuro de hierro, o sulfuro de sodio	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial formación de ácido sulfúrico gaseoso; probabilidad aumenta con una disminución en reactividad de sulfuros y metales • Efectivo sólo bajo condiciones reductoras, oxidación a especies sulfurosas más solubles podría ocurrir bajo condiciones aeróbicas

Fuente: USEPA, 1993a.

Por otro lado, el tratamiento químico ex-situ, aunque requiere la remoción del sedimento, puede ser altamente eficiente comparado con el tratamiento in-situ (Tabla 8).

Dentro de los tratamientos químicos ex-situ se encuentran:

- **Electroquímico:** El sedimento es tratado aplicando una pequeña cantidad de corriente directa a través de electrodos. Diferentes fases de metales pesados existentes como iones solubles podrían ser removidos con esta técnica. La electromigración es considerado el mecanismo principal de remoción, y con la densidad de la corriente, configuración del equipamiento, velocidad de agitación, proporción agua:sólidos, y propiedades del sedimento influenciando su eficiencia. La remediación electroquímica es más apropiada para sedimentos con un alto contenido de limo y arcilla que muestran baja permeabilidad y alta capacidad de adsorción. Aunque este método es apropiado ex-situ e in-situ, muchos estudios han recomendado su uso ex-situ debido a la facilidad de operación y control (Zhang et al., 2021).
- **Extracción química:** La eficiencia de la extracción química o flotación es significativamente afectada por las propiedades del sedimento (ej. tamaño de la partícula), burbujas, y agentes de extracción. Dentro de los agentes, líquidos iónicos compuestos de componentes catiónicos y aniónicos con una extrema capacidad de solvatación pueden ser diseños para tratar un tipo específico de sedimento.

Tabla 8 – Ventajas y desventajas del tratamiento químico ex-situ

Ventajas	Desventajas
Alto control del proceso (ej. pH, temperatura)	Necesita remoción o dragado (resuspensión)
Proceso simple y bien establecido (electroquímico)	Tratamiento largo para obtener una mayor eficiencia de remoción
Altas tasas de remoción en fracción fina de los sedimentos, y sin o pocos residuos asociados	Diferente selectividad de los agentes hacia contaminantes objetivo
Eficiencia aumenta con ciertos agentes: biosurfactantes, ultrasonido, y químicos	Algunos líquidos iónicos usados en extracción contienen aniones halogenados que pueden ser adversos para el ambiente acuático

Fuente: Adaptado desde Zhang et al. 2021.

2.1.6 Técnicas de remediación in-situ

i. Capping

El capping es una técnica de remediación que, en su enfoque convencional, cubre permanentemente los sedimentos contaminados con una capa de sedimento o arena limpia, dejando de estar en contacto con la columna de agua y biota asociada (revisión en Labianca et al., 2022). Sin embargo, el sistema capping puede involucrar la colocación de capas de enmiendas reactivas que enlazan o absorben los contaminantes del agua capilar del sedimento para reducir su dispersión y movilidad, conocido como capping activo o reactivo (Figura 11). Una ventaja clara de usar capping es que no requiere extraer el sedimento, previniendo una contaminación mayor de las otras matrices (Tabla 9). Las principales funciones del sistema capping son:

- Separación del área con sedimento contaminado desde el ambiente bentónico
- Prevención de la resuspensión o transporte de sedimentos contaminados
- Reducción de flujos de contaminantes disueltos hacia la columna de agua

La literatura muestra avances importantes en nuevos materiales para el sistema capping, aunque conocimientos de la ingeniería asociada al capping son aún limitados. Dentro de las ventajas y desventajas (Tabla 9), están todos aquellos asociados a una técnica in-situ, y una gran efectividad para remediar PAHs, aunque resulta necesario el monitoreo de largo plazo de respuestas a contaminantes en recursos biológicos para demostrar la eficacia de este tipo de remediación (Myers et al., 2008).

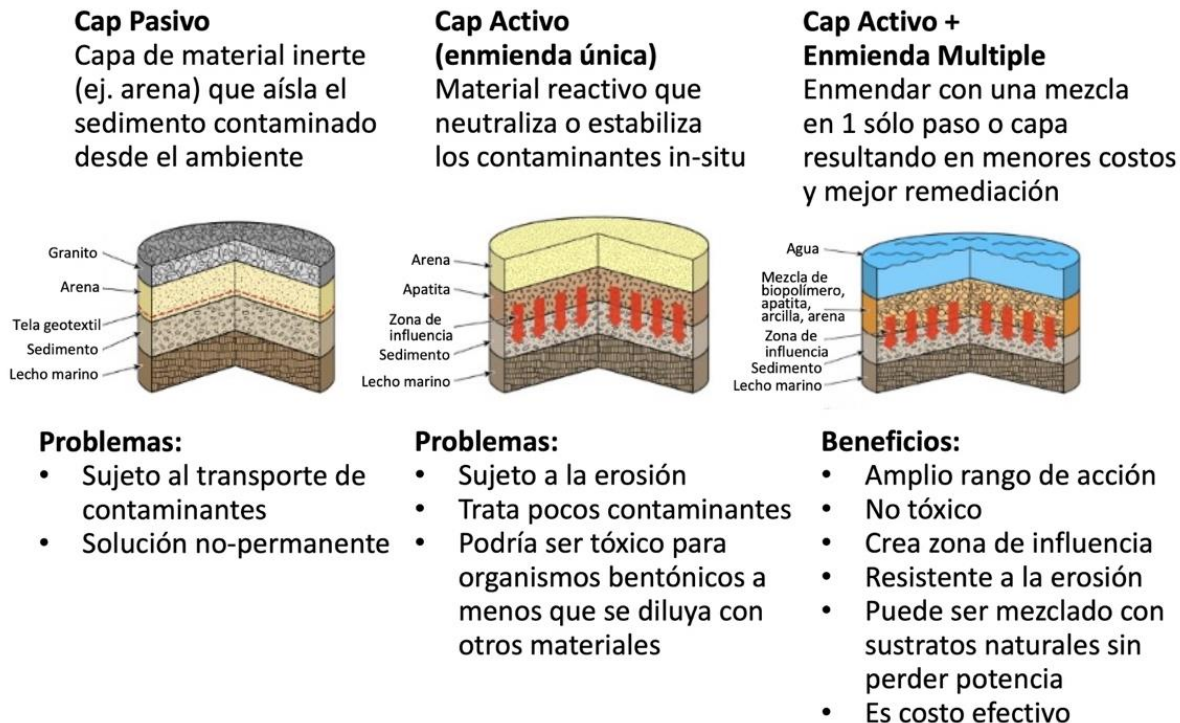


Figura 11 – Descripción gráfica de los 3 tipos de capping

Notar que el desarrollo de esta técnica ha sido desde izquierda a derecha

Fuente: Adaptado desde Knox et al. (2010a, 2010b)

Tabla 9 – Ventajas y desventajas del tratamiento capping

Ventajas	Desventajas
Todas las ventajas intrínsecas de ser una técnica in-situ, tal como, menor resuspensión y uso de rellenos sanitarios	Contaminantes permanecen en el sitio, con migración de largo plazo de sustancias tóxicas persistentes hacia la columna de agua y aguas subterráneas
Bajo costo relativo	Escasez de experiencias de largo plazo (> 30 años) en verificar la integridad del capping incluyendo durante tormentas e inundaciones
Apropiado para secuestrar ambos contaminantes orgánicos e inorgánicos	Posibles incertidumbres en variabilidad de las condiciones ambientales naturales (ej. pH, nutrientes)
Disminuye más rápidamente la exposición de biota y humanos a sedimentos contaminados comparado con dragado y biorremediación	Monitoreo de largo plazo

Fuente: Extraído desde Labianca et al. (2022)

Cabe notar que dentro de la categoría “técnicas de remediación in-situ” se encuentran el tratamiento biológico y otros tratamientos fisicoquímicos que fueron descritos en la sección anterior (Sección 2.1.5), al poder ser aplicados de manera in-situ y ex-situ.

2.1.7 Recuperación natural monitoreada convencional y asistida

La Recuperación Natural Monitoreada (MNR, por sus siglas en inglés¹¹) es un enfoque de remediación para sedimentos contaminados que se basa en los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren naturalmente, y que contienen, destruyen o reducen la biodisponibilidad y/o toxicidad de los contaminantes (i.e. el caso más simple de biorremediación). Cuando la recuperación natural por sí sola resulta insuficiente para reducir el riesgo ambiental y humano, la MNR puede ser combinado con proyectos de ingeniería, lo que se denomina Recuperación Natural Monitoreada Asistida (EMNR por sus siglas en inglés¹²). La EMNR puede consistir en la adición de una capa fina de sedimento limpio (conocido también como “thin-layer capping”) o una estructura que controla el flujo buscando aumentar la deposición de sedimento en ciertas áreas del sitio contaminado. La EMNR se diferencia del capping (ver apartado siguiente) en que estos gradualmente (de años a décadas) reducen la concentración de los contaminantes

¹¹ Monitored natural recovery

¹² Enhanced monitored natural recovery

en la superficie de los sedimentos, mientras que el capping provee una barrera inmediata para prevenir la exposición a los contaminantes.

La MNR o EMNR debe ser monitoreado a lo largo del tiempo, en las matrices agua, sedimento y biota, para verificar que progresa a la velocidad esperada. Dentro de los procesos naturales de recuperación se incluyen:

- **Procesos físicos:** La resuspensión y transporte físico del sedimento (por mareas, corrientes y/o hélices), bioturbación, y para casos de EMNR la deposición de una capa de sedimento limpio que gradualmente entierra y mezcla los sedimentos aislando la contaminación.
- **Procesos químicos:** Reacciones químicas que inmovilizan los contaminantes o los convierte a formas menos tóxicas. Bajo condiciones ambientales específicas, los contaminantes pueden ser convertidos a formas menos tóxicas, e incluso aumentar su toxicidad.
- **Procesos biológicos:** Procesos realizados por microbios que degradan/transforman los contaminantes en el tiempo cambiando su biodisponibilidad y toxicidad.

En términos de su aplicabilidad, las condiciones de sitio que pudiesen hacer efectivo la MNR o EMNR son:

- El uso anticipado del cuerpo de agua es compatible con una MNR o EMNR, por ejemplo, cuando no existen planes de dragado por navegación o construcciones portuarias, como también pesquerías.
- El cuerpo de agua tiene una tasa de deposición de sedimento alta, por ejemplo, cuando la descarga de metales pesados proviene desde un río puntual.
- Los procesos de recuperación natural se piensan que probablemente reducirán el riesgo a niveles aceptables dentro de un periodo de tiempo razonable.
- La exposición humana, de la biota acuática y vida silvestre a los contaminantes se espera que sea baja o puede ser limitada usando controles institucionales durante el periodo de recuperación.
- La concentración de los contaminantes en la superficie de los sedimentos y biota ya muestran tendencias a la baja.
- Las concentraciones de los contaminantes son relativamente bajas y cubre un área extensa.
- Los contaminantes tienden a biodegradarse o transformarse a formas menos tóxicas, o no son bioacumulables.
- Comparado con el dragado y capping, la MNR y EMNR son de bajo costo, siendo los costos asociados a la caracterización de sitio y monitoreo de largo plazo los mayores ítems (Tabla 10).

Tabla 10 – Ventajas y desventajas de la Recuperación Natural Monitoreada

Ventajas	Desventajas
Hace uso de los procesos naturales	Sedimentos contaminados permanecen en el sitio
Enterramiento natural reduce riesgo a largo plazo	Es muy lento (años a décadas)
Costo de implementación relativamente bajo	Existen escasos lineamientos formales

Ventajas	Desventajas
Minimiza las perturbaciones de corto plazo causadas por otros métodos (ej. menos resuspensión, no requiere disposición final)	Requiere monitoreo de largo plazo

Fuente: NAVFAC (2002)

2.2 Analizar y describir los impactos económicos, sociales y ambientales de cada técnica y/o tecnología de remediación identificada

Si bien el objetivo de las técnicas de remediación es eliminar, reducir o controlar la contaminación, pueden existir impactos asociados a su implementación, en el ámbito económico, social y ambiental. Por esta razón, las técnicas deben ser evaluadas considerando no solo factibilidad técnica y su eficiencia con respecto al tipo de contaminación, sino también contemplando los impactos que puedan generar. En este sentido, para cada técnica identificada se describen y analizan los impactos, de acuerdo a bibliografía y/o experiencia nacional e internacional. Cabe notar que los impactos serán en su mayor parte positivos, pero también habrá impactos negativos.

De manera general, los beneficios de un proceso de remediación ambiental son el resultado del mejoramiento o restauración de los servicios ecosistémicos, que corresponden a:

- Provisión de recursos: Bienes tangibles de los ecosistemas, como alimentos, agua, madera, medicinas y productos derivados.
- Regulación de servicios: Beneficios de los procesos reguladores de los ecosistemas, que incluyen la regulación del clima, la purificación del aire y del agua, absorción de CO₂ por el océano, la polinización de cultivos por insectos, entre otros.
- Servicios culturales: Relacionados con el valor cultural y espiritual que los ecosistemas proporcionan a las personas, como el ecoturismo, la inspiración artística, las tradiciones culturales y las actividades al aire libre.
- Soporte: Servicios que mantienen los procesos que hacen posible la producción de los demás servicios, como la formación de suelos, el ciclo de nutrientes, la fotosíntesis y la producción primaria.

En cuanto a los impactos económicos, sociales y ambientales positivos de un proceso de remediación de sedimentos son los mismos que para cualquier proceso de remediación ambiental. Estos incluyen una multitud de efectos (USEPA 1998; Wcisło et al. 2016; Mansfield Consulting 2021; NCEE 2007; Sinnet et al 2021), entre los que se encuentran los efectos económicos, tales como valorización de espacios, aumento de turismo y servicios, mejoras en la productividad económica del área; efectos sociales (y psico-sociales), como mejoras en la salud de la población, en la percepción del lugar donde se vive, sensación de protección por parte de la autoridad, y una mejora en la calidad de vida en general; y por último efectos ambientales por la recuperación de hábitat y especies. Los efectos positivos de la remediación ambiental están interrelacionados de una manera sinérgica, por ejemplo, un proceso de remediación podrá traer mayor empleo a la zona (Howland, 2006), lo que a su vez aumentará el bienestar social de la comunidad.

El análisis de los impactos económicos de las técnicas de remediación de sedimentos posee varios elementos. Se debe considerar el costo de la aplicación de la tecnología, el cual debe incluir el diseño,

construcción y mantención (por ejemplo, un proceso de dragado de sedimentos puede costar entre \$3 a \$37 USD por metro cúbico (Wasserman et al., 2013)). En el mismo sentido, se debe evaluar la posibilidad de la valorización del material, específicamente para el tratamiento ex-situ, donde el sedimento puede ser reutilizado como un subproducto para múltiples fines (construcción, cerámicas, etc.) en vez de un residuo dependiendo de su nivel de contaminación (HR Wallingford, 1996). Por otra parte, se pueden determinar efectos positivos económicos en oportunidades de negocios y empleos en áreas como consultoría ambiental, demolición y construcción, diseños de ingeniería, etc., además de la contratación de mano de obra, definiendo un porcentaje objetivo de empleo local así como también de adquisición de servicios y suministros locales (ver beneficios y oportunidades socio-económicas en territorios del noroeste de Canadá¹³), como también en la habilitación de infraestructura o espacio público asociado al borde costero (ej. ver caso de la playa artificial El Salitre en Sección 3.2.2). Por último, están los beneficios a pesquerías, valores de propiedades costeras, entre otros (Barton y Lilleby, 2009).

Respecto a los impactos sociales, es relevante mencionar el nivel de aprobación de la comunidad local a la técnica de remediación, la cual puede mostrar cierto grado de oposición. En este sentido, resulta necesaria la divulgación de la información y la participación ciudadana en estos proyectos. También, es destacable el efecto de la duración de estos proyectos, ya que los impactos de la intervención se pueden prolongar en el tiempo, además de generar obstáculos o un cambio en la percepción de la población aledaña al área a remediar. Por otro lado, dentro de los efectos positivos, la remediación significa una oportunidad para el desarrollo científico y de educación, debido a la posibilidad de estudiar el efecto en los distintos servicios ecosistémicos, así como el bienestar humano. En complemento a lo anterior, es también una ocasión para la cooperación de distintos actores, tales como organismos estatales, gobiernos locales, empresas privadas, organizaciones civiles y la comunidad.

En cuanto a los beneficios ambientales, estos han sido estudiados extensamente desde la perspectiva de los efectos negativos que tiene la contaminación de sedimentos en los organismos benthos. De modo inverso, se pueden establecer los beneficios de un proceso de restauración, lo que es recogido por Zarull et al. (2002). Los organismos que habitan en los sedimentos pueden absorber contaminantes presentes en los sedimentos en variadas cantidades dependiendo de la especie, estado de desarrollo, condiciones ambientales, etc. Esta absorción de contaminantes puede causar efectos de mortalidad, problemas de crecimiento y reproducción, anomalías morfológicas, entre otras. La biomagnificación puede también “transportar” la contaminación a niveles tróficos superiores, con efectos que pueden incluso llegar a las personas por consumo de alimentos como pescados y mariscos. El caso más conocido en este respecto es el de la contaminación por metilmercurio de la zona costera de Minamata (Japón), el cual dio origen a la “Enfermedad de Minamata”¹⁴, tragedia que posteriormente dio el nombre al “Convenio de Minamata sobre el Mercurio” para proteger a salud humana y medio ambiente de los efectos de este elemento.

Por otro lado, los efectos negativos de los procesos de remediación de sedimentos son más bien particulares y dependientes del tipo de tecnología utilizada. En este respecto, en el corto plazo pueden existir efectos adversos, el cambio en el uso del espacio público para la aplicación de tecnologías, el efecto en el paisaje y la recreación (turismo), la perturbación de flora y fauna del sector, modificación de condiciones físicas, químicas y/o biológicas. Los efectos también pueden ser a distintas actividades que se desarrollan en la bahía, debido a la necesidad de detener potenciales actividades económicas como las pesquerías o el

¹³ <https://www.rcaanc-cirnac.gc.ca/eng/1100100026215/1618149209972>

¹⁴ <https://www.env.go.jp/en/chemi/hs/minamata2002/index.html>

turismo. Para abordar esto, se recomienda realizar una evaluación de riesgo que tome en cuenta el estilo de vida de las comunidades y sistemas ecológicos únicos¹⁵.

Específicamente se puede mencionar que, por ejemplo, el dragado puede aumentar la turbiedad del agua por resuspensión de sedimentos, lo que afecta los niveles de penetración de luz y a su vez, el crecimiento de fitoplancton, organismo esencial para el funcionamiento del ecosistema marino. Además, esta resuspensión puede a su vez movilizar contaminantes haciéndolos más disponibles para otros organismos (Wasseran et al., 2013). Otra dificultad que existe con el dragado se refiere al transporte y la disposición del material, el cual, de realizarse sin tratamiento, simplemente trasladaría la contaminación a otro lugar generando problemas con la comunidad, posibles impactos viales y de emisión de partículas (por transporte de material en camiones), necesidad de permisos, etc. (Zilio et al., 2012). Incluso si se provee de tratamiento ex-situ, existen también efectos que se deben considerar tomando en cuenta que las técnicas inherentemente generarán residuos líquidos (ej. tratamientos químicos como lavado de sedimentos) o gaseosos (ej. tratamientos térmicos).

Surgen también dificultades con tecnologías in-situ, que se relacionan con pérdida de recursos económicos o continuación de la degradación ambiental. Por ejemplo, en el caso de capping, si este no está diseñado adecuadamente no sería útil por movilización de la contaminación por resuspensión o procesos de difusión (Jacobs y Forstner, 2001), o en el caso de la biorremediación (ej. fitorremediación) la cual es muy difícil de implementar. Finalmente, la recuperación natural monitoreada solo serviría donde exista una disminución de la carga de contaminantes al medio, no se esté en presencia de un riesgo inaceptable, y las condiciones naturales sean tales que indiquen la factibilidad de esta metodología.

A continuación, en las siguientes secciones, se presentan tabulados los impactos ambientales, sociales y económicos de las distintas técnicas de remediación revisadas, clasificándoles en: dragado con disposición final, tratamientos in-situ y ex-situ. Cabe notar que para las técnicas ex-situ se deben considerar los impactos del dragado (sin disposición final) y los del tratamiento mismo.

La información presentada en las siguientes tablas, también se incluye en el Anexo 6 en forma de base de datos.

2.2.1 Dragado con disposición final

Tabla 11 – Resumen efectos ambientales, sociales y económicos de dragado con disposición final

Tecnología	Ambiental		Social		Económico	
	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
Dragado con disposición final	Disminución de capa sedimentaria con presencia de elementos contaminantes	En el corto plazo potencial resuspensión de sedimentos contaminados	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	En el corto plazo potencial oposición de comunidades	Habilitación de zonas de navegación	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales

¹⁵ Por ejemplo: Canadá <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=64&lang=eng>

Tecnología	Ambiental		Social		Económico	
	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
	Disposición de sedimentos en áreas autorizadas y adecuadas	En el corto plazo efectos sobre biota marina existente	Habilitación de espacios	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	–	Altos costos, requiere de transporte del sedimento
	–	En el traslado, resuspensión de material y dispersión de contaminantes	–	–	–	–
	–	Utilización de espacio (volumen considerable) en centros de disposición de residuos	–	–	–	–

Fuente: Elaboración propia a partir de revisión bibliográfica (Anexo 4)

2.2.2 Tratamientos ex-situ

Tabla 12 – Efectos ambientales, sociales y económicos de tratamientos ex-situ

Tratamiento	Ambiental		Social		Económico	
	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
Biorremediación	Previene efectos adversos en la calidad del agua, sedimentos y biota marina	No apto para contaminación excesiva	Percepción positiva de la comunidad por ser un tratamiento que no desperdicia el material y no utiliza químicos o genera residuos	Requiere un tiempo considerable	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales
	Remediación de compuestos tanto orgánicos como inorgánicos	–	–	Requiere más tiempo por lo que estos efectos negativos se incrementan	–	Puede requerir fuente de energía externa, lo que aumenta los costos
	Reutilización de sedimentos o arena limpia en el mismo sitio u otro	–	–	–	–	–

Tratamiento	Ambiental		Social		Económico	
	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
Solidificación/ estabilización	Efectivo en tratar altas concentraciones	Puede producir algunos residuos	Percepción positiva de la comunidad por ser una técnica ampliamente desarrollada	Requiere más tiempo por lo que estos efectos negativos se incrementan	No depende de otras técnicas	Requiere altos costos de monitoreo
	Previene efectos adversos en la biota y salud humana por remediación de metales pesados	Erosión y difusión pueden emitir contaminantes	–	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales
	–	–	–	–	–	Requiere alta cantidad de reactivos
Desorción térmica	Bajos residuos producidos	Aplicación únicamente para bajas concentraciones	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	Alto requerimiento energético por lo cual podrían aumentar los costos
	Elimina alta variedad de compuestos tóxicos orgánicos	Genera emisión de gases, por lo que se requiere tratamiento de estos	Habilitación de espacios	–	No depende de otras técnicas	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales
	Previene efectos adversos en la calidad del agua	–	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	–	–	–
	Reutilización de sedimentos o arena limpia en el mismo sitio u otro	–	El tiempo es corto por lo cual los efectos negativos de operación son bajos	–	–	–
Lavado	El material para disposición final es reducido	Puede producir algunos residuos	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	En el corto plazo potencial oposición de comunidades por uso de productos químicos	Puede separar contaminantes y elementos de valor	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales

Tratamiento	Ambiental		Social		Económico	
	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
	Previene efectos adversos en la biota marina y calidad del agua	–	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	–
	Reutilización de sedimentos en el mismo u otro sitio	–	El tiempo es corto por lo cual los efectos negativos de operación son bajos	–	–	–
Declaración	Previene efectos adversos en la calidad del agua por dioxinas, furanos y PCBs	Puede generar la formación de otros elementos tóxicos por deshalogenación	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	En el corto plazo potencial oposición de comunidades por uso de reactivos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales
	–	–	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	Menores costos en relación a otras técnicas	–
	–	–	Habilitación de espacios	Potencial oposición por bajo avance tecnológico	–	–
	–	–	–	Requiere más tiempo por lo que estos efectos negativos se incrementan	–	–
Neutralización	Previene efectos adversos en crecimiento de flora marina	Podría afectar a la biota sensible al pH	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	En el corto plazo potencial oposición de comunidades por uso de reactivos	Mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales

Tratamiento	Ambiental		Social		Económico	
	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
	–	–	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	Menores costos en relación a otras técnicas	–
	–	–	Habilitación de espacios	–	–	–
Oxidación	Previene efectos adversos en la calidad del agua por compuestos orgánicos	Varios efectos secundarios, productos de degradación más móvil	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales
	–	Reacciones con compuestos orgánicos	Habilitación de espacios	–	Menores costos en relación a otras técnicas	–
	–	–	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	–	–	–
Precipitación	Previene efectos adversos en la calidad del agua	Puede generar la formación de ácido sulfhídrico gaseoso	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	En el corto plazo potencial oposición de comunidades por uso de reactivos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales
	–	–	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	Menores costos en relación a otras técnicas	–
	–	–	Habilitación de espacios	–	–	–

Fuente: Elaboración propia a partir de revisión bibliográfica (Anexo 4)

2.2.3 Tratamientos in-situ

Tabla 13 – Resumen efectos ambientales, sociales y económicos de tratamientos in-situ

Tratamiento	Ambiental		Social		Económico	
	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
Biorremediación	Previene efectos adversos en la calidad del agua, sedimentos, y biota marina	No apto para sitios altamente contaminados	Percepción positiva de la comunidad por ser un tratamiento biológico	Requiere un tiempo considerable	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales
	Remediación de compuestos tanto orgánicos como inorgánicos	Podría generar un cambio en las condiciones del ecosistema	–	–	Costo-efectiva	–
	–	La bioabsorción de contaminantes en algas podría movilizarlos a través de cadenas tróficas.	–	–	–	–
Oxidación	Previene efectos adversos en la calidad del agua por compuestos orgánicos	Varios efectos secundarios, productos de degradación más móvil	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales
	–	Reacciones con compuestos orgánicos	Habilitación de espacios	–	Menores costos en relación a otras técnicas	–
	–	–	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	–	–	–
Capping	Previene efectos adversos en la biota y salud humana por encapsulamiento	Puede alterar parámetros fisicoquímicos o biológicos en el ambiente	Percepción positiva de la comunidad por ser una técnica ampliamente desarrollada	Potencial percepción negativa de la comunidad por ser aislación	No depende de otras técnicas	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales

Tratamiento	Ambiental		Social		Económico	
	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
	Produce bajos niveles de residuos	Puede ocasionar destrucción de hábitat o introducción de nuevas sustancias	Habilitación de espacios	–	Costo-efectiva	–
	–	–	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	–	–	–
Solidificación/estabilización	Efectivo en tratar altas concentraciones	Puede producir algunos residuos	Percepción positiva de la comunidad por ser una técnica ampliamente desarrollada	Requiere más tiempo por lo que estos efectos negativos se incrementan	No depende de otras técnicas	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales
	Previene efectos adversos en la biota y salud humana por remediación de metales pesados	–	–	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	–

Fuente: Elaboración propia a partir de revisión bibliográfica (Anexo 4)

2.2.4 Recuperación Natural Monitoreada (MNR)

Tabla 14 – Efectos ambientales, sociales y económicos de técnica de MNR

Tratamiento	Ambiental		Social		Económico	
	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
Recuperación natural monitoreada	Previene efectos adversos en la calidad del agua, sedimentos, y biota marina	No apto para sitios altamente contaminados	Percepción positiva de la comunidad por ser un tratamiento biológico	Requiere un tiempo considerable (+ 1 década)	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	Reducción de actividad portuaria y transporte marítimo

Fuente: Elaboración propia a partir de revisión bibliográfica (Anexo 4)

2.3 Clasificar las técnicas y tecnologías descritas en función de las problemáticas ambientales que enfrentan

Las técnicas de remediación de sedimentos no siempre son efectivas para todo tipo de contaminación o existen unas que apuntan a contaminantes específicos más que a otros. A continuación, para cada técnica se indica en qué caso podría ser más efectiva y la razón de esto.

i. Dragado con disposición

Históricamente, el dragado ambiental (i.e., realizado específicamente para remover sedimentos contaminados y con esto buscando reducir el riesgo ambiental) ha sido la técnica más frecuentemente utilizada para la remoción de contaminantes (Bridges et al., 2010), consistiendo en la remoción física de los sedimentos desde el sitio contaminado pasando a ser tratados como residuo. Esto siempre que sea complementado con el pre-tratamiento (ej. cribado, dewatering) y post-tratamiento del sedimento y agua intersticial (ej. lavado, desorción térmica) puede alcanzar la categoría de residuo no peligroso y dejar de ser un pasivo ambiental, entre otros, reduciendo presión sobre rellenos sanitarios. En la práctica, esta técnica puede tener dificultades en que su aplicación puede causar pérdidas o removilización no deseada del sedimento contaminado, afectando otras áreas. Es posible también que los contaminantes más solubles y/o sensibles a cambios de oxígeno una vez que dejan de estar atrapados en capas profundas anóxicas, al ser removidos, cambien su estado y provoquen una contaminación en la columna de agua.

ii. Biorremediación

La biorremediación es útil para tratar un gran contenido de contaminantes orgánicos tales como pesticidas, combustibles, creosota, PCB y algunos compuestos orgánicos volátiles halogenados. Por otra parte, la presencia de metales pesados puede inhibir el metabolismo de los microorganismos al causar toxicidad en estos.

En el caso de tratamientos in-situ, lo que se realiza a veces es confinar el área a tratar a través de un capping, y luego aplicar la técnica de biorremediación seleccionada, sin embargo, existe dificultad en controlar las condiciones para la técnica versus el realizar el proceso de manera ex-situ.

Esta técnica es útil cuando existe buen acceso a los sedimentos contaminados para optimizar su implementación. Posee además buena efectividad en el corto y largo plazo, sin embargo, necesita de una cantidad de datos importante para poder ser realizada de manera exitosa, tales como características oceanográficas, parámetros fisicoquímicos o selección de microorganismos, entre otros.

iii. Desorción térmica

La desorción térmica es una técnica efectiva para remover contaminantes orgánicos, donde los sedimentos son sometidos a temperaturas que van desde los 90 a 480 °C aproximadamente. Los contaminantes orgánicos y el agua son volatilizados y dejan un residuo sólido con muy poco contenido orgánico. Los residuos volátiles son condensados, siendo los residuos sólidos recogidos, y luego, los gases restantes, sometidos nuevamente a calor y limpiados a través de un filtro de carbón activado.

Poseen ventajas sobre los procesos térmicos destructivos, entre las que se incluyen menores necesidades energéticas, menor potencial de formación de emisiones tóxicas y menor volumen de emisiones gaseosas. Las desventajas incluyen la necesidad de un proceso de destrucción posterior para los compuestos orgánicos volatilizados y una eficacia reducida para los compuestos orgánicos menos volátiles.

iv. Incineración

La incineración representa uno de los procesos más utilizados para destruir contaminantes. Esta técnica consiste en calentar los sedimentos en presencia de oxígeno para quemar u oxidar contaminantes orgánicos, los que incluyen compuestos volátiles y semivolátiles. No funcionan naturalmente para contaminantes inorgánicos, y tampoco se recomiendan para los PCBs ya que en estos casos se pueden generar dioxinas. Un componente crítico del proceso es el sistema de control de emisiones de los gases producidos por el proceso.

Las tecnologías de incineración pueden subdividirse en convencionales e innovadoras. Las tecnologías convencionales suelen calentar los materiales a una temperatura de entre 650 y 980°C. Generalmente se requiere un postcombustor, o cámara de combustión secundaria, para lograr la destrucción completa de los compuestos orgánicos. Estos procesos producen un residuo de cenizas seco, tipo cenizas. Por otra parte, las tecnologías innovadoras funcionan a mayores temperaturas, por lo general, consiguen una mayor eficacia de destrucción y eliminación en comparación con la incineración convencional. La mayoría de estas tecnologías producen una escoria densa o un sólido vitrificado (similar al vidrio) en lugar de cenizas.

v. Lavado de suelos

Este método se puede utilizar para remediar contaminantes como hidrocarburos del petróleo, compuestos aromáticos, policlorados, disolventes halogenados, fenoles clorados y contaminantes inorgánicos como metales pesados y cianuros. Esta tecnología genera residuos, los cuales podrían ser dañinos para la salud o el medio ambiente, por lo cual se deben disponer correctamente. También, tiene algunas limitantes con el tamaño de partícula (>0,5 cm), requiere de deshidratación del medio tras el tratamiento o puede requerir de varias sesiones para cumplir con una efectividad de remoción adecuada.

vi. Solidificación/Estabilización (ex-situ / in-situ)

Los tratamientos de estabilización química funcionan principalmente para metales y metaloides. En general, no se utiliza para tratar sustancias orgánicas debido a su tendencia a ser más inestables y susceptibles de degradación.

En esta técnica se mezclan los contaminantes con reactivos para solidificarlos o fijarlos en una forma químicamente inaccesible. Estos procesos producen bloques de residuos con una alta integridad estructural para hacer que los contaminantes sean resistentes a la lixiviación acuosa, reduciendo la movilidad de los contaminantes, con el fin de permitir que se dejen en el lugar o se eliminen de forma segura. Algunas de estas técnicas son la solidificación a base de cemento, la solidificación a base de silicato y la microencapsulación. Los procesos de solidificación/estabilización ex-situ se llevan a cabo fácilmente utilizando equipos de mezcla convencionales. Los reactivos para el proceso de solidificación pueden inyectarse en el sedimento en forma líquida o de lodo. A veces se utilizan tubos porosos para distribuir los reactivos a la profundidad requerida.

vii. Tratamiento químico (ex-situ / in-situ)

El tratamiento químico in-situ contemplan las siguientes técnicas:

- **Decloración:** Este método contempla el uso de hidróxido de potasio en polietilenglicol (compuesto KPEG por su sigla en inglés), el cual es potencialmente efectivo en detoxificar tipos específicos de contaminantes orgánicos aromáticos, particularmente dioxinas y PCBs.

- Oxidación: La oxidación química se utiliza para transformar, degradar o inmovilizar residuos orgánicos susceptibles. En general, los agentes oxidantes más utilizados son el ozono, peróxido de hidrógeno, peróxido de hidrógeno, permanganato potásico, nitrato cálcico y oxígeno.
- Neutralización: Esta técnica es similar al lavado de sedimentos, con la diferencia que utiliza dosis de agentes ácidos débiles, bases y neutralizadores de pH para inmovilizar los compuestos de interés. Se utiliza principalmente para metales/metaloideos donde un cambio en pH los hace menos móviles desde la matriz.
- Precipitación: Involucra la adición de químicos al sedimento para inducir la precipitación de compuestos insolubles, de este modo inmovilizando o reduciendo la movilidad de los contaminantes. Este proceso puede ser aplicado a varios contaminantes, tal como metales pesados y ciertos compuestos orgánicos (ej. PAHs).

Dentro de los tratamientos químicos ex-situ se encuentran:

- Electroquímico: El sedimento es tratado aplicando una pequeña cantidad de corriente directa a través de electrodos. Diferentes fases de metales pesados existentes como iones solubles podrían ser removidos con esta técnica. La remediación electroquímica es más apropiada para sedimentos conteniendo un alto contenido de limo y arcilla que muestran baja permeabilidad y alta capacidad de adsorción.
- Extracción química: La eficiencia de la extracción química o flotación es significativamente afectada por las propiedades del sedimento (ej. tamaño de la partícula), burbujas y agentes de extracción. Dentro de los agentes, líquidos iónicos compuestos de componentes catiónicos y aniónicos con una extrema capacidad de solvatación pueden ser diseños para tratar un tipo específico de sedimento.

viii. Capping

El capping se refiere a la operación de cubrir o tapar el sedimento contaminado para mantenerlo química y biológicamente aislado del medio acuático. En general, el material de recubrimiento puede diseñarse con diferentes capas, como material granular (sedimento limpio, arena o grava) o también con materiales permeables e impermeables. La idoneidad de la cobertura in-situ para un emplazamiento de sedimentos contaminados se ve menos afectada por el tipo o nivel de contaminantes presentes, ya que aísla físicamente los sedimentos y sus contaminantes asociados.

A continuación, en la Tabla 15 se presentan algunas técnicas que se han utilizado para remediar sedimentos en distintos casos de estudio, junto con los contaminantes asociados a los problemas de contaminación.

Tabla 15 – Ejemplo de distintos métodos utilizados para remediar distintos contaminantes

Técnica	Contaminante	Sitio(s) donde se ha utilizado
No acción	Kepones (compuesto organoclorado)	Río James, VA (EEUU)
Tratamiento in-situ Biodegradación natural	PCBs	Grandes Lagos (Canadá)
Biodegradación	PAHs	Salem, MA EEUU)
Biodegradación	PAHs	Puerto Hamilton (Canadá)
Dragado y disposición Disposición oceánica	PAHs, PCBs	Bahía de Nueva York (EEUU)

Técnica	Contaminante	Sitio(s) donde se ha utilizado
Dragado y tratamiento Biológico	PCBs	Tecumseh Motors Superfund Site, WI (EEUU)
Extracción con solventes	TNT, DNT, RDX, otros	Depósitos y Plantas del Ejército
	PCBs	Puerto de New Bedford, MA (EEUU)
	PCBs, PAHs, aceites y grasas	Río Gran Calumet, IN (EEUU)
Lavado	PCBs	Río Saginaw, MI (EEUU)

Fuente: Adaptado desde USEPA (1993a, 1998)

Ahora, a modo de recopilación y comparación entre las principales técnicas de remediación de sedimentos, en la Tabla 16 se presenta la caracterización de estas. Esto último, por medio de la identificación de impactos tanto positivos como negativos en términos ambientales, sociales y económicos, así como las ventajas y desventajas de cada técnica y los contaminantes asociados a cada técnica de remediación.

Tabla 16 – Comparación de los impactos y ventajas/desventajas de los principales métodos de remediación de sedimentos contaminados

Tratamiento	Tipo	Contaminante ₁	Impactos						Ventajas	Desventajas
			Ambiental		Social		Económico			
			Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo		
Dragado con Disposición Final	Ex-situ	Varios	Disminución de capa sedimentaria con presencia de elementos contaminantes	En el corto plazo potencial resuspensión de sedimentos contaminados	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	En el corto plazo potencial oposición de comunidades	Habilitación de zonas de navegación	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales	Menor incertidumbre sobre su efectividad a largo plazo, comparado con el capping	Complejo de implementar y alto costo, comparado con el capping
			Disposición de sedimentos en áreas autorizadas y adecuadas	En el corto plazo efectos sobre biota marina existente	Habilitación de espacios	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	–	Altos costos, requiere de transporte del sedimento	Mayor flexibilidad en uso futuro del cuerpo de agua, comparado con la necesidad de proteger y/o restringir la navegación después de un tratamiento capping	Incertidumbre en extensión de la contaminación residual después de remover. Esta contaminación puede ser mayor si dominan rocas grandes y en ambientes con alta energía, y profundos
			–	En el traslado, resuspensión de material y dispersión de contaminantes	–	–	–	–	Menor tiempo en alcanzar los objetivos de remediación, especialmente cuando el material removido contiene bajas concentraciones de contaminantes	La resuspensión y con esto la dispersión de contaminantes. Pérdidas en ruta hacia disposición final por filtración o emisiones volátiles
			–	Utilización de espacio (volumen considerable) en centros de disposición de residuos	–	–	–	–	Posibilidad de recolonización de especies en el área de remediación	La destrucción temporal de la comunidad acuática y hábitats dentro del área de remediación

Tratamiento	Tipo	Contaminante ₁	Impactos						Ventajas	Desventajas
			Ambiental		Social		Económico			
			Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo		
Biorremediación	Ex-situ	Compuestos Orgánicos	Previene efectos adversos en la calidad del agua, sedimentos y biota marina	No apto para contaminación excesiva	Percepción positiva de la comunidad por ser un tratamiento amigable con el medio ambiente	Requiere un tiempo considerable	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales	–	–
			Remediación de compuestos tanto orgánicos como inorgánicos	–	–	Requiere más tiempo por lo que estos efectos negativos se incrementan	–	Puede requerir fuente de energía externa, lo que aumenta los costos	–	–
			Reutilización de sedimentos o arena limpia en el mismo sitio u otro	–	–	–	–	–	–	–
	In-situ	Compuestos Orgánicos	Previene efectos adversos en la calidad del agua, sedimentos y biota marina	No apto para altas contaminaciones	Percepción positiva de la comunidad por ser un tratamiento biológico	Requiere un tiempo considerable	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales	Equipamiento simple	Sitio específico (condiciones y limitaciones)
			Remediación de compuestos tanto orgánicos como inorgánicos	–	–	–	Costo-efectiva	–	Varios enriquecedores biológicos pueden ser inyectados	Menor control del proceso
			–	–	–	–	–	–	Implementación ex-situ o in-situ (con o sin dragado)	Lento en alcanzar los niveles exposición objetivos del tratamiento

Tratamiento	Tipo	Contaminante ¹	Impactos						Ventajas	Desventajas
			Ambiental		Social		Económico			
			Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo		
	-	-	-	-	-	-	-	-	Puede volver limpio (sin disposición en otro sitio)	Puede requerir varios tratamientos adicionales, ej. para terminar de remover hidrocarburo de cadena larga más resistentes
	-	-	-	-	-	-	-	-	20% del costo de remoción vía tratamiento y disposición final	
Capping	In-situ	Varios	Previene efectos adversos en la biota y salud humana por encapsulamiento	Puede alterar parámetros fisicoquímicos o biológicos en el ambiente	Percepción positiva de la comunidad por ser una técnica ampliamente desarrollada	Potencial percepción negativa de la comunidad por ser aislación	No depende de otras técnicas	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales	Todas las ventajas intrínsecas de ser una técnica in-situ, tal como, reducción de la resuspensión	Migración de largo plazo de sustancias tóxicas persistentes hacia la columna de agua y aguas subterráneas
			Produce bajos niveles de residuos	Puede ocasionar destrucción de hábitat o introducción de nuevas sustancias	Habilitación de espacios	-	Costo-efectiva	-	Bajo costo relativo	Escases de experiencias de largo plazo (> 30 años) en verificar la integridad del capping incluyendo durante tormentas e inundaciones
			-	-	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	-	-	-	Apropiado para secuestrar ambos contaminantes orgánicos e inorgánicos	Posibles incertidumbres en variabilidad de las condiciones ambientales naturales (ej. pH, nutrientes)
Solidificación/Estabilización	Ambas	Metales pesados, BPCs ² , pesticidas	Efectivo en tratar altas concentraciones	Puede producir algunos residuos	Percepción positiva de la comunidad por ser una técnica	Requiere más tiempo por lo que estos efectos	No depende de otras técnicas	Requiere altos costos de monitoreo	Puede tratar mezclas complejas de diferentes residuos (ej. fases líquidas no-	No elimina o reduce la toxicidad de los contaminantes, sino que controla su

Tratamiento	Tipo	Contaminante ¹	Impactos						Ventajas	Desventajas
			Ambiental		Social		Económico			
			Positivo	Negativo	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo		
		halogenados y no halogenados ²			ampliamente desarrollada	negativos se incrementan			acuosas como alquitrán mineral)	migración y requiere manejo de largo plazo
			Previene efectos adversos en la biota y salud humana por remediación de metales pesados	Erosión y difusión pueden emitir contaminantes	–	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales	Implementación in-situ o ex-situ	La profundidad del sitio contaminado limita su aplicación
			–	–	–	–	–	Requiere alta cantidad de reactivos	Bajo condiciones secas o húmedas, lo que reduce la deshidratación y facilita el manejo de residuos	Rocas grandes, bolones o escombros deben ser removidos antes del tratamiento
			–	–	–	–	–	–	Simple de usar, con equipamiento y materiales disponibles	La heterogeneidad de la columna de agua superior puede afectar su efectividad
			–	–	–	–	–	–	La mayoría de los aglutinantes son relativamente baratos	El calor generado durante la mezcla con los reactivos químicos puede emitir compuestos orgánicos volátiles
			–	–	–	–	–	–	En la ausencia de contaminantes volátiles, no se producen productos secundarios	Puede aumentar el volumen del material a tratar in-situ o requiriendo disposición final

Tratamiento	Tipo	Contaminante ₁	Impactos				Ventajas	Desventajas			
			Ambiental		Social				Económico		
			Positivo	Negativo	Positivo	Negativo			Positivo	Negativo	
			-	-	-	-	-	-	-	Puede alcanzar rápidamente el objetivo final del tratamiento	Áreas de actividad sísmica, altamente erosivas, ciclos de congelación/descongelación, y otras perturbaciones pueden comprometer su integridad y aumentar el potencial de filtración de los contaminantes
			-	-	-	-	-	-	-	-	Predecir su comportamiento y efectividad a corto plazo puede ser desafiante
			-	-	-	-	-	-	-	-	Puede alterar el sistema físico (ej. creando un montículo, cambiando el flujo)
			-	-	-	-	-	-	-	-	Al modificar los contaminantes podría inhibir una restauración futura más integral de áreas sensibles
Desorción térmica	Ex-situ	VOCs, VOSCs, BCPs, Pesticidas halogenados y no halogenados, nitroaromáticos y aminas	Bajos residuos producidos	Aplicación únicamente para bajas concentraciones	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	Alto requerimiento energético por lo cual podrían aumentar los costos	El proceso es simple y bien establecido	Tratamiento rápido (entre 20-160 ton/h), y competitivo en	Los compuestos orgánicos (contaminantes) no son destruidos en el primer proceso
			Elimina alta variedad de compuestos	Genera emisión de gases, por lo que se requiere	Habilitación de espacios		No depende de otras técnicas	En el corto plazo perturbación			Requiere excavar el sedimento limitando su

Tratamiento	Tipo	Contaminante ¹	Impactos				Ventajas	Desventajas		
			Ambiental		Social				Económico	
			Positivo	Negativo	Positivo	Negativo			Positivo	Negativo
		tóxicos orgánicos	tratamiento de estos				de actividades comerciales	costo para grandes volúmenes	aplicación a sitios poco profundos	
		Previene efectos adversos en la calidad del agua	-	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	-	-	-	Se genera sólo una pequeña cantidad de gas, y los compuestos orgánicos (contaminantes) pueden ser recolectados y tratados nuevamente	Altas cantidades de arcilla y materia orgánica húmeda pueden aumentar los costos	
		Reutilización de sedimentos o arena limpia en el mismo sitio u otro		El tiempo es corto por lo cual los efectos negativos de operación son bajos	-	-	-	Las temperaturas son relativamente bajas comparado a la incineración	Sustancias altamente abrasivas pueden dañar el equipamiento de desorción térmica	
		-	-	-	-	-	-	El sedimento limpio puede ser devuelto sin disposición final (menos uso de relleno sanitario)	Restos de organismos > 60 mm de diámetro deben ser removidos previo al proceso	
Lavado	Ex-situ	VOCs, hidrocarburos clorados, algunos compuestos halogenados, HAPs, metales pesados.	El material para disposición final es reducido	Puede producir algunos residuos	Disminución del riesgo de salud a la población por presencia de elementos tóxicos	En el corto plazo potencial oposición de comunidades por uso de productos químicos	Puede separar contaminantes y elementos de valor	En el corto plazo perturbación de actividades comerciales	Reduce el volumen para posterior tratamiento (hasta un 90%) o disposición final	Requiere un área grande para armar el sistema, pudiendo en algunos casos ser un problema
			Previene efectos adversos en la biota marina y calidad del agua	-	En el largo plazo mejora de percepción de la comunidad local	En el corto plazo perturbación paisajística y de espacios públicos	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	-	Es posible reutilizar el sedimento lavado	Especialmente efectivo para sedimentos gruesos máx. 30-50% de limo, arcilla o materia orgánica

Tratamiento	Tipo	Contaminante ¹	Impactos				Ventajas	Desventajas			
			Ambiental		Social				Económico		
			Positivo	Negativo	Positivo	Negativo			Positivo	Negativo	
			Reutilización de sedimentos en el mismo u otro sitio	–	El tiempo es corto por lo cual los efectos negativos de operación son bajos	–	–	–	–	Controlar pH y temperatura en sistema cerrado	El agua residual conteniendo aditivos químicos requiere ser tratada subiendo los costos
			–	–	–	–	–	–	–	Al mismo tiempo remueve contaminantes orgánicos e inorgánicos	Lodos contaminados requieren tratamiento o disposición final
Recuperación natural monitoreada	-	Varios	Previene efectos adversos en la calidad del agua, sedimentos, y biota marina	No apto para sitios altamente contaminados	Percepción positiva de la comunidad por ser un tratamiento biológico	Requiere un tiempo considerable (+ 1 década)	En el largo plazo mejora de actividad pesquera costera	-		Posibilidad de recolonización de especies en el área de remediación	Muy lento en alcanzar los niveles exposición objetivos del tratamiento
			–	–	–	–	–	–	–	Se basa en procesos físicos, químicos y biológicos naturales	Menor control del proceso
			–	–	–	–	–	–	–	Requiere pocos permisos ambientales	Requiere monitoreo de largo plazo de matrices ambientales (incluyendo agua, sedimento, biota)

Notas: ¹Para las técnicas con varios contaminantes asociados, se recomienda revisar la sección correspondiente para mayor información.

² se refiere a que la aplicación y la efectividad se encuentra en menor medida.

Fuente: Elaboración propia

3 Objetivo b) Recopilar y evaluar los resultados de experiencias nacionales e internacionales de implementación (a escala de piloto y escala industrial) de las técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos marinos disponibles

3.1 Recopilar antecedentes acerca de experiencias de remediación de sedimentos marinos, a escala de piloto e industrial, tanto en Chile como en el extranjero para cada tipo de contaminación estudiada

Se realizó una revisión exhaustiva de las experiencias de remediación in-situ y ex-situ desarrolladas en Chile y en el extranjero, que hayan tratado sedimentos marinos contaminados con metales pesados o contaminantes orgánicos, publicadas en estudios científicos, revisiones e informes técnicos.

3.2 Analizar y describir los resultados alcanzados por esas experiencias de remediación de sedimentos

A continuación, se presenta el estado del arte de la experiencia internacional, incluyendo tres (3) casos de estudio de sobre la remediación de sedimentos, además de una revisión del estado de la remediación de sedimentos marinos en Chile.

3.2.1 Experiencias internacionales

A modo de contexto, cabe destacar que la remediación de sedimentos en términos de regulación y tecnologías ha sido un tema en desarrollo mundialmente. En este sentido, se ha enfrentado la contaminación de esta matriz ambiental debido a que constituye un elemento fundamental en el estudio de cuerpos de agua, sobre todo por los efectos en el medio ambiente, sociales y económicos que conlleva. Dado lo anterior, a nivel global se ha incrementado la regulación, estudios, investigación, así como los planes de tratamiento y/o remediación.

Mediante investigaciones de documentos claves respecto a aspectos normativos y técnicos, hasta año 2010, IADC (2011) identificó 35 países que cuentan con un marco normativo asociado al manejo de contaminación de sedimentos. En general, se identificó que la técnica más común corresponde a la remoción y disposición *off-site* (fuera del sitio), mientras que una pequeña minoría de países han empleado otras, tales como el capping o la recuperación natural monitorizada. Ahora bien, respecto a guías y valores referenciales de concentraciones para ciertos elementos, se identificó que en muchos casos estos se aplican como criterios de limpieza, lo que da a lugar a valores conservadores. Por otra parte, IADC indica que no se ha identificado una tecnología con costos razonables para el tratamiento de sedimentos, siendo el control de las fuentes de emisión una recomendación entregada por expertos para el manejo.

Ahora bien, en la Figura 12 se puede observar el panorama global del marco normativo y técnico de remediación de sedimentos. En esta se puede observar que, de los 190 territorios estudiados, destacan países como los EEUU, Canadá, países de la Unión Europea, Japón, Australia, Brasil y Tailandia, los cuales cuentan con marcos en ambos ámbitos y representan el 11% del total. Luego, los territorios destacados en rojo han fijado guías, normativas o regulación en uno de los dos campos estudiados, los cuales corresponden al 13%. Ahora bien, de los 190 países estudiados, el 21% cuenta con un marco técnico, mientras que el 19% con un marco normativo.

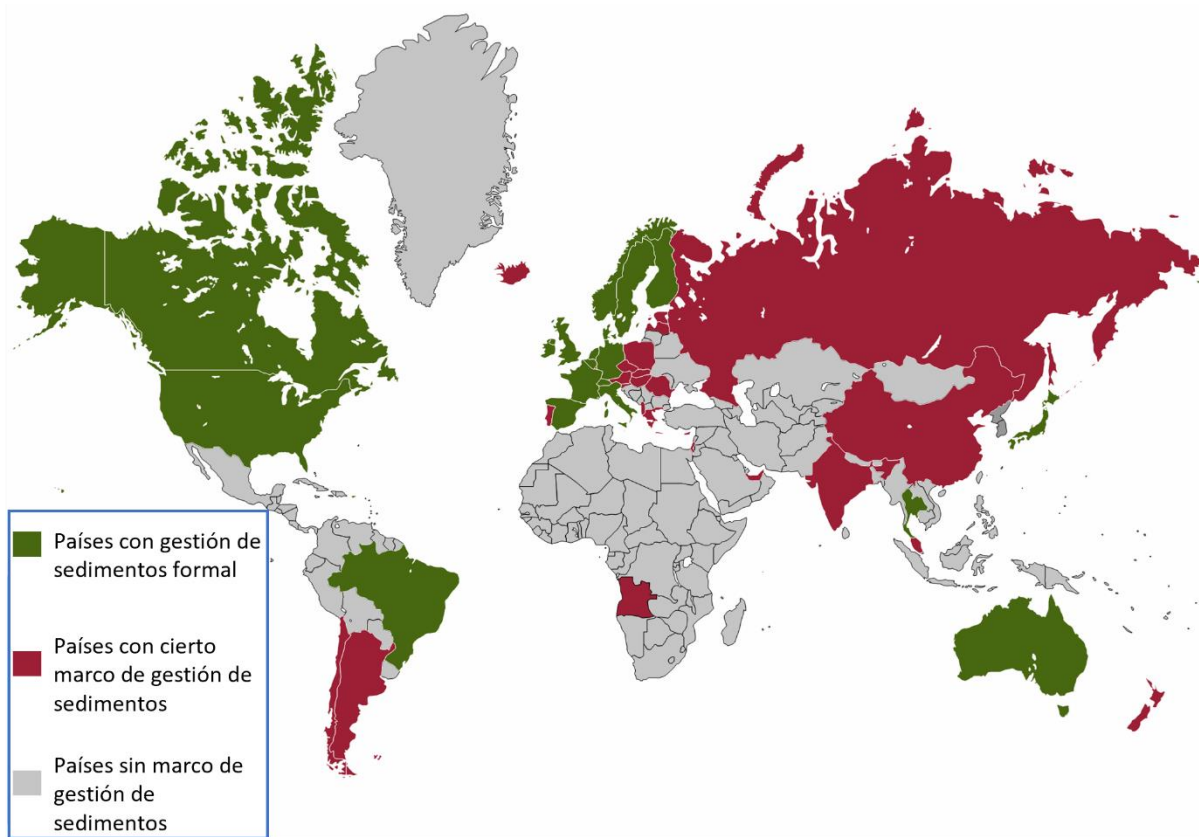


Figura 12 – Mapa mundial identificando marcos normativos y técnicos de remediación de sedimentos
Fuente: IADC, 2011 (traducido)

En la Figura 13 se pueden observar las técnicas empleadas en los países estudiados por IADC (2011). En particular, se puede observar que, para un total de 190 países, aproximadamente el 30% presenta alguna experiencia de remediación de sedimentos. En cuanto a las técnicas, se reporta que el dragado (22%) sería la primera opción en la experiencia internacional, seguido del capping (22%), siendo las dos principales. Cabe destacar, que este análisis puede considerar remediación de sedimentos en otros cuerpos de agua ajenos al ambiente marino. También, es relevante mencionar que se agrupan experiencias en categorías in-situ y ex-situ, sin conocimiento de la técnica específica aplicada.

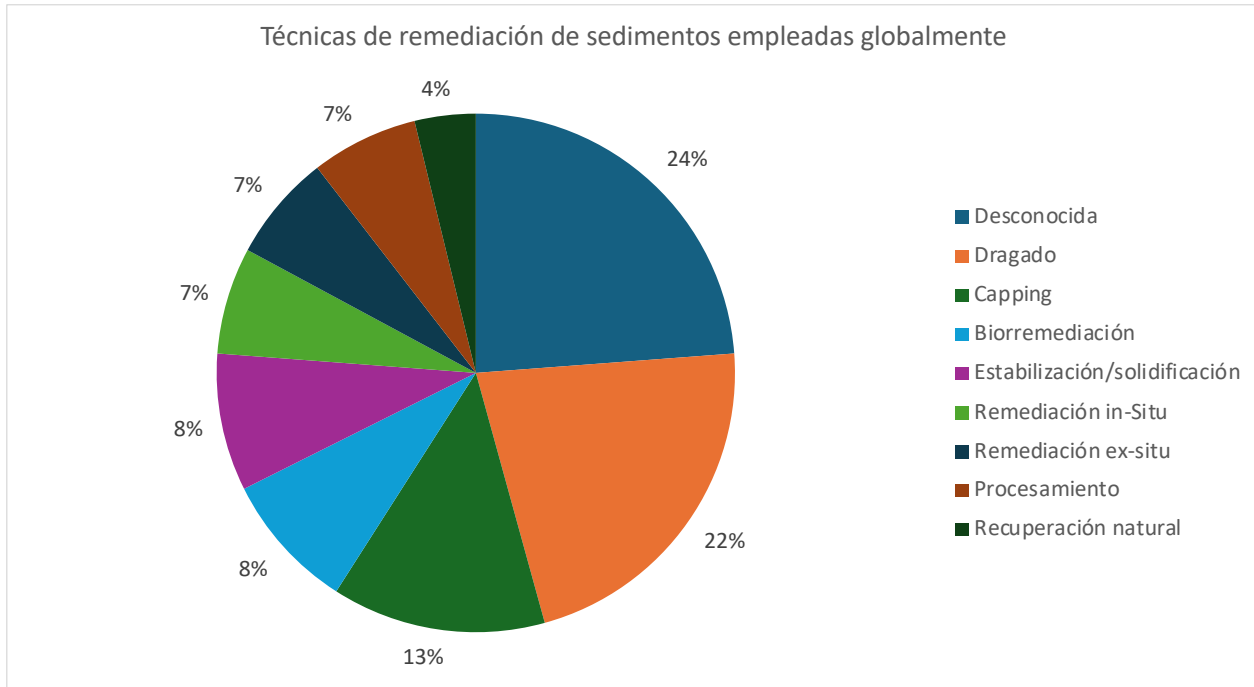


Figura 13 – Técnicas de remediación de sedimentos empleadas globalmente al año 2010
Fuente: Elaboración propia a partir de (IADC, 2011)

Sin perjuicio de lo anterior, a continuación, se presentan casos de estudios de remediación de sedimentos en la experiencia internacional.

3.2.1.1 Estudio de caso 1: Biorremediación in-situ de PAH y petróleo en el sitio Salem MGP

El estudio “In Situ Treatment of Contaminated Sediments” desarrollado por la USEPA (1998) realizó una revisión y evaluación de distintas técnicas de remediación de sedimentos contaminados. En este estudio se identificaron 5 proyectos de remediación ejecutados entre 1991 y 1998, entre los cuales se encontraba un proyecto para tratar sedimentos costeros contaminados con PAH (principalmente naftaleno) por una planta manufactura de gas abandonada en Salem, Massachussets, Estados Unidos (Salem MGP), desarrollado entre 1998 y 1999.

El objetivo del manejo del sedimento costero Salem MGP fue aumentar la biodegradación de contaminantes orgánicos (PAH y petróleo). Primero, estudios experimentales y pilotos mostraron que un ambiente oxidante limitaba la biodegradación en el sitio y que la contaminación estaba migrando lentamente a través de la zona intermareal. El tratamiento de remediación in-situ fue aplicado a una zona intermareal de aproximadamente 1672 m² (~ 0,2 ha), sobre una capa de entre 20-25 cm de sedimento contaminado sobre la que subyace arcilla. El tratamiento consistió en la inyección de nitrato de calcio (un fertilizante) para estimular la biodegradación de los PAHs, de forma similar a lo realizado en otras experiencias de remediación. Al tratarse de una zona intermareal, el tratamiento en Salem MGP fue realizado durante la marea baja con un tractor especial que tiraba un arado modificado para inyectar el nitrato de calcio en el sedimento.

Los resultados fueron positivos con un promedio de 90% y 50% de reducción en PAH y petróleo, respectivamente. La técnica o producto denominado Limnofix® In Situ Sediment Treatment Technology

(LIST), con un amplio espectro de aplicación (sistemas de agua dulce, marino, y ambientes industriales), fue patentado por el Ministerio de Medio Ambiente de Canadá (Environment Canada). El proyecto Salem MGP sirvió de base para patentar Limnofix®, producto o técnica de remediación recomendado para tratar sedimentos contaminados por la actividad portuaria, industrial, y vertidos municipales en la zona intermareal.

Los efectos de la remediación en el sitio incluyeron una reducción considerable de contaminantes, especialmente de hidrocarburos en fase libre y de PAH (fenantreno). La adición de nitrato de calcio aumentó el número de heterótrofos aeróbicos y organismos anaeróbicos degradadores de nitrato.

De manera general, existe evidencia que muestra los efectos positivos en recuperar la calidad del agua y hábitats bentónicos en sedimentos asociados a lagos (Murphy et al., 1995; Prepas et al., 1997). Por ejemplo, Murphy et al. (1995), a través de la inyección de oxidantes (nitrato de calcio) y nutrientes, el 94% del naftaleno y el 57% de los TPH se biodegradaron, destacando la efectividad y el bajo costo de la técnica in situ para las condiciones de este sitio, pero con la consideración de estos efectos ocurren en el largo plazo (mayores a tres años).

3.2.1.2 Estudio de caso 2: *Remediación de la Bahía Bellingham combinando distintos métodos*

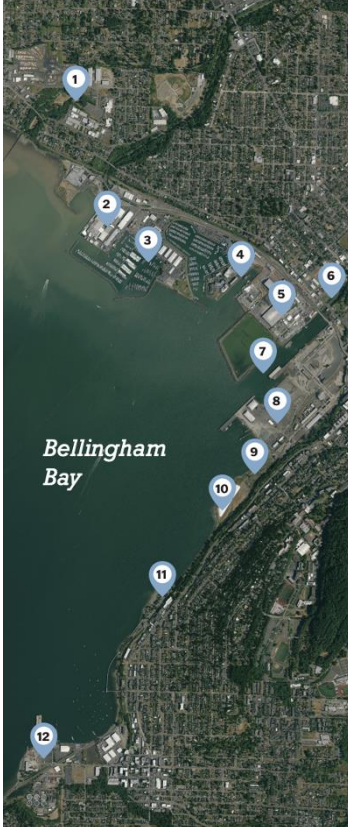
La bahía de Bellingham en el estado de Washington, Estados Unidos, ha enfrentado importantes desafíos ambientales debido a un legado de prácticas municipales e industriales que precede a las leyes ambientales modernas. El suelo, sedimento marino y aguas subterráneas fueron contaminadas por la operación de la industria de la celulosa y el papel, vertederos municipales, astilleros, y plantas de tratamiento de madera y gasificación de carbón, causando la contaminación de los sedimentos con contaminantes como metales pesados y químicos.

El esfuerzo de limpieza en la Bahía Bellingham comenzó como el Proyecto Piloto de Demostración Bahía Bellingham en 1996, co-administrado por el Departamento de Ecología del estado de Washington y el Puerto de Bellingham. Este esfuerzo a escala de bahía incluyó 12 agencias, desde federales, tribales, estatales y gobiernos locales. El objetivo del proyecto fue coordinar la limpieza de los sedimentos, controlar las fuentes de contaminación y restaurar el hábitat, considerando el uso del suelo y cuerpos de agua. En el año 2000 la etapa piloto o de demostración finalizó con la publicación del informe técnico titulado “Bellingham Bay Comprehensive Strategy – Final Environmental Impact Statement”. Las alternativas de remediación evaluadas en ese proyecto son listadas en la Tabla 17.

Actualmente, esta estrategia se mantiene hasta el día de hoy, con sitios completamente remediados y otros 12 sitios en vías de remediación, los cuales son monitoreados para asegurar el avance hacia las metas de remediación¹⁶. Para el 2024, distintos sitios en la bahía cuentan con un plan de acción, donde de los 16 evaluados, 4 se encuentran finalizados y en monitoreo, 8 en etapa de diseño del saneamiento, 2 en el desarrollo del plan de saneamiento y el resto en estudio de alternativas y estudios del sitio. Ahora bien, además de seguir los planes de remediación, se consideran acuerdos legales y participación de la comunidad. Es sumamente relevante en este punto la transparencia y la difusión de los resultados. Cabe

¹⁶ Para mayor información se recomienda visitar el sitio web de la estrategia de remediación bahía, disponible en: <https://ecology.wa.gov/spills-cleanup/contamination-cleanup/cleanup-sites/puget-sound/bellingham-bay>

mencionar, que estas acciones cuentan con el financiamiento del estado correspondiente, y a través de programas de subvenciones para medidas correctoras en lugares de propiedad pública. También, el programa se financia con ingresos de un impuesto específico sobre sustancias peligrosas. En tanto a las responsabilidades, estas recaen en las autoridades del puerto y la ciudad de Bellingham. La Figura 14 presenta la ubicación de los sitios en la Bahía Bellingham y el estado de avance.



N° Sitio	Nombre Sitio	Estado de avance
1	Eldridge Municipal Landfill	Finalizado-Monitoreo
2	Weldcraft Steel & Marine	Plan de remediación
3	Marine Services NW	Diagnóstico del sitio
4	1 & Waterway SCU-I	Diseño de remediación
4	1 & Waterway SCI-J-2	Plan de remediación
5	Central Waterfront	Diseño de remediación
6	Holly Street Landfill	Finalizado-Monitoreo
7	Whatcom Waterway (Fase 1)	Finalizado-Monitoreo
7	Whatcom Waterway (Fase 2)	Diseño de remediación
8	Georgia-Pacific West (Área norte)	Finalizado-Monitoreo
8	Georgia-Pacific West (Área sur)	Diseño de remediación
9	RG Haley	Diseño de remediación
10	Cornwall Avenue Landfill	Diseño de remediación
11	South State Street MGP	Diseño de remediación
12	Harris Avenue Shipyard (Área costera)	Diseño de remediación
12	Harris Avenue Shipyard (Área marítima)	Diseño de remediación

Figura 14 – Estado de avance sitios Bahía Bellingham
Fuente: (Department of Ecology – State of Washington, 2024)

En general, dentro de la metodología utilizada para evaluar las alternativas, se contempla la definición de siete categorías de “metas”, las cuales corresponden a; 1. Salud y seguridad de la población; 2. Ecología; 3. Protección y restauración del hábitat; 4. Usos sociales y culturales; 5. Gestión de recursos; 6. Operación (rapidez, eficiencia, costos); 7. Uso costero y vitalidad económica. A partir de estas, se identifican impactos y beneficios, los cuales se incluyen en la Tabla 17.

Tabla 17 – Alternativas evaluadas para proyecto de remediación de bahía Bellingham

Alternativa evaluada	Descripción
Alternativa 1	No realizar acción; no es necesaria una estrategia
Alternativa 2	Estrategia integral: Implementar un plan contextual de largo plazo para informar las acciones futuras considerando los sitios de limpieza, el control de las fuentes, la disposición final del sedimento, el hábitat, el uso del suelo en la bahía Bellingham, incluyendo alternativas específicas de limpieza.

Alternativa evaluada	Descripción
Alternativa 2A	Ambos la remoción y el capping desarrollado en conjunto para alcanzar la profundidad autorizada para la navegación en canales (Disposición Confinada Acuática-CAD por sus siglas en inglés): Esta alternativa busca alcanzar criterios estándar de calidad del sedimento (SQS por su sigla en inglés) en los 12 sitios de dentro de la bahía Bellingham (cada uno asociado a una fuente de contaminación). Garantiza la mantención de los canales de navegación existentes, y minimiza el dragado (321.113 m ³) y disposición del sedimento contaminado. Hábitats submareales deberían ser convertidos en hábitat intermareal por el uso de los caps y CAD. El énfasis de esta alternativa es la mínima perturbación en el corto-plazo, potencialmente evitando a futuro tener que alcanzar mayores profundidades de navegación que las autorizadas.
Alternativa 2B	Ambos la remoción y el capping desarrollado en conjunto para alcanzar la profundidad autorizada para la navegación en canales (disposición en tierra): Similar a la alternativa 2A buscando alcanzar los SQS, pero con el material dragado siendo dispuesto en uno o más rellenos sanitarios (i.e., tratamiento ex-situ). El énfasis de esta alternativa es el mismo que en 2A.
Alternativa 2C	Remoción completa desde áreas de navegación (disposición confinada acuática): La alternativa 2C en busca de alcanzar los SQS remueve más material que 2A y 2B. Esta alternativa permite la futura profundización de la navegación en canales. Los hábitats submareales se convierten en hábitats intermareales usando los caps y CAD. Este incluyó el dragado de 626.935 m ³ . El énfasis está en entregar la mayor flexibilidad para satisfacer futuras necesidades de navegación (i.e., más profundo que lo autorizado).
Alternativa 2D	Remoción completa desde áreas de navegación y remoción parcial desde el G-P ASB y áreas Starr Rock (disposición en tierra): Similar al 2C remueve más material que 2A y 2B buscando los SQS, sin embargo, el material dragado (841.010 m ³) es dispuesto en uno más rellenos sanitarios. El énfasis es similar al de la alternativa 2C, aunque con un foco en remover el sedimento desde áreas acuáticas públicas con una concentración elevada de mercurio.
Alternativa 2E	Remoción completa desde terrenos públicos (disposición en tierra): La remoción de todo el sedimento contaminado siendo de propiedad estatal (1.834.932 m ³) con disposición final en un relleno sanitario. Aquí el énfasis está puesto en remover el material contaminado desde áreas acuáticas públicas.

Fuente: (Anchor Environmental, 2000)¹⁷

A continuación, se muestran los pasos involucrados en el proceso de limpieza formal definidos por el estado de Washington en el *Model Toxics Control Act*. El Departamento de Ecología del estado de Washington sigue estos pasos, mostrados abajo, abriendo consultas públicas en los puntos claves denotados con un asterisco (*). Respecto a la participación ciudadana, esta fue a través de medio como cartas, faxes, correos electrónicos y testimonios verbales, donde se recopilaron y se entregaron respuestas, disponibles

¹⁷ Informe “Bellingham Bay Comprehensive Strategy – Final Environmental Impact Statement”

públicamente. Los tratamientos realizados por empresas privadas no tienen los mismos requerimientos de participación, pero debiesen buscar alcanzar los mismos estándares de remediación.

1. Descubrir: Reportar un riesgo o evento de contaminación
2. Investigación inicial: Determinar si la contaminación requiere acciones futuras
3. Evaluación de riesgo sitio específico (caracterización de sitio): Evaluar el riesgo potencial a la salud humana y el ambiente basado en el potencial de exposición y severidad del riesgo
4. Investigación de remediación*:
 - Determinar la naturaleza y extensión de la contaminación
 - Determinar los impactos potenciales hacia la salud humana y el ambiente
5. Estudio de factibilidad*:
 - Identificar los métodos para eliminar la exposición a la contaminación en el sitio
 - Ensamblar métodos dentro de un rango de alternativas de limpieza o remediación
 - Usar un análisis de costos vs beneficios ambiental para elegir una alternativa preferida
6. Plan de acción de limpieza*: Describir la ecología del Plan de Acción de Limpieza seleccionado:
 - Criterios estándar de limpieza para proteger la salud humana y el ambiente
 - Programación de los pasos siguientes
 - Requerimientos para monitorear, operación, y mantención
7. Diseño de ingeniería: Crear un diseño detallado y documentos de construcción para la Acción de Limpieza
8. Completar la acción de limpieza: Ejemplos de acciones de limpieza incluyen:
 - Construir un sistema capping protector multi-capas
 - Tratar la contaminación in-situ
 - Remover la contaminación y disponer en un relleno sanitario
9. Monitoreo y controles en el uso del sitio:
 - Monitorear y mantener la operación en marcha
 - Restringir/prohibir actividades que podrían alterar la limpieza
10. Revisar y sacar de la lista*:
 - Revisar cada 5 años los datos para asegurar que la limpieza alcanzó los criterios estándar de limpieza
 - Remover de la lista de sitios contaminados después que este reúne todos los criterios estándar y requerimientos de limpieza

3.2.1.3 *Estudio de caso 3: Uso en obras civiles y aplicaciones ambientales del sedimento contaminado del puerto de Palermo, Italia, sometido a varias fases de lavado y separación*

Con la finalidad de construir un muelle, el Puerto de Palermo (Italia) a inicios de los 2000s necesitó dragar 76.000 m³ de sedimentos, los cuales estaban contaminados principalmente con hidrocarburos, metales pesados y residuos. La empresa Trevi diseñó un tratamiento de lavado que contempla varios pasos o unidades (Figura 15):

- Unidad A: Recibe y clasifica el sedimento y lo transporta por dos tuberías a la planta;
- Unidad B: Lava los sedimentos en un tambor de lavado y lo clasifica por tamizado húmedo;
- Unidad C: Aplicar un tratamiento fisicoquímico para coagular y flocular los sólidos suspendidos y separar los contaminantes en el agua;

- Unidad D: Recolectar, compactar y deshidratar los sedimentos contaminados finos para minimizar los costos de disposición final;
- Unidad E: Ajustar el pH del lodo con ácido removiendo además contaminantes disueltos.

En cuanto a su efectividad, de un total de 111.000 toneladas de sedimento tratado, se consiguió la recuperación de 41.400 toneladas de arena y 15.200 toneladas de gravilla (ver Figura 16), con 25.400 toneladas de la fracción fina del sedimento debiendo ser dispuesta en una planta externa. De ser utilizada apropiadamente, esta tecnología es efectiva en reducir la cantidad de sedimento contaminado a ser dispuesto en un relleno sanitario u otro sitio autorizado.

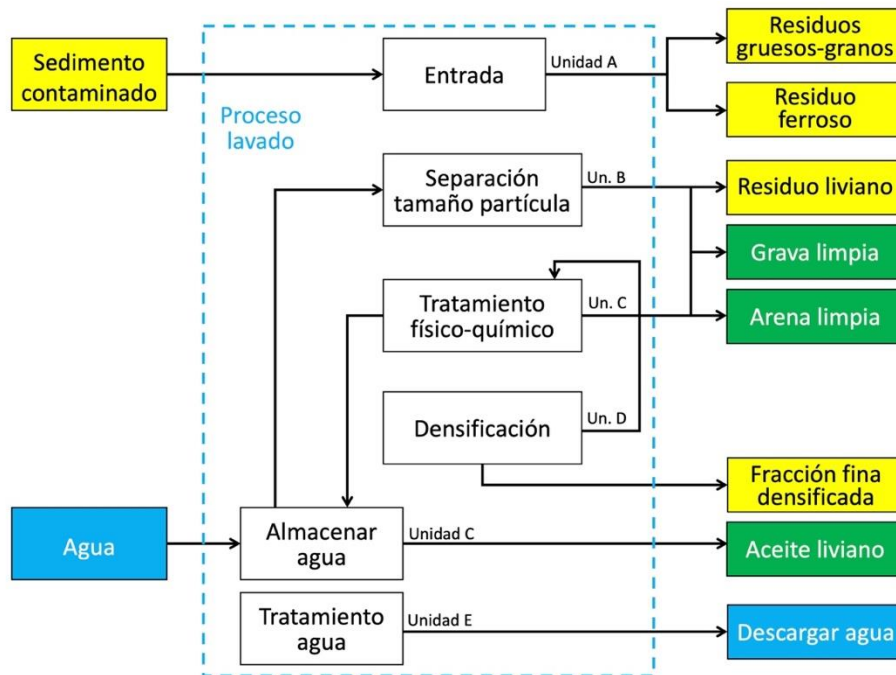


Figura 15 – Diagrama del proceso de lavado de sedimentos realizado por la planta de Trevi SpA
Fuente: Sitio web de la Central Dredging Association¹⁸

¹⁸ Obtenido de: <https://dredging.org/resources/ceda-publications-online/beneficial-use-of-sediments-case-studies/18/Use%20in%20civil%20and%20environmental%20applications> (consultado el 19-12-2023)



Figura 16 – Principales insumos y productos asociados al lavado de sedimentos por la planta de Trevi SpA
Fuente: Sitio web de la Central Dredging Association¹¹

3.2.2 Experiencias nacionales

3.2.2.1 Experiencias de remediación en Chile

La búsqueda en estudios científicos o informes técnicos sobre remediación de sedimentos contaminados en Chile (i.e. sin considerar el dragado para navegación o infraestructura portuaria) arrojó solo 5 resultados en cuatro zonas del país. Históricamente, el esfuerzo de investigación ha sido puesto sólo en identificar las plantas asociadas a sitios con alta concentración de metales, sin avanzar en evaluar su potencial de biorremediación. Esos esfuerzos de biorremediación son descritos a continuación.

i. San Vicente

Una de las experiencias de **biorremediación in-situ** fue en respuesta a un derrame de crudo ocurrido en la bahía de San Vicente, región del Biobío, en 2007. Como Muñoz et al (2012) describen en su estudio, después del derrame se realizó una limpieza inicial que incluyó la utilización de herramientas manuales y la remoción de parte del sedimento contaminado para su disposición en tierra, la cual tuvo que ser ampliada para remediar el aceite que se dispersó y acumuló en las playas de roca y arena. Se aplicó un biosolvente basado en derivados de aceites vegetales para disolver el crudo remanente. Muestras de roca y arena fueron colectados el día de la aplicación del biosolvente y luego de 2 días post-tratamiento para extraer y cuantificar los hidrocarburos de petróleo. La aplicación del biosolvente fue efectivo en disolver ambos; el crudo viejo no asociado con el derrame y el nuevo, en particular los hidrocarburos de cadena corta (Muñoz et al., 2012).

ii. Chañaral

Una experiencia de **ficorremediación in-situ** (aplicación de algas para tratamiento) fue desarrollada en el norte de Chile bajo el contexto del proyecto FIC 2011 denominado: “Uso de algas pardas de cultivo para la biorremediación del ambiente costero en la bahía de Chañaral” (Westermeyer, 2013). El objetivo general de ese proyecto fue evaluar la factibilidad de recuperación de zonas costeras aledañas a relaves mineros (bahía de Chañaral) usando las algas *Lessonia nigrescens* y *Macrocystis integrifolia*. Para ello, se comparó la concentración de metales pesados (As, Al, Cd, Co, Cr, Fe, Cu, Zn, Pb, Ni, Mo, Mn) en frondas, estipes y discos

de macroalgas repobladas vs praderas naturales. Se encontró una acumulación de metales pesados especialmente en el disco de fijación en comparación con frondas y estipes, y en relación a sitios de control. Lo anterior sugiere que el repoblamiento de estas 2 macroalgas sería exitoso en remover metales pesados, aunque quedó pendiente el escalamiento espacial (ya que el estudio solo abarcó 200 m²) en conjunto con una evaluación de la sustentabilidad del repoblamiento en el largo plazo. Se debe seguir estudiando la factibilidad del repoblamiento en diferentes periodos del año, para constatar los beneficios en la calidad ambiental, así como también sus impactos ecológicos.

iii. Quintero - Puchuncaví

El proyecto “Cultivo del alga parda *Macrocystis pyrifera* en la zona de Quintero y Puchuncaví: Evaluación de la productividad y potencial uso para biorremediación de metales pesados y compuestos orgánicos” (UNAB, 2015) estudió el efecto de la presencia de algas pardas en la matriz de agua marina. En general, se concluyó que la macroalga podía crecer bajo régimen de cultivo en las áreas estudiadas. Posteriormente a la etapa cultivo y crecimiento, se evaluaron los metales pesados disueltos en el agua de mar de las caletas de Ventanas, Horcón y Maitencillo, indicando mayores concentraciones promedio de Cd y Cu en Ventanas, y una baja disponibilidad en Ventanas de los metales Fe y Zn, los cuales son esenciales para el crecimiento de algas. Ahora bien, estudiando concentraciones de compuestos orgánicos en el agua, el estudio concluye que no se puede afirmar que realmente exista bioconcentración de los compuestos estudiados, y que los HAPs se acumulan en los sedimentos.

Un estudio de **fitorremediación ex-situ** fue desarrollado para evaluar la capacidad de una planta halófila (*Sarconia neei*) para remediar suelos contaminados con plomo cercanos a Puchuncaví (Meza-Ramírez et al., 2021). Para esto se propagaron bajo condiciones de laboratorio plantas extraídas desde un sitio no contaminado en distintos tipos de suelos, para evaluar su fertilidad y al mismo tiempo la capacidad de remover de metales pesados por las plantas. Antes del tratamiento, el suelo mostró una alta concentración de Pb (rango entre 40-110 mg/kg), el cual después de 31 días fue removido casi en su totalidad (Meza-Ramírez et al., 2021). Según los autores, estos resultados indican que es posible remediar suelo contaminado con Pb usando plantas vivas en tierra y así cumplir con las regulaciones ambientales, aunque resaltaron la necesidad de seguir investigando sus propiedades fitorremediadoras. Como es indicado en el estudio, las plantas utilizadas se desarrollan principalmente en suelos arenosos, con influencia costera, siendo utilizada arena de la Playa Carvallo como sustratos para su propagación, lo cual podría sugerir su efectividad en el tratamiento ex-situ de sedimentos costeros contaminados.

Otro estudio también en la zona de Quintero-Puchuncaví evaluó los efectos del proceso de **pirólisis** sobre la capacidad de remoción de Cu por biocarbón producido con restos de la macroalga *Macrocystis pyrifera* (Araya et al., 2021). Para esto, el material algal se descompuso con temperatura entre 300-600°C, y después se evaluó cómo las propiedades fisicoquímicas y estructurales del biocarbón obtenido a distintas temperaturas afectan su capacidad de absorber Cu en sistemas acuáticos. Concluyeron, que el biocarbón obtenido a 300 y 450°C es lo más eficiente en adsorber Cu desde el agua, lo que ocurre por un proceso de quimisorción¹⁹. Entre las propiedades del biocarbón resaltadas por los autores se incluyen el alto rendimiento o cosecha, alto contenido de cenizas y la presencia de carbonato de calcio, así como también la importancia de realizar la pirólisis lentamente. Se concluyó que el biocarbón de *Macrocystis pyrifera* tiene un potencial alto para ser usado como bioadsorbente para la remoción de Cu desde aguas residuales o agua

¹⁹ Proceso de adsorción química, causado por una reacción en una superficie expuesta la cual crea un enlace electrónico entre la superficie y el adsorbato.

para consumo humano (Araya et al., 2021). Cabe notar que lo anterior si bien no es directamente aplicable a la remediación de sedimentos, sería provechoso para el tratamiento de los efluentes resultantes de un proceso de lavado de sedimentos.

iv. Tocopilla

Por último, entre 2016 y 2018 se desarrolló un proyecto de remediación de sedimentos costeros contaminados en Tocopilla, mediante **dragado por succión**, el cual concluyó con la entrega a la comunidad de una playa artificial. Se trata de la playa El Salitre, ubicada a un kilómetro del puerto de Tocopilla, cuyas arenas se encontraban contaminadas con metales pesados como cobre y zinc desde la actividad industrial. La técnica utilizada se llama SoilTain® y consistió en 52 contenedores de protección costera, con forma de grandes tubos y fabricados con materiales geosintéticos. Para esto, un volumen de 9.000 m³ de sedimentos contaminados fueron dragados por succión y depositados dentro de contenedores de 240 m³ de capacidad. Estos contenedores permiten que el agua drene permitiendo la consolidación del sedimento. Los contenedores fueron dispuestos como rompeolas, siendo finalmente cubiertos con rocas (ver esquema en Figura 17). Según los técnicos encargados de la faena, SoilTain® evitó la explotación de canteras naturales al no necesitar de rocas para armar las escolleras de protección de la playa, así como también, se redujo el impacto negativo que trae para la huella de carbono el posterior transporte del material al lugar de la obra, que implica un riesgo para las carreteras y las ciudades (El Mercurio, 02/10/2018²⁰).

Aprovechar la arena contaminada

La playa El Salitre de Tocopilla, contaminada por los desechos de la central eléctrica y el puerto, es la primera de Chile en ser construida con una nueva tecnología que utiliza arena para armar los rompeolas.



Figura 17 – Esquema de proceso de remediación de playa El Salitre de Tocopilla
Fuente: El Mercurio

²⁰ https://twitter.com/VCT_ElMercurio/status/1047117035149373441/photo/1

Como contexto normativo, cabe señalar que la entrada en vigencia en 2024 de la Ley 21.410, que modifica la Ley de Pesca y Acuicultura, exigiendo la limpieza de los desechos inorgánicos en el fondo de las concesiones de acuicultura (art. 74 bis), supondría el inicio del desarrollo y aplicación de tecnologías de remediación para estos casos. En este sentido, una de las técnicas que ha tenido mayor apoyo por la comunidad en general es la inyección de nano-burbujas (ver Historia de la Ley 21.410). Aunque este método tenga la mayor aceptación, no existe literatura científica de soporte y un reglamento que regule esta nueva tecnología. En este contexto, a pesar de parecer positiva la exigencia de planes de recuperación e investigación del fondo marino (art. 74 ter), llama la atención la promulgación de esta ley sin tener un reglamento específico que regule el proceso de remediación.

En este sentido, se identifica la oportunidad de la elaboración de un reglamento específico para la gestión de sedimentos, por medio de normativa, guías, manuales u otro instrumento, con el objetivo de definir procedimientos para estandarizar la investigación de sedimentos contaminados.

3.2.2.2 *Experiencias de dragado con otros fines*

Como fue mencionado anteriormente, la remediación de sedimentos marinos en Chile es un tema escasamente tratado, sin embargo, la remoción de sedimentos mediante dragado es una tecnología común y recurrente utilizada con el objeto de mejorar calados en zonas portuarias o de tránsito marítimo y no específicamente por temas de contaminación.

Entre los años 1998 y 2021, fueron aprobados dentro del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) un total de 42 declaraciones de impacto ambiental (DIA) y 4 estudio de impacto ambiental (EIA) de proyectos asociados a actividades de dragado de sedimentos (bajo la tipología de ingreso a) Acueductos, embalses o tranques y sifones: a.3) Dragado), donde 37 de ellas corresponden a dragado de sedimentos marinos y 9 a dragado de sedimentos de río o similares. En la Figura 18 se muestra la ubicación de los 46 proyectos de dragado que se encuentran aprobados según el SEIA y, además, se muestra en más detalle los sectores del país donde se han realizado más proyectos de este tipo.

Cabe destacar, como se indica en la Figura 18, que la ubicación de estos proyectos se concentra en zonas de alto tránsito marítimo como puertos y caletas pesqueras. En el sector norte destacan proyectos en el puerto de Arica y el puerto de Iquique; en la zona central, múltiples proyectos en la región de Valparaíso; en la zona centro sur, los proyectos se concentran en la Región del Biobío; y finalmente en la zona austral se observan proyectos en la zona de bahía Chilota en Tierra del Fuego y en Punta Arenas.



Figura 18 – Ubicación de proyectos de dragado aprobados en el SEIA

Fuente: Elaborado en base a información extraída del SEIA

Por otro lado, como se observa en la Figura 19, la cantidad de dragados se mantiene con mínimas variaciones a través de los años, observándose una especie de ciclo a largo plazo. Lo anterior debido a la necesidad de dragado constante cada cierto periodo de tiempo, para garantizar suficiente profundidad para el funcionamiento de embarcaciones de todo tipo.



Figura 19 – Gráfico de cantidad de proyectos aprobados en el SEIA por año

Fuente: Elaborado en base a información extraída del SEIA

El proceso de dragado en Chile se realiza principalmente mediante dos metodologías, que corresponden a succión o remoción mecánica de los sedimentos. Para la remoción mecánica, se utilizan retroexcavadoras o dragas tipo Clamshell; y en el caso de la succión se utilizan dragas hidráulicas de succión o bombas de succión.

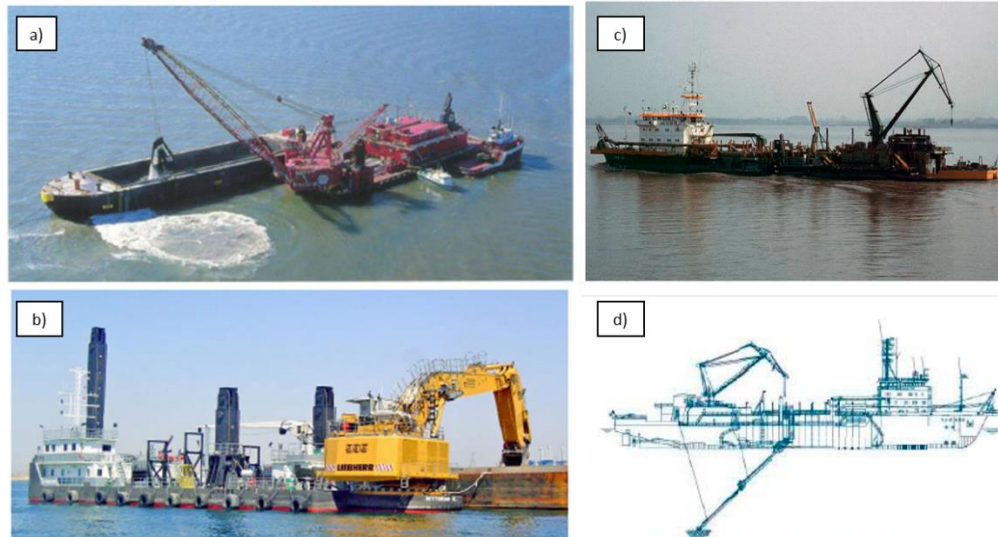


Figura 20 – Fotografías de tipos de dragas más utilizadas en Chile. a) Draga Clamshell; b) Draga retroexcavadora; c) Draga hidráulica de succión; d) Diagrama de draga hidráulica de succión
Fuente: Obtenidas de EIA “Dragado en zona marítima común del puerto San Antonio”; DIA “Dragado de Mantenimiento del Sitio 1, Área de Maniobras y Canalizo del Puerto Talcahuano”; DIA “Dragado de los Sitios 1, 2 y 3 del Puerto San Vicente- Talcahuano”

Como se indica en la Figura 21, las metodologías más utilizadas son la draga de succión complementada con clamshell, la retroexcavadora con clamshell y la draga hidráulica de succión.

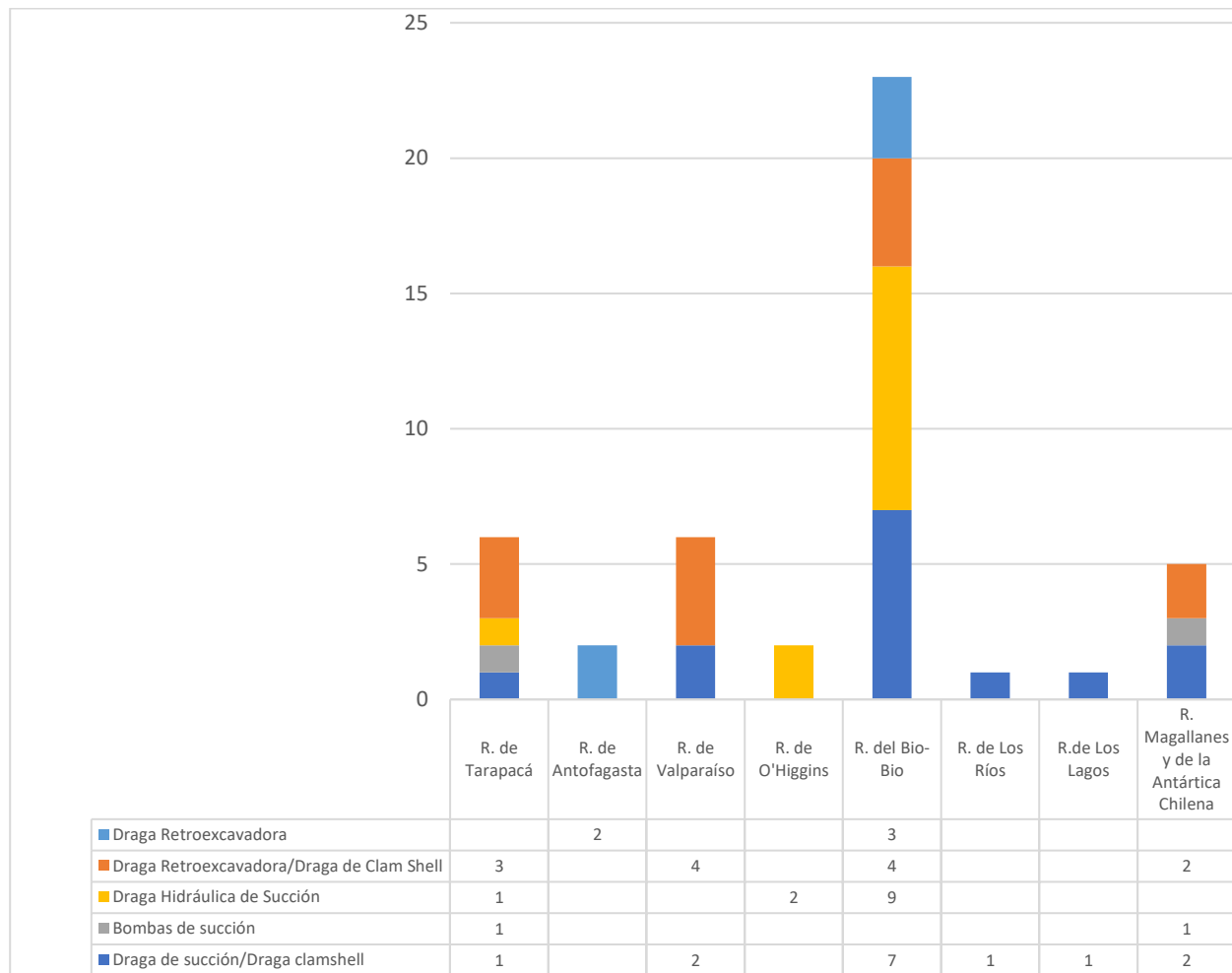


Figura 21 – Cantidad de dragados según metodología utilizada y región para proyectos aprobados en el SEIA

Fuente: Elaborado en base a información extraída del SEIA

El punto más relevante para la remediación de sedimentos es el destino de los sedimentos dragados. La determinación del tipo de disposición a utilizar no tiene parámetros claros, sin embargo, esta se basa en la disponibilidad de recursos y maquinaria, los volúmenes a dragar y la composición fisicoquímica de los sedimentos.

Como se observa en la Figura 22, la mayor cantidad de disposición se ha realizado mediante vertimiento en el mar, metodología que implica el transporte de los sedimentos a un sitio determinado de vertimiento seleccionado en base a la profundidad disponible y la lejanía de los sectores de costa. Por otro lado, en diez proyectos se ha realizado disposición de los sedimentos en vertederos municipales, y en otros diez proyectos se han utilizado los sedimentos para rellenos, estabilización de terrenos o venta de áridos.

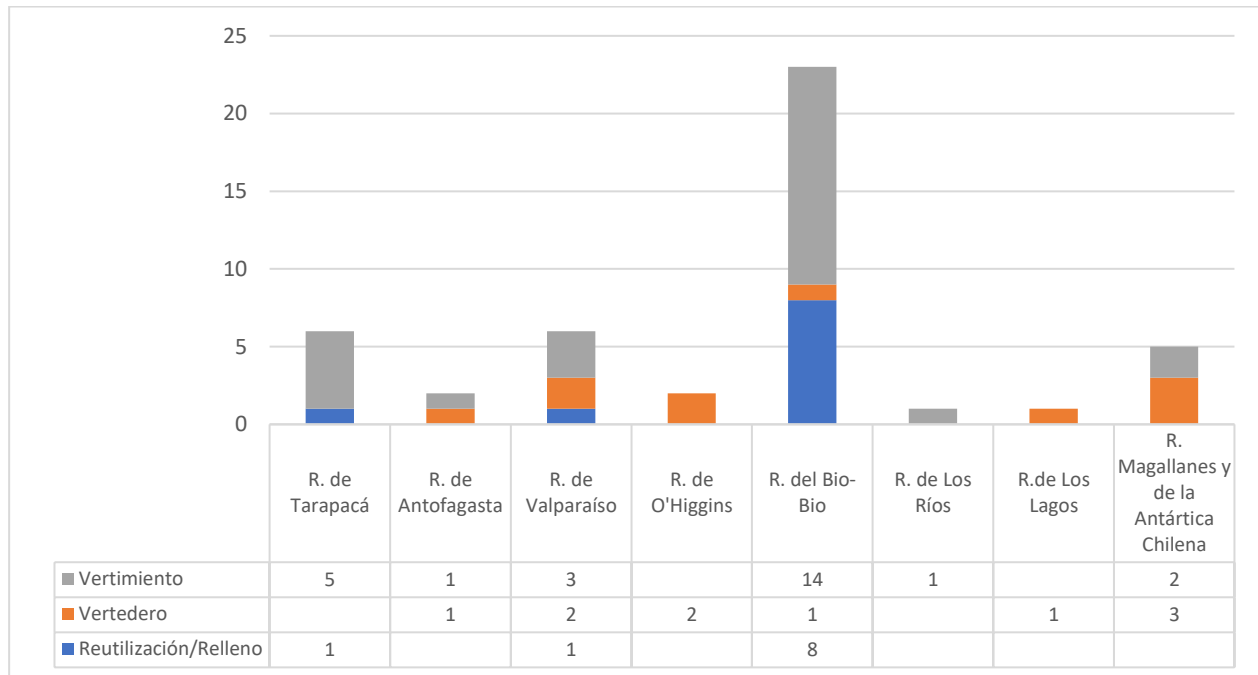


Figura 22 – Cantidad de dragados según destino del sedimento y región para proyectos aprobados en el SEIA

Fuente: Elaborado en base a información extraída del SEIA

Por otro lado, se realizó la revisión de los proyectos que han entrado al Sistema de Evaluación Ambiental bajo el literal o.11 del D.S. 40 (y del D.S. 95, previos a 2013). Este literal detalla que deben someterse a evaluación los proyectos de “Reparación o recuperación de áreas que contengan contaminantes, que abarquen, en conjunto, una superficie igual o mayor a diez mil metros cuadrados (10.000 m²), salvo que se trate de medidas que formen parte de una propuesta de plan de reparación a que se refiere el artículo 43 de la Ley Orgánica de la Superintendencia del Medio Ambiente, cuyo texto fue fijado por el artículo segundo de la Ley N° 20.417, caso en el cual se aplicará lo dispuesto en dicha disposición y en su Reglamento”.

En total existen 153 proyectos que han entrado al SEIA bajo el literal o.11, de los cuales 95 fueron aprobados. En la Figura 23 se presenta la cantidad de proyectos ingresados según tipo de matriz remediada o tipo de proyecto, según sea el caso. Se observa que el 66% de los proyectos ingresados corresponden a cierre de vertederos, un 21% a remediación de suelos y solo un 1,3% (dos proyectos) a remediación de sedimentos de río, que podrían considerarse relacionados a sedimentos marinos. Ninguno de los dos proyectos de remediación de sedimentos de río fue aprobado en el SEIA; uno no fue admitido a tramitación y el otro no fue calificado.

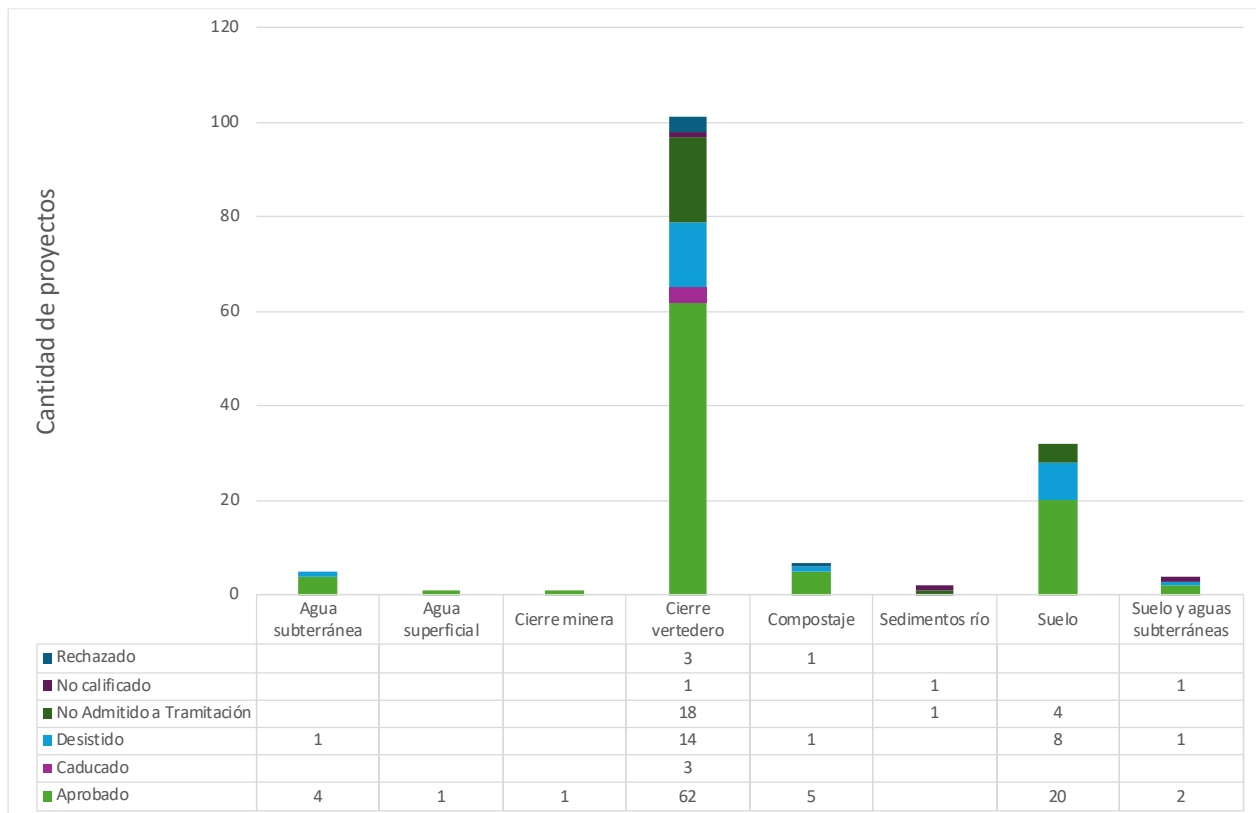


Figura 23 – Cantidad de proyectos según destino matriz remediada o tipo de proyecto

Fuente: Elaborado en base a información extraída del SEIA

4 Objetivo c) Identificar riesgos, ventajas, desventajas, requisitos, requerimientos y efectividad de las distintas técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos identificadas

4.1 Identificar, analizar y describir los riesgos, ventajas, desventajas y efectividad de cada una de las distintas técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos identificadas

Cada técnica de remediación, con sus particularidades, se enfoca en distintos objetivos de remediación, y estos a su vez, determinan los riesgos y forma de medir la efectividad del esfuerzo de remediación, notando que en algunos casos resulta apropiado utilizar distintos tratamientos de forma complementaria. Para facilitar la comparación entre las diferentes técnicas y tecnologías de remediación de sedimentos se definen 6 criterios que se refieren a los principales aspectos a tomar en cuenta para la elección de la técnica apropiada según sea el caso. Estos corresponden a los siguientes:

- **Riesgo:** La probabilidad de que ocurran efectos adversos en plantas, animales, personas y/o ecología por implementar la técnica.
- **Ventajas:** Condiciones, circunstancias o efectos que sitúan a la técnica como superior o igual a otras en algún aspecto en particular.
- **Desventajas:** Condiciones, circunstancias o efectos que sitúan a la técnica como inferior a otras en algún aspecto en particular.
- **Condicionantes:** Propiedades del sedimento, condiciones ambientales, y/o restricciones operacionales dictadas por el entorno. Por lo general, el tomador de decisión no tiene control sobre estos factores.
- **Requerimientos:** Aspectos técnicos u operacionales necesarios para implementar el tratamiento. Por lo general, el tomador de decisión puede controlar estos factores.
- **Efectividad:** Evaluación científico-técnica del éxito de la técnica en alcanzar los objetivos de remediación.

Siguiendo con la clasificación dada anteriormente en la Sección 2.1.4 (ver Figura 6), correspondiente de manera general a ex-situ, in-situ y MNR, se presenta una evaluación de cada tecnología en las secciones posteriores. Buscando facilitar la comparación entre las técnicas de remediación identificadas, el proceso de dragado ambiental, siendo la base de los tratamiento ex-situ, se presenta de manera separada e incluye la disposición final realizada de forma directa en mar abierto o en relleno sanitario (que corresponde a los principales realizados en Chile, ver Sección 3.2.2).

4.1.1 Dragado

Para el dragado, los sedimentos suelen ser deshidratados en tierra, y el agua descargada como residuo o tratada para su devolución al mar. Por su parte, los sedimentos contaminados son dispuestos en un sitio autorizado (Sección 4.1.1.2) o tratados y reutilizados. Los sedimentos altamente contaminados deben ser tratados antes de su disposición final. Las características del dragado se presentan en la Tabla 18.

Tabla 18 – Caracterización de criterios para técnica de dragado

Riesgos	<ul style="list-style-type: none">● Potencial resuspensión de sedimentos contaminados● Efectos sobre biota marina (ej. organismos bentónicos)● Ríos cercanos aportan material nuevo a la bahía
----------------	--

Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Método tecnológicamente simple y altamente efectivo • Existe experiencia nacional
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Alto costo según lugar, volumen, método de dragado
Condicionantes	<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo y espacio marítimo • Permisos para ejecución de trabajos (ej. DIRECTEMAR)
Requerimientos	<ul style="list-style-type: none"> • Maquinaria (dragas y/o bombas de succión) y equipo especializado • Monitoreo constante de contaminantes y turbidez en agua • Monitoreo de contaminantes en sedimentos • Batimetrías de control • Secado del material, implica construcción de piscinas de decantación o similar • Estudio de Impacto Ambiental condicionado a volumen a remover (literal a.3)
Efectividad¹	<ul style="list-style-type: none"> • Entre 0-5% resuspensión durante dragado (Bridges et al., 2010) • Se desconoce efectividad de cortinas geotextiles en impedir la resuspensión de contaminantes (Bridges et al., 2010) • Entre 1-13% de masa sólida post-dragado contiene residuos (Patmont et al, 2018)

¹ Según la USEPA (2007), el manejo del riesgo de dragado busca tanto maximizar la remoción del sedimento objetivo como minimizar las pérdidas de material y contaminantes durante el dragado y procesamiento.

4.1.1.1 Disposición final con vertimiento en el mar

Tabla 19 – Caracterización de criterios para disposición final con vertimiento en el mar

Riesgos	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial filtración de contaminantes durante el traslado • Efectos de contaminantes en columna de agua (ej. turbidez, temperatura) • Efectos de contaminantes en sedimentos (ej. tamaño) • Efectos de contaminantes sobre biota marina (ej. organismos bentónicos)
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Menor costo y tiempo de ejecución que el transporte a sitio de disposición en tierra
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Percepción negativa por parte de la autoridad ambiental y la comunidad • Se transporta la contaminación a otro lugar
Condicionantes	<ul style="list-style-type: none"> • Permisos para ejecución de trabajos (ej. Plan de Manejo de Residuos Peligrosos, Hoja de Seguridad para el transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003)
Requerimientos	<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo y espacio marítimo
Efectividad	<ul style="list-style-type: none"> • Alta efectividad en el mismo sitio, pero notando que implicaría la posibilidad de contaminar otra área

4.1.1.2 Disposición final con transporte a sitio autorizado

Tabla 20 – Caracterización de criterios para disposición final con transporte a sitio autorizado

Riesgos	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial filtración durante el traslado • Potencial filtración hacia el suelo o emisiones a la atmósfera
----------------	--

Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> ● El sedimento contaminado se lleva a un lugar de disposición adecuado
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> ● Percepción negativa por parte de la autoridad ambiental y la comunidad
Condicionantes	<ul style="list-style-type: none"> ● Permisos para ejecución de trabajos (ej. Plan de Manejo de Residuos Peligrosos, Hoja de Seguridad para el transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003). ● Existen rellenos sanitarios que no reciben material de dragado para su disposición, por lo que se necesitan alternativas para la disposición.
Requerimientos	<ul style="list-style-type: none"> ● Sitio o relleno sanitario preparado para disposición final del material ● Analizar peligrosidad del material mediante D.S. 148/2033 de MINSAL ● Tiempo y espacio marítimo
Efectividad	<ul style="list-style-type: none"> ● Alta efectividad en el mismo sitio, pero notando que el sedimento contaminado se traslada a otro lugar para ser dispuesto de manera adecuada)

4.1.2 Técnicas de remediación ex-situ

4.1.2.1 Solidificación/Estabilización

La implementación ex-situ de la técnica de solidificación/estabilización ofrece varias ventajas, incluyendo la capacidad de tratar eficientemente grandes volúmenes de sedimento contaminado, controlar más eficientemente las condiciones del tratamiento, y minimizar la perturbación de ecosistemas alrededor del sitio durante el proceso de remediación in-situ. Sin embargo, este también requiere de remover y transportar el material contaminado agregando desafíos logísticos y de costos al esfuerzo de remediación.

Tabla 21 – Caracterización de criterios para técnica de solidificación/estabilización

Riesgos	<ul style="list-style-type: none"> ● Todos los riesgos asociados al proceso de dragado (ver Sección 4.1.1). ● Filtraciones de contaminantes y reactivo hacia el sedimento y/o columna de agua.
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> ● Apropiado para una amplia gama de contaminantes (según su concentración). ● Puede ser reutilizado en aglomerados para la construcción, o dispuesto en rellenos para residuos no peligrosos. ● Rápido en alcanzar niveles objetivo.
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> ● No trata o elimina los contaminantes, sino que reduce su efecto y exposición (filtraciones). ● Puede generar residuos. ● Efectividad a largo plazo es incierta. ● La producción del reactivo tiene una alta huella de carbono.
Condicionantes	<ul style="list-style-type: none"> ● Permisos para el transporte (ej. Documento de Declaración, Hoja de Seguridad para el transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003). ● Alta humedad aumenta la cantidad de reactivo requerido para el tratamiento.
Requerimientos	<ul style="list-style-type: none"> ● Dragado. ● Transporte. ● Optimizar el reactivo solidificador (ej. cemento) con un estabilizador (ej. sales) para reducir su consumo (huella de carbono). ● Construcción de piscinas de decantación o similar para secar el material.

Efectividad¹	<ul style="list-style-type: none"> Filtraciones de Cd, Cu y Pb << 0.1 mg/L, y la remoción de fracción ácida extraíble (entre 16-70%) y residuos (entre 18-49%) estabilizó o redujo la movilidad de metales pesados (Yang et al., 2022).
--------------------------------	--

¹ Utilizando como reactivo una mezcla de 44% de cemento con 2% de trimercapto-s-triazina trisódico.

4.1.2.2 Lavado

A través del uso de agua para separar físicamente los contaminantes de las partículas de sedimento, la técnica de lavado permite tratar grandes volúmenes de sedimento contaminado eficientemente, reducir el volumen de material contaminado requiriendo post-tratamiento y disposición, y potencialmente reutilizar el sedimento. Sin embargo, implementado a gran escala este puede consumir recursos intensivamente (agua, electricidad), y requerir el manejo de los residuos para prevenir impactos ambientales.

Tabla 22 – Caracterización de criterios para técnica de lavado ex-situ

Riesgos	<ul style="list-style-type: none"> Todos los riesgos asociados al proceso de dragado (ver Sección 4.1.1). Los aditivos pueden incluir compuestos (ej. surfactantes quelantes) no biodegradables, tóxicos, y de baja compatibilidad ecológica. Gran cantidad de efluentes gastados en el lavado.
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> Reutilización del sedimento. Costo-efectivo en áreas/volúmenes pequeños
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> Gran cantidad de efluentes que deben ser tratados aumentando el costo.
Condicionantes	<ul style="list-style-type: none"> Permisos para el transporte (ej. Documento de Declaración, Hoja de Seguridad para el transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003). Solubilidad de contaminantes. Cantidad de materia orgánica. Proporción sólido a líquido.
Requerimientos	<ul style="list-style-type: none"> Dragado. Transporte. Sedimento grueso (ej. arenas y gravillas). Proporción sólido:líquido < 1:3 (Bianco et al., 2023). Construcción de piscinas de decantación o similar para secar el material. Tratamiento y disposición de las aguas provenientes del lavado y deshidratación posterior al tratamiento.
Efectividad¹	<ul style="list-style-type: none"> > 90% remoción de PAHs (Bianco et al., 2023). ~80% sólidos reutilizados (USEPA, 2007).

¹ Considerando % disminución en contaminantes y/o volumen de sedimento limpio reutilizado.

4.1.2.3 Desorción térmica

Por medio del calentamiento a altas temperaturas para vaporizar los contaminantes bajo condiciones controladas, la desorción térmica ofrece varias ventajas, incluyendo la capacidad de tratar un amplio rango de contaminantes, alta eficiencia de tratamiento, y una mínima generación de residuos. Sin embargo, este puede consumir grandes cantidades de energía, en particular, para proyectos de remediación a gran-escala, así como también, requiere de un manejo cuidadoso para asegurar la seguridad en el tratamiento y disposición de contaminantes volátiles.

Tabla 23 – Caracterización de criterios para desorción térmica

Riesgos	<ul style="list-style-type: none"> • Todos los riesgos asociados al proceso de dragado (ver Sección 4.1.1). • Producción de cenizas y gases tóxicos.
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Método bien establecido. • Método no-destructivo permite reutilizar el sedimento.
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Necesita un método complementario para tratar los residuos. • Bajo control de emisiones gaseosas.
Condicionantes	<ul style="list-style-type: none"> • Permisos para el transporte (ej. Documento de Declaración, Hoja de Seguridad para el Transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003). • Humedad entre 10%-20% reduce el tiempo de operación.
Requerimientos	<ul style="list-style-type: none"> • Dragado. • Transporte. • Tamaño de partícula adecuado para permitir el flujo de oxígeno y combustión. • Construcción de piscinas de decantación o similar para secar el material. • Equipo para el post-tratamiento de residuos sólidos y gaseosos.
Efectividad	<ul style="list-style-type: none"> • 99% remoción de crudo a 670 °C (Li et al., 2009)¹. • 80% remoción de PAHs después de 30 min (Bulmau et al., 2014)². • 96% remoción de PCBs catalizado con Pd y Rh (Aresta et al., 2008)³.

¹ Agregando 10% de carbono activado granulado.

² Aumentando la temperatura desde 350 °C a 650 °C.

³ Aumentando el tiempo de calentamiento desde 20 a 60 min.

4.1.2.4 Incineración

Por medio de la quema de los sedimentos contaminados a altas temperaturas (mayores que en la desorción térmica), la incineración, destruye los contaminantes y reduce el volumen de los sedimentos. Esta técnica posee varias ventajas, incluyendo la capacidad de tratar un amplio rango de contaminantes, alta eficiencia en destruir contaminantes, y una reducción significativa del volumen de los sedimentos. Sin embargo, este puede consumir grandes cantidades de energía y tener altos costos, junto con los protocolos de seguridad para controlar las emisiones y minimizar los impactos ambientales. Adicionalmente, el uso de incineración puede estar sujeto a restricciones regulatorias y al escrutinio público debido a los riesgos de contaminación del aire y potenciales efectos sobre la salud humana.

Tabla 24 – Caracterización de criterios para incineración

Riesgos	<ul style="list-style-type: none"> • Todos los riesgos asociados al proceso de dragado (ver Sección 4.1.1). • Producción de cenizas y gases tóxicos.
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Menor presión sobre rellenos sanitarios. • Puede procesar grandes volúmenes de sedimentos.
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Alto consumo de energía comparado con la desorción. • Destruye las características intrínsecas del sedimento.
Condicionantes	<ul style="list-style-type: none"> • Permisos para el transporte (ej. Documento de Declaración, Hoja de Seguridad para el transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003).

Requerimientos	<ul style="list-style-type: none"> • Dragado. • Separación de matriz líquida y sólida (cribado, dewatering). • Transporte. • Humedad 15% aumenta la efectividad (Lin et al., 2015). • Construcción de piscinas de decantación o similar para secar el material. • Sistema de tratamiento de gases residuales.
Efectividad¹	<ul style="list-style-type: none"> • 100% de remoción de PCBs (USEPA, 1992). • Cu y Cr muestran comportamiento no-volátil (USEPA, 1992). • Cd y Pb muestran comportamiento volátil (USEPA, 1992).

¹ Después de deshidratar el sedimento y un tiempo de combustión superior a 30 min (hasta 1 h).

4.1.3 Técnicas de remediación in-situ

4.1.3.1 Biorremediación

Una de las características más valoradas de la técnica de biorremediación es su capacidad de remediar sitios contaminados con compuestos orgánicos a través de estimular su biodegradación por microorganismos aeróbicos. Clave para determinar su efectividad son los estudios bajo condiciones de laboratorio evaluando la capacidad remediadora, tanto intrínseca como aumentada de los microorganismos, permitiendo fijar en el tiempo los objetivos de remediación.

Tabla 25 – Caracterización de criterios para biorremediación

Riesgos	<ul style="list-style-type: none"> • La degradación microbiana de algunos químicos puede ocasionar la producción de compuestos intermediarios más tóxicos (ej. cloruro de vinilo). • Podría generar un cambio en las condiciones del ecosistema. • La bioabsorción de contaminantes en algas podría movilizarlos a través de cadenas tróficas.
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Contaminantes son eliminados in-situ siendo frecuentemente transformados en subproductos, tal como, CO₂, nutrientes y biomasa. • Menores costos en implementación.
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Algunos contaminantes altamente clorados y PAHs de alto peso molecular no son susceptibles de ser degradados por microorganismos. • Resultados pueden ser lentos y sitio-dependientes.
Condicionantes	<ul style="list-style-type: none"> • La presencia de poblaciones microbianas con capacidad metabólica. • Condiciones adecuadas del sustrato para la siembra/cultivo de algas.
Requerimientos	<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo y espacio marítimo. • Apropiado nivel de nutrientes y oxígeno. • Monitoreo a largo plazo. • Se debe evaluar la necesidad de recolección de biomasa algal para la remoción final de contaminantes.
Efectividad¹	<ul style="list-style-type: none"> • Por medio de bioestimulación se alcanzó en pocas semanas una disminución de al menos 60% de PAHs (Dell'Anno et al., 2020).

¹ Considerando la bioestimulación o bioaumentación, por sobre, la biorremediación natural o MNR.

4.1.3.2 Capping

Logrando disminuir rápidamente y a bajo costo la exposición a los contaminantes comparado con el dragado, MNR y biorremediación, el capping, es una técnica muy extendida como tratamiento in-situ. Básicamente, cubriendo los sedimentos contaminados con una o más capas de material limpio, como, arena, gravilla, o geomembranas buscando aislar e inmovilizar los contaminantes química o físicamente.

Tabla 26 – Caracterización de criterios para capping

Riesgos	<ul style="list-style-type: none"> • Resuspensión del material, contaminantes y reactivos. • Efectos sobre biota marina (ej. organismos bentónicos). • Efectos sobre el reciclaje de nutrientes.
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Puede tratar contaminantes orgánicos e inorgánicos. • Bajo costo relativo. • Rapidez en reducir el riesgo de exposición.
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Sitio específico, no es recomendado donde se realiza dragado para navegación. • La capa reactiva puede resultar saturada en el corto plazo, necesitando reemplazo. • Los contaminantes permanecen en el sitio, con riesgos de filtración o dispersión por falla del capping, o movimiento de los contaminantes a través del capping.
Condicionantes	<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo y espacio marítimo. • Corrientes marítimas que puedan desplazar los materiales de recubrimiento (erosión)
Requerimientos	<ul style="list-style-type: none"> • Capa reactiva resistente a la erosión y con rango de acción conocido. • Monitoreo intensivo durante instalación del capping, y monitoreos rutinarios de la integridad del capping, columna de agua, sedimentos y biota.
Efectividad	<ul style="list-style-type: none"> • A largo plazo > 90% reducción de contaminantes orgánicos (PAHs, PCBs) e inorgánicos (Lbianca et al., 2022)¹. • ~14 cm consolidación del primer metro de sedimento (Azcue et al., 1998)². • Hasta 80% menos flujo vertical de contaminantes (Azcue et al., 1998)². • Disminución 80% en riesgo de lesiones toxico-páticas de hígado de peces expuestos a sedimentos contaminados con PAHs (Myers et al., 2008)³.

¹ Entre estudios experimentales y de modelamiento evaluando capas individuales, múltiples o mezclas.

² Después de 1 año de colocar una capa de 35 cm de arena gruesa a 15 m de profundidad en un sitio de 100 m x 100 m en el Puerto Hamilton, Lago Ontario, Canada.

³ Después de 3 años del capping primario y el control de la fuente de creosota en Eagle Harbor, Puget Sound.

4.1.4 Recuperación Natural Monitoreada (MNR)

Siendo el proceso base de la biorremediación, la MNR se basa principalmente en el aislamiento físico por enterramiento de los sedimentos contaminados (revisión en Magar et al., 2009). El enterramiento del sedimento ocurre cuando la tasa de deposición excede la tasa de resuspensión y exportación del sedimento. Varios tipos de contaminantes han sido remediados, incluyendo compuestos orgánicos recalcitrantes como los PCBs, compuestos orgánicos degradables como los PAHs, e incluso metales. Aunque muchos de los casos de estudio han estado asociados a descargas directas o indirectas del pasado, varios sitios aún no han alcanzado el control completo de las fuentes antes de implementar la MNR.

Tabla 27 – Caracterización de criterios para recuperación natural monitoreada

Riesgos	<ul style="list-style-type: none"> • Aquellos asociados al potencial aumento en la concentración de contaminantes.
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Hace uso de los procesos naturales. • La deposición natural de nuevos sedimentos reduce el riesgo a largo plazo. • Costo de implementación relativamente bajo. • Minimiza las perturbaciones de corto plazo causadas por dragado.
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentos contaminados permanecen en el sitio. • Es muy lento (años a décadas). • Existen escasos lineamientos formales. • Requiere monitoreo de largo plazo.
Condicionantes	<ul style="list-style-type: none"> • El uso anticipado del cuerpo de agua es compatible, en el sentido que no existen planes de dragado por navegación o construcciones portuarias. • La fuente de contaminación ha cesado o reducido la emisión de contaminantes. • El cuerpo de agua tiene una tasa de deposición de sedimentos alta. • Los procesos de recuperación natural se piensan que probablemente reducirán el riesgo a niveles aceptables dentro de un periodo de tiempo razonable.
Requerimientos	<ul style="list-style-type: none"> • Monitoreo de largo plazo de matrices agua, sedimentos y biota.
Efectividad	<ul style="list-style-type: none"> • Disminución de entre 83%-99% en las concentraciones de compuestos butilínicos (Landmeyer et al., 2004)¹. • Disminución significativa de PAHs, junto con, el aumento desde 34% a 85% de tejidos hepáticos de peces normales (Baumann y Harshbarger, 1998)². • Tasas significativas de sedimentación natural (1.6 cm/año), junto con un 30-40% disminución en las concentraciones de mercurio (Bothner et al., 1980; Officer and Lynch, 1989; Anchor, 2000)³.

¹ Posterior al cese de una descarga puntual hacia un sistema de agua dulce en Carolina del Sur.

² Comparando antes y después del dragado de los sedimentos del Black River de Ohio.

³ Posterior al cese de una descarga hacia Whatcom Waterway sitio de limpieza ubicado dentro de la bahía de Bellingham en Washington.

A continuación, se presentan los 6 criterios que caracterizan y permiten comparar las distintas técnicas de remediación en una tabla resumen. La información presentada en la Tabla 28, también se incluye en el Anexo 6 en forma de base de datos. Además, la descripción de cada técnica de remediación, incluyendo los impactos, riesgos, ventajas, desventajas, efectividad, requisitos y requerimientos, se presentan en fichas en el Anexo 7.

Tabla 28 – Comparación de técnicas de remediación según criterios

Técnica Remediación o proceso	Riesgos	Ventajas	Desventajas	Condicionantes	Requerimientos	Efectividad
Dragado	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial resuspensión de sedimentos contaminados. • Efectos sobre biota marina (ej. organismos bentónicos). • Ríos cercanos aportan material nuevo a la bahía. 	<ul style="list-style-type: none"> • Método tecnológicamente simple y altamente efectivo. • Existe experiencia nacional. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto costo según lugar, volumen, método de dragado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo y espacio marítimo. • Permisos para ejecución de trabajos (ej. Directemar). 	<ul style="list-style-type: none"> • Maquinaria (dragas y/o bombas de succión) y equipo especializado. • Monitoreo constante de contaminantes y turbidez en agua. • Monitoreo de contaminantes en sedimentos. • Batimetrías de control. • Secado del material, implica construcción de piscinas de decantación o similar. • Estudio de Impacto Ambiental condicionado a volumen a remover (literal a.3). 	<ul style="list-style-type: none"> • Entre 0-5% resuspensión durante dragado (Bridges et al., 2010). • Se desconoce efectividad de cortinas geotextiles en impedir la resuspensión de contaminantes (Bridges et al., 2010). • Entre 1-13% de masa sólida post-dragado contiene residuos (Patmont et al, 2018).

Técnica Remediación o proceso	Riesgos	Ventajas	Desventajas	Condicionantes	Requerimientos	Efectividad
Disposición final – Vertimiento en el mar	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial filtración de contaminantes durante el traslado. • Efectos de contaminantes en columna de agua (ej. turbidez, temperatura). • Efectos de contaminantes en sedimentos (ej. tamaño). • Efectos de contaminantes sobre biota marina (ej. organismos bentónicos). 	<ul style="list-style-type: none"> • Menor costo y tiempo de ejecución que el transporte a sitio de disposición 	<ul style="list-style-type: none"> • Percepción negativa por parte de la autoridad ambiental y la comunidad. • Se transporta la contaminación a otro lugar 	<ul style="list-style-type: none"> • Permisos para ejecución de trabajos (ej. Plan de Manejo de Residuos Peligrosos, Hoja de Seguridad para el transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003). 	<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo y espacio marítimo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta efectividad en el mismo sitio, pero notando que implicaría la posibilidad de contaminar otra área.
Disposición final – Sitio autorizado	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial filtración durante el traslado. • Potencial filtración hacia el suelo o emisiones a la atmósfera. 	<ul style="list-style-type: none"> • El sedimento contaminado se lleva a un lugar de disposición adecuado 	<ul style="list-style-type: none"> • Percepción negativa por parte de la autoridad ambiental y la comunidad. 	<ul style="list-style-type: none"> • Permisos para ejecución de trabajos (ej. Plan de Manejo de Residuos Peligrosos, Hoja de Seguridad para el transporte de Residuos Peligrosos). 	<ul style="list-style-type: none"> • Sitio o relleno sanitario preparado para disposición final del material. • Analizar peligrosidad del material mediante D.S. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta efectividad en el mismo sitio, pero notando que el sedimento contaminado se traslada a otro lugar para ser dispuesto de

Técnica Remediación o proceso	Riesgos	Ventajas	Desventajas	Condicionantes	Requerimientos	Efectividad
				<p>Peligrosos; Decreto 148/2003).</p> <ul style="list-style-type: none"> • Existen rellenos sanitarios que no reciben material de dragado para su disposición, por lo que se necesitan alternativas para la disposición. 	<p>148/2003de MINSAL.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiempo y espacio marítimo. 	<p>manera adecuada.</p>
<p>Recuperación Natural Monitoreada</p>	<p>Aquellos asociados al potencial aumento en la concentración de contaminantes.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Hace uso de los procesos naturales. • La deposición natural de nuevos sedimentos reduce riesgo a largo plazo. • Costo de implementación relativamente bajo. • Minimiza las perturbaciones de corto plazo causadas por dragado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentos contaminados permanecen en el sitio. • Es muy lento (años a décadas). • Existen escasos lineamientos formales. • Requiere monitoreo de largo plazo. 	<ul style="list-style-type: none"> • El uso anticipado del cuerpo de agua es compatible, en el sentido que no existen planes de dragado por navegación o construcciones portuarias. • La fuente de contaminación ha cesado o reducido la emisión de contaminantes. 	<p>Monitoreo de largo plazo de matrices agua, sedimentos y biota.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Disminución de entre 83%-99% en las concentraciones de compuestos butilínicos (Landmeyer et al., 2004)¹. • Disminución significativa de PAHs, junto con, el aumento desde 34% a 85% de tejidos hepáticos de peces normales (Baumann y

Técnica Remediación o proceso	Riesgos	Ventajas	Desventajas	Condicionantes	Requerimientos	Efectividad
				<ul style="list-style-type: none"> • El cuerpo de agua tiene una tasa de deposición de sedimentos alta. • Los procesos de recuperación natural se piensan que probablemente reducirán el riesgo a niveles aceptables dentro de un periodo de tiempo razonable. 		<p>Harshbarger, 1998)².</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tasas significativas de sedimentación natural (1.6 cm/año), junto con un 30-40% disminución en concentraciones de mercurio (Bothner et al., 1980; Officer and Lynch, 1989; Anchor, 2000)³.
<p>Biorremediación</p>	<ul style="list-style-type: none"> • La degradación microbiana de algunos químicos puede ocasionar la producción de compuestos intermediarios más tóxicos (ej. cloruro de vinilo). 	<ul style="list-style-type: none"> • Contaminantes son eliminados in-situ siendo frecuentemente transformados en subproductos, tal como, CO₂, nutrientes, y biomasa. • Menor costos en implementación. 	<ul style="list-style-type: none"> • Algunos contaminantes altamente clorados y PAHs de alto peso molecular no son susceptibles de ser degradados por microorganismos. • Resultados pueden ser 	<ul style="list-style-type: none"> • La presencia de poblaciones microbianas con capacidad metabólica. • Condiciones adecuadas del sustrato para la siembra/cultivo de algas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo y espacio marítimo. • Apropiado nivel de nutrientes y oxígeno. • Monitoreo a largo plazo. • Se debe evaluar la necesidad de 	<p>Por medio de bioestimulación se alcanzó en pocas semanas una disminución de al menos 60% de PAHs (Dell'Anno et al., 2020).</p>

Técnica Remediación o proceso	Riesgos	Ventajas	Desventajas	Condicionantes	Requerimientos	Efectividad
	<ul style="list-style-type: none"> • Podría generar un cambio en las condiciones del ecosistema. • La bioabsorción de contaminantes en algas podría movilizarlos a través de cadenas tróficas. 		<p>lentos y sitio-dependiente.</p>		<p>recolección de biomasa algal para la remoción final de contaminantes.</p>	
Capping	<ul style="list-style-type: none"> • Resuspensión del material, contaminantes y reactivos. • Efectos sobre biota marina (ej. organismos bentónicos). • Efectos sobre el reciclaje de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Puede tratar contaminantes orgánicos e inorgánicos. • Bajo costo relativo. • Rápidez en reducir el riesgo de exposición. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sitio específico, no es recomendado donde se realiza dragado para navegación. • La capa reactiva puede resultar saturada en el corto plazo, necesitando reemplazo. • Los contaminantes permanecen en el sitio, con riesgos de filtración o dispersión por falla del capping, o movimiento de 	<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo y espacio marítimo. • Corrientes marinas que puedan desplazar los materiales de recubrimiento (erosión) 	<ul style="list-style-type: none"> • Capa reactiva resistente a la erosión y con rango de acción conocido. • Monitoreo intensivo durante instalación del capping, y monitoreos rutinarios de la integridad del capping y columna de agua. 	<ul style="list-style-type: none"> • A largo plazo > 90% reducción de contaminantes orgánicos (PAHs, PCBs) e inorgánicos (Labianca et al., 2022)¹. • ~14 cm consolidación del primer metro de sedimento (Azcue et al., 1998)². • Hasta 80% menos flujo vertical de contaminantes

Técnica Remediación o proceso	Riesgos	Ventajas	Desventajas	Condicionantes	Requerimientos	Efectividad
			los contaminantes a través del capping.			(Azcue et al., 1998) ² . <ul style="list-style-type: none"> Disminución 80% en riesgo de lesiones toxico-páticas de hígado de peces expuestos a sedimentos contaminados con PAHs (Myers et al., 2008)³.
Solidificación/ Estabilización	<ul style="list-style-type: none"> Todos los riesgos asociados al proceso de dragado (ver Sección 4.1.1). Filtraciones de contaminantes y reactivo hacia el sedimento y/o columna de agua. 	<ul style="list-style-type: none"> Apropiado para una amplia gama de contaminantes (según su concentración). Puede ser reutilizado en aglomerados para la construcción, o dispuesto en rellenos para residuos no peligrosos. Rápido en alcanzar niveles objetivo. 	<ul style="list-style-type: none"> No trata o elimina los contaminantes, sino que reduce su efecto y exposición (filtraciones). Puede generar residuos. Efectividad a largo plazo es incierta. La producción del reactivo tiene una alta huella de carbono. 	<ul style="list-style-type: none"> Permisos para el transporte (ej. Documento de Declaración, Hoja de Seguridad para el transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003). Alta humedad aumenta la cantidad de reactivo requerido para el tratamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> Dragado. Transporte. Optimizar el reactivo solidificador (ej. cemento) con un estabilizador (ej. sales) para reducir su consumo (huella de carbono). Construcción de piscinas de decantación o similar para 	Filtraciones de Cd, Cu y Pb << 0.1 mg/L, y la remoción de fracción ácida extraíble (entre 16-70%) y residuos (entre 18-49%) estabilizó o redujo la movilidad de metales pesados (Yang et al., 2022).

Técnica Remediación o proceso	Riesgos	Ventajas	Desventajas	Condicionantes	Requerimientos	Efectividad
					secar el material.	
Lavado	<ul style="list-style-type: none"> • Todos los riesgos asociados al proceso de dragado (ver Sección 4.1.1). • Los aditivos pueden incluir compuestos (ej. surfactantes quelantes) no biodegradables, tóxicos, y de baja compatibilidad ecológica. • Gran cantidad de efluentes gastados en el lavado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Reutilización del sedimento. • Costo-efectivo en áreas/volúmenes pequeños. 	<ul style="list-style-type: none"> • Gran cantidad de efluentes que deben ser tratados aumentando el costo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Permisos para el transporte (ej. Documento de Declaración, Hoja de Seguridad para el transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003). • Solubilidad de contaminantes. • Cantidad de materia orgánica. • Proporción sólido a líquido. 	<ul style="list-style-type: none"> • Dragado. • Transporte. • Sedimento grueso (ej. arenas y gravillas). • Proporción sólido:líquido < 1:3 (Bianco et al., 2023). • Construcción de piscinas de decantación o similar para secar el material. • Tratamiento y disposición de las aguas provenientes del lavado y deshidratación posterior al tratamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> • > 90% remoción de PAHs (Bianco et al., 2023). • ~80% sólidos reutilizados (USEPA, 2007).
Desorción Térmica	<ul style="list-style-type: none"> • Todos los riesgos asociados al proceso de dragado (ver Sección 4.1.1). 	<ul style="list-style-type: none"> • Método bien establecido. • Método no-destructivo 	<ul style="list-style-type: none"> • Necesita un método complementario para tratar los residuos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Permisos para el transporte (ej. Documento de Declaración, Hoja de 	<ul style="list-style-type: none"> • Dragado. • Transporte. • Tamaño de partícula adecuado para 	<ul style="list-style-type: none"> • 99% remoción de crudo a 670 °C (Li et al., 2009)¹.

Técnica Remedación o proceso	Riesgos	Ventajas	Desventajas	Condicionantes	Requerimientos	Efectividad
	<ul style="list-style-type: none"> • Producción de cenizas y gases tóxicos. 	<p>permite reutilizar el sedimento.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Bajo control de emisiones gaseosas. 	<p>Seguridad para el Transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003).</p> <ul style="list-style-type: none"> • Humedad entre 10%-20% reduce el tiempo de operación. 	<p>permitir el flujo de oxígeno y combustión.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Construcción de piscinas de decantación o similar para secar el material. • Equipo para el post-tratamiento de residuos sólidos y gaseosos. 	<ul style="list-style-type: none"> • 80% remoción de PAHs después de 30 min (Bulmau et al., 2014)². • 96% remoción de PCBs catalizado con Pd y Rh (Aresta et al., 2008)³.
Incineración	<ul style="list-style-type: none"> • Todos los riesgos asociados al proceso de dragado (ver Sección 4.1.1). • Producción de cenizas y gases tóxicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Menor presión sobre rellenos sanitarios. • Puede procesar grandes volúmenes de sedimentos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto consumo de energía comparado con la desorción. • Destruye las características intrínsecas del sedimento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Permisos para el transporte (ej. Documento de Declaración, Hoja de Seguridad para el transporte de Residuos Peligrosos; Decreto 148/2003). 	<ul style="list-style-type: none"> • Dragado. • Separación de matriz líquida y sólida (cribado, dewatering). • Transporte. • Humedad 15% aumenta la efectividad (Lin et al., 2015). • Construcción de piscinas de decantación o similar para secar el material. 	<ul style="list-style-type: none"> • 100% de remoción de PCBs (USEPA, 1992). • Cu y Cr muestran comportamiento no-volátil (USEPA, 1992). • Cd y Pb muestran comportamiento volátil (USEPA, 1992).

Técnica Remediación o proceso	Riesgos	Ventajas	Desventajas	Condicionantes	Requerimientos	Efectividad
					<ul style="list-style-type: none">• Sistema de tratamiento de gases residuales.	

5 Objetivo d) Proponer técnicas y/o tecnología de remediación de sedimentos marinos factibles de implementar en territorios priorizados por PRAS y el Comité Interministerial de TSEJ, en especial para la bahía de Quintero-Puchuncaví, en base a la información recopilada. Valorizar económicamente las soluciones propuestas e identificar brechas para su implementación (legal, social, cultural, técnicas, entre otras)

El presente análisis de la factibilidad de implementación de técnicas y/o tecnologías de remediación en sedimentos marinos en los territorios priorizados por el PRAS, incorpora tanto la disponibilidad de datos sobre la calidad ambiental, como también aspectos sociales, legales, territoriales y culturales. Es decir, se analiza cómo las características de cada territorio pueden condicionar la implementación de cada técnica de remediación, buscando la mejor opción. Como se detalló anteriormente, cada técnica posee particularidades en función del tipo de contaminante que busca remediar, y con su implementación in-situ o ex-situ determinando su efectividad. Esta efectividad, busca maximizar el volumen de sedimento tratado al menor costo económico e impacto ambiental. En algunos casos, a través de la combinación de más de una técnica ex -situ y/o in-situ, es posible obtener un sedimento limpio (con concentraciones de elementos que no representen un riesgo) que pueda ser reutilizado en el mismo u otro sitio. Por otro lado, el proceso de dragado de sedimentos con fines de navegación que actualmente se realiza en Chile podría eventualmente servir de base para la implementación de técnicas de remediación ex-situ, siempre y cuando la disposición de los sedimentos se realice de manera adecuada considerando la presencia de contaminantes en estos.

Para este análisis, en primer lugar, se presentan los antecedentes de cada territorio, incluyendo información sobre: i) zonificación y uso del borde costero, ii) fuentes potenciales de contaminación y descarga de contaminantes a las bahías, iii) situación ambiental de la bahía de acuerdo a estudios previos realizados. Esa información de base se utilizó para evaluar la factibilidad de implementación de técnicas específicas de remediación para cada territorio priorizado por el PRAS. Para conocer el uso del borde costero y los recursos hidrobiológicos presentes se utilizaron los mapas de sensibilidad ambiental publicados por la Directemar. Para cada territorio priorizado se compilaron y analizaron informes técnicos descargados desde internet o facilitados por la contraparte.

5.1 Caracterización de territorios priorizados

Para reforzar el enfoque de la Transición Ecológica Justa (TSEJ), se creó el “Comité Interministerial de Transición Socioecológica Justa”, en el contexto del cual se estableció como prioridad abordar ciertos territorios con potencial afectación ambiental. Esta priorización tuvo como base los territorios en que existieran cierres programados de centrales termoeléctricas a carbón, los cuales han visto afectado su medio ambiente y salud de sus habitantes. Además, se ha constatado en algunos de estos el deterioro de la calidad ambiental de los sedimentos marinos, por lo cual se analiza la factibilidad de remediación en cada uno de estos territorios. Estos territorios se pueden observar en la Figura 24, donde se encuentra su ubicación dentro del territorio nacional.



Figura 24 – Ubicación de territorios priorizados

Por su parte, los instrumentos de gestión ambiental actualmente vigentes en estos territorios se presentan en la Tabla 29.

Tabla 29 – Antecedentes generales territorios priorizados

Territorio	Región	Instrumentos y Planes de Gestión Ambiental [En elaboración]	Categorías Unidades Fiscalizables
Tocopilla	Antofagasta	Plan de TSEJ; Plan de descontaminación atmosférico para la ciudad de Tocopilla y su zona circundante	Energía, Minería, Saneamiento Ambiental, Infraestructura Hidráulica
Mejillones	Antofagasta	[Estudio de Análisis y diagnóstico para una norma secundaria de calidad ambiental para la Bahía Mejillones del Sur]	Energía, Infraestructura Portuaria, Minería, Saneamiento Ambiental, Transportes y almacenajes

Territorio	Región	Instrumentos y Planes de Gestión Ambiental [En elaboración]	Categorías Unidades Fiscalizables
Huasco	Atacama	PRAS; Plan de prevención de contaminación atmosférica para la localidad de Huasco y su Zona Circundante; [Normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas de la cuenca del río Huasco; Norma secundaria de calidad del aire para material particulado sedimentable (MPS) en la cuenca del río Huasco]	Energía, Minería, Saneamiento Ambiental, Infraestructura Portuaria, Instalación fabril
Quintero-Puchuncaví	Valparaíso	PRAS; Plan de prevención y descontaminación atmosférica para las comunas de Concón, Quintero y Puchuncaví; [Normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas marinas y sedimentos de la bahía de Quintero-Puchuncaví (Tomado de razón por parte de la Contraloría General de la República el 29 de julio de 2024, ver Anexo 8)]	Energía, Minería, Saneamiento Ambiental, Infraestructura Portuaria, Infraestructura Hidráulica, Transportes y almacenajes, Instalación Fabril
Coronel	Biobío	PRAS; Plan de prevención y de descontaminación atmosférica para las comunas de Concepción Metropolitano; [Norma secundaria de calidad ambiental para la protección de las aguas y sedimentos del Golfo de Arauco]	Energía, Minería, Infraestructura Portuaria, Infraestructura Hidráulica, Forestal, Saneamiento Ambiental, Transportes y almacenajes

Fuente: Elaboración propia

5.1.1 Tocopilla

La ciudad de Tocopilla se encuentra en la región de Antofagasta, y en su territorio costero comprende principalmente la Bahía Algodonales, un ecosistema sujeto a la variabilidad natural como también a posibles impactos antropogénicos negativos (García et al., 2024). Esto porque diversas actividades industriales se desarrollan en el borde costero, tales como la generación de energía eléctrica (a carbón), minería, saneamiento ambiental, e infraestructura hidráulica. Para conocer sobre el estado de los sedimentos de la Bahía Algodonales se consultó el informe “Diagnóstico y monitoreo ambiental de la Bahía Algodonales, Tocopilla” elaborado por CEA (2020).

5.1.1.1 Uso del borde costero

El borde costero comprendido entre Punta Algodonales y Caleta Duendes posee diversos recursos y también usos antropogénicos, como se muestra en la Figura 25. Destaca en el sur la presencia de aves y mamíferos marinos como también caletas de pescadores artesanales. En la zona norte del radio urbano resalta el Puerto de Tocopilla, donde el movimiento de embarcaciones representa un riesgo de contaminación difusa por hidrocarburos. La mayoría del borde costero está constituido por fondos arenosos. Destaca un emisario submarino ubicado en la zona submareal al frente de la Caleta Duendes,

probablemente a asociado a las empresas pesqueras de la zona. Por el sur, en la Punta Algodonales existe una termoeléctrica ubicada en el borde costero.

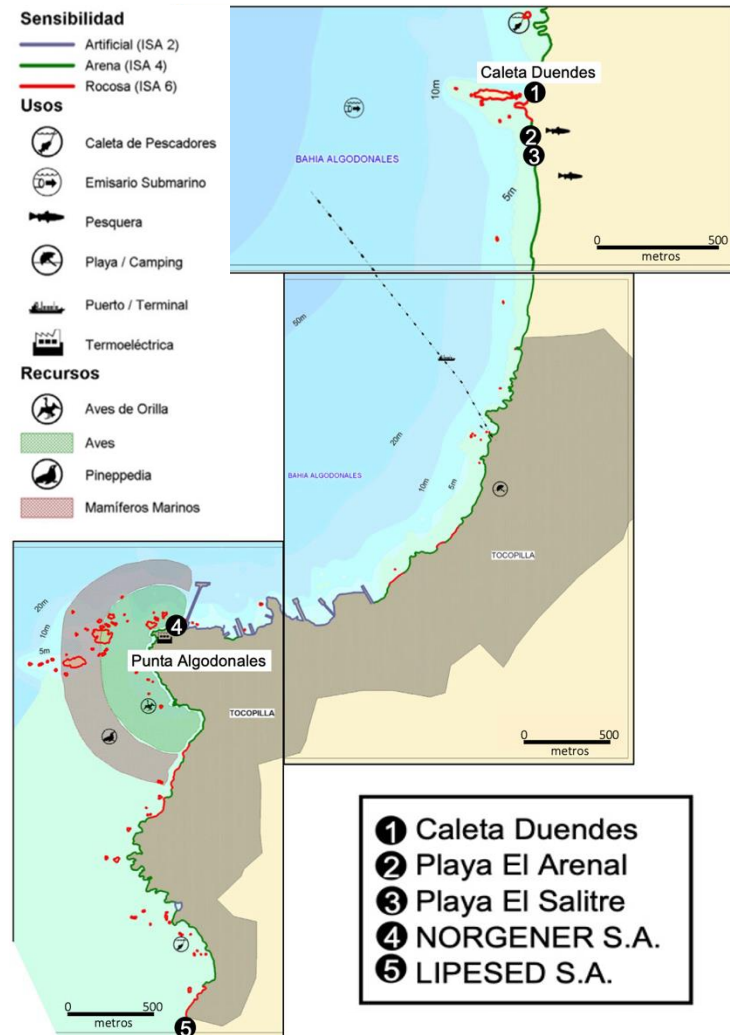


Figura 25 – Mapa de sensibilidad ambiental del Puerto de Tocopilla

Fuente: Modificado desde Directemar, 2004

5.1.1.2 Fuentes fiscalizables y descarga de contaminantes

Fuentes de emisión

Con relación a las fuentes emisoras, CEA (2020) indicó que las emisiones hacia el mar son en su mayoría provenientes de centrales termoeléctricas. El sistema de Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes (RETC) del Ministerio del Medio Ambiente provee información de las fuentes emisoras a

cuerpos de agua marinos (reguladas por el D.S. 90/2000²¹), de los cuales se presentan en la Tabla 30 aquellas declaradas entre los años 2018-2022. Además, es importante señalar la posibilidad de que varios agentes provengan de las mismas aguas marinas o el sedimento, lo que, a través de procesos de aducción, combinado con la resuspensión del material de fondo pueden incorporar elementos a la columna de agua.

Tabla 30 – Fuentes puntuales con descargas hacia la Bahía de Tocopilla, periodo 2018-2022 (DS 90/2000)

Titular	Establecimiento	N° Ductos	Coord. E	Coord. N
AES ANDES S A	CENTRAL TERMOELÉCTRICA NUEVA TOCOPILLA	1	375154	7556098
ENGIE ENERGIA CHILE S.A.	CENTRAL TERMICA TOCOPILLA	4	374777	7556040
AGUAS DE ANTOFAGASTA	AGENCIA ZONAL TOCOPILLA	4	376925	7557195

Nota: coordenadas geográficas referidas al Datum WGS84, huso 19. Notar que no se incorpora descarga de PTAS Tocopilla debido a que no se incluye en declaraciones al RETC (Coordenadas: 376682 m E, 7557728 m N)

Fuente: RETC, 2024

Ahora bien, en la Figura 26 se pueden observar las ubicaciones de los establecimientos que cuentan con ductos que reportan al RETC por el DS 90/2000. Hacia el área sur de la bahía, se encuentran ambas centrales termoeléctricas (las cuales ya finalizaron sus operaciones a carbón), mientras que hacia el centro de la bahía se encuentra la Agencia Zonal de Aguas de Antofagasta. Cabe destacar, que no se incorporan fuentes difusas ni históricas.

²¹ D.S. 90/2000 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia que “Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales”

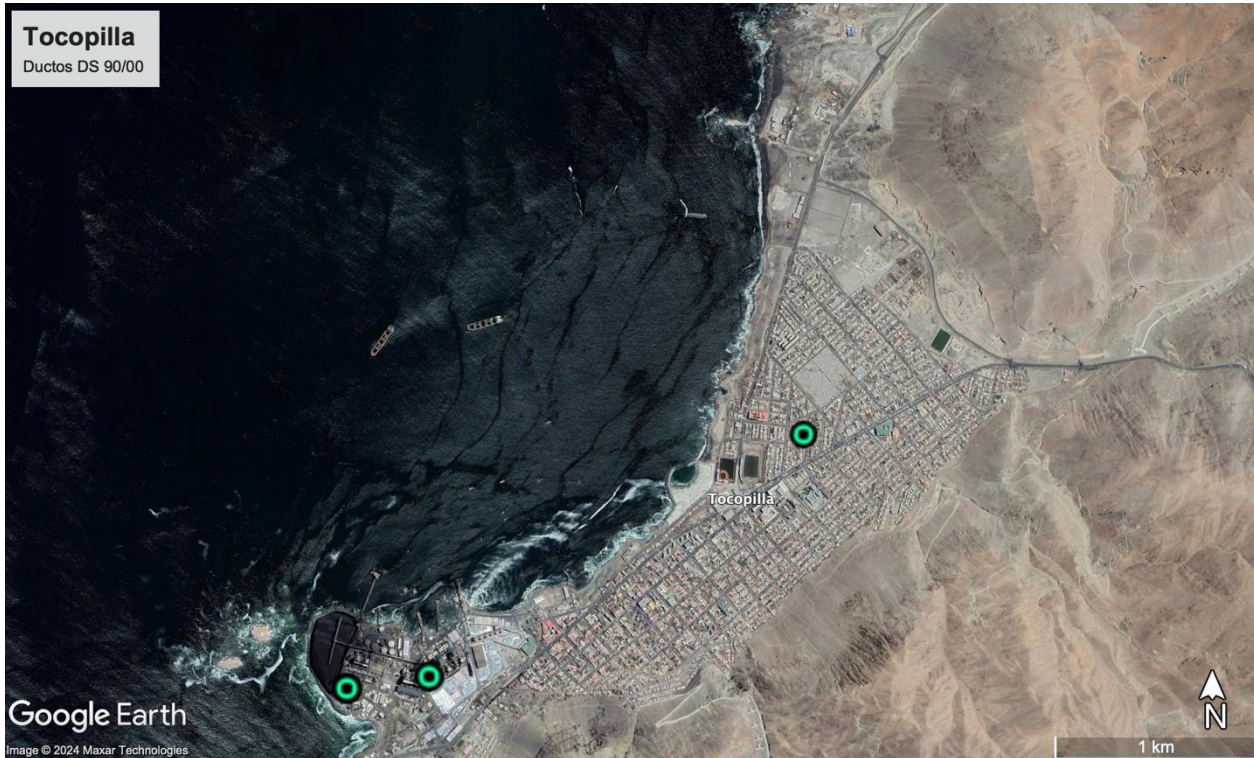


Figura 26 – Establecimientos con descargas al mar en Tocopilla
Fuente: Elaboración propia a partir de datos RETC y Google Earth.

Descarga de contaminantes

Considerando las descargas de contaminantes desde fuentes puntuales hacia el borde costero de Tocopilla, el estudio de CEA (2020), indica que el aluminio y hierro disueltos provenientes de la Central Térmica Tocopilla aumentaron significativamente desde 2011 dominando por sobre otros metales y metaloides (CEA, 2020). Destacan también que los ingresos de plomo y xileno descargados desde las instalaciones de Aguas Antofagasta S.A., disminuyeron desde el 2011 sugiriendo un cambio reciente en los procesos industriales. Con respecto a otros contaminantes de relevancia ambiental, se encontró una gran cantidad de cloruros y sulfatos descargados hacia el borde costero por parte de las centrales termoeléctricas, los cuales, sin embargo, son elevados de forma natural en el agua de mar succionada por estas fuentes. Por otro lado, también destaca la descarga de altas cantidades de nitrógeno y fósforo total desde centrales termoeléctricas, también asociada a la succión de agua de mar (y considerado los altos caudales de succión y descarga característicos de las termoeléctricas), y no necesariamente vinculadas al proceso del establecimiento.

5.1.1.3 Situación ambiental

Contaminantes y sectores impactados

Las principales conclusiones sobre la calidad de los sedimentos son listados a continuación (CEA, 2020):

- Destaca la presencia de níquel y vanadio en sedimentos marinos por no estar presente de manera natural en los sedimentos marinos costeros, lo cual se explicaría por la actividad de plantas termoeléctricas que utilizan “petcoke” como fuente energética.
- La presencia de zinc en sedimentos marinos se puede dar en zonas portuarias donde se realizan actividades de embarques de minerales de zinc.
- Al analizar tendencias históricas de concentraciones promedio de metales y metaloides en la columna de agua destaca una tendencia gradual a la baja para el cobre, cromo, zinc, y plomo, con una tendencia menos marcada para el mercurio.
- Respecto a concentraciones normadas y establecidas como valores de referencia para metales en sedimentos, el arsénico y cobre registran un alto porcentaje de excedencia en términos de umbrales máximos registrados en la normativa²². Otros metales como el mercurio, níquel y plomo presentan valores de excedencia más bajos.
- De las campañas de 2018 y 2019, resultaron altas concentraciones de hierro, cobre, molibdeno, arsénico y vanadio, principalmente en los puntos cercanos a Caleta Duendes, Playa Camping y Norgener. La granulometría en estos sectores fue de arena fina a muy fina, indicando condiciones que favorecen la deposición y acumulación de sedimentos de menor tamaño.
- Integrando la información sobre concentraciones de metales en sedimentos, se observó que los sectores de Caleta Duendes, Playa el Arenal, Playa el Salitre, Descarga Norgener y Lipesed, presentaron mayores niveles de arsénico, cobre, hierro y zinc¹⁵.

Es posible señalar que algunos metales como el níquel y vanadio, junto con otros metales encontrados de forma natural como cobre, arsénico, hierro y zinc superaron la norma de referencia nacional e internacional. A pesar de descargas significativas de hidrocarburos realizadas desde fuentes puntuales sus niveles son bajos en la columna de agua y sedimentos. Comparativamente, la matriz sedimentaria es la que mostró la mayor concentración de contaminantes debiendo priorizarse en la gestión ambiental (CEA, 2020). Ahora bien, respecto a los resultados por zona, los sectores con mayor afectación corresponden a Caleta Duendes, Playa el Arenal, Playa el Salitre, Descarga Norgener y Lipesed, los cuales se pueden observar en la Figura 25.

Recomendaciones para la gestión ambiental de los sedimentos:

- Los diversos sectores con afectación, incluyendo sitios donde nidifican aves y habitan mamíferos marinos como también donde se extraen recursos hidrobiológicos exigen la implementación de un plan integral de remediación de sedimentos.

5.1.2 Mejillones

La ciudad de Mejillones se encuentra en la región de Antofagasta, y abarca el territorio de la Bahía de Mejillones del Sur, borde costero con una alta variabilidad natural asociada a una surgencia permanente que ha estado durante décadas soportando impactos antropogénicos negativos. En la bahía se practican actividades industriales, los cuales pertenecen a distintos rubros, tales como la generación eléctrica, minería, saneamiento ambiental e infraestructura portuaria, transportes y almacenajes. Dada la extensión, frecuencia e intensidad de estas actividades antrópicas la estructura, funcionalidad, y biodiversidad de los

²² Normativa y valores de referencia comparada de Persaud (1993), MOP (1994), ISQG Canadá (2002) y ISQG de Australia y Nueva Zelanda.

ecosistemas acuáticos se ha visto degradada (Valdés et al., 2014; Valdés et al., 2023; Ortíz et al. 2023). En base al “Diagnóstico y monitoreo ambiental de la Bahía Mejillones del Sur” elaborado por el CEA (2019) se describe el estado de los sedimentos en el área de estudio, comprendida entre Punta Angamos por el sur y Punta Chacaya por el norte, tal como se puede observar en la Figura 27. Cabe destacar, adicionalmente, que se encuentra en desarrollo el estudio “Análisis y diagnóstico para una norma secundaria de calidad ambiental para la Bahía Mejillones del Sur”.

5.1.2.1 Uso del borde costero

El borde costero de Mejillones ha experimentado un creciente desarrollo de actividades económicas, principalmente asociadas a la generación de electricidad (termoeléctricas), pesquerías (pesca y transformación), y movimiento portuario de minerales. Estas actividades están concentradas en la zona noreste de la bahía, y con la zona suroeste concentrando el comercio y zona residencial (Figura 27).

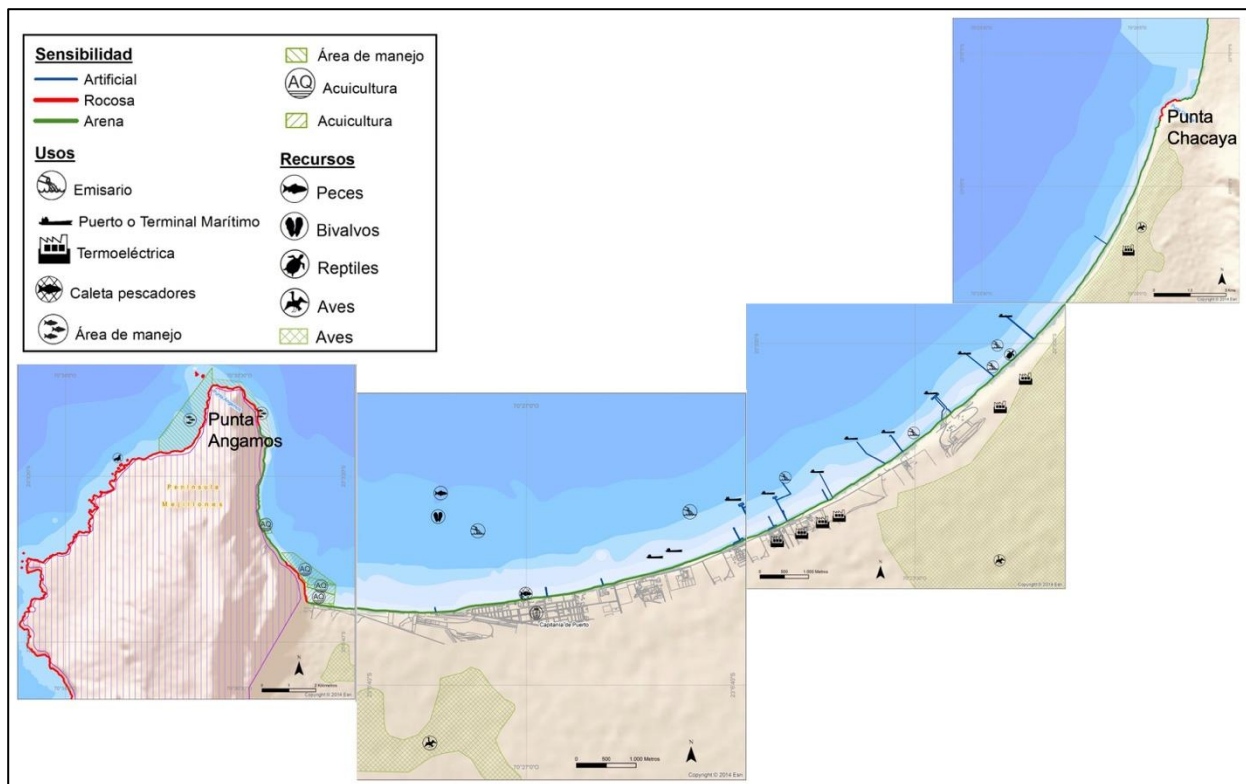


Figura 27 – Mapa de sensibilidad ambiental de la Bahía Mejillones del Sur
Fuente: Modificado desde Directemar. 2016.

5.1.2.2 Fuentes fiscalizables y descargas de contaminantes

Fuentes de emisión

En la Tabla 31 se pueden observar las fuentes entre los años 2018-2022 que tienen descargas en la bahía de Mejillones, de acuerdo a lo reportado en el sistema RETC por cumplimiento al DS 90/2000. En esta se pueden observar actividades asociadas a termoeléctricas, desalinizadoras, así como la manufactura de otros productos.

Tabla 31 – Fuentes puntuales con descargas hacia la Bahía de Mejillones, periodo 2018-2022(DS 90/2000)

Titular	Establecimiento	N° Ductos	Coord. E	Coord. N
CAITAN SPA	PLANTA DESALINIZADORA	1	362399	7451895
CENTRAL TERMOELECTRICA ANDINA S A	CENTRAL TERMICA ANDINA	2	355799	7446299
COMPLEJO INDUSTRIAL MOLYNOR S.A.	COMPLEJO INDUSTRIAL MOLYNOR S.A.	1	359230	7449142
CORPESCA S A	PLANTA MEJILLONES	1	353949	7445442
EMPRESA ELECTRICA ANGAMOS SPA	CENTRAL TERMOELÉCTRICA ANGAMOS	1	359788	7448232
EMPRESA ELECTRICA COCHRANE S.P.A.	CENTRAL TERMOELÉCTRICA COCHRANE	1	359025	7448705
ENAEX S A	PRILLEX AMÉRICA	2	353616	7445340
ENEL GENERACION CHILE S.A.	CENTRAL ATACAMA	1	354735	7445744
ENGIE ENERGIA CHILE S.A.	CENTRAL TÉRMICA MEJILLONES	4	355392	7445882
KELAR S.A.	CENTRAL A GAS CICLO COMBINADO KELAR	1	359951	7449541
MINERA CENTINELA	MUELLE CENTINELA	1	365341	7477672
MOLY COP CHILE S A	MOLY COP CHILE PLANTA MEJILLONES	1	356128	7446435
NORACID SA	PLANTA DE ACIDO SULFURICO MEJILLONES	1	351959	7444843

Nota: coordenadas geográficas referidas al Datum WGS84, huso 19. Notar que no se incorpora descarga de PTAS Mejillones (Aguas Antofagasta) debido a que no se incluye en declaraciones al RETC (Coordenadas: 350274 m E, 7455103 m N)

Fuente: RETC, 2024

Descarga de contaminantes

En términos de las descargas máxicas y caudales hacia la Bahía de Mejillones, los emisarios están concentrados en la zona suroeste (Figura 28). Según información de CEA (2019), destaca el caudal y concentración de cobre, cromo, mercurio y plomo vertidos por la Central Térmica Andina, así como altas concentraciones de zinc, arsénico, y cadmio vertidos por el Complejo Industrial Molynor, Prillex América, y el Terminal 1 Complejo Portuario Mejillones, respectivamente. Para el caso de la materia orgánica (detritus), las mayores descargas fueron desde centrales termoeléctricas comparado con empresas sanitarias, debiendo tomarse en cuenta en la gestión ambiental (CEA, 2019).

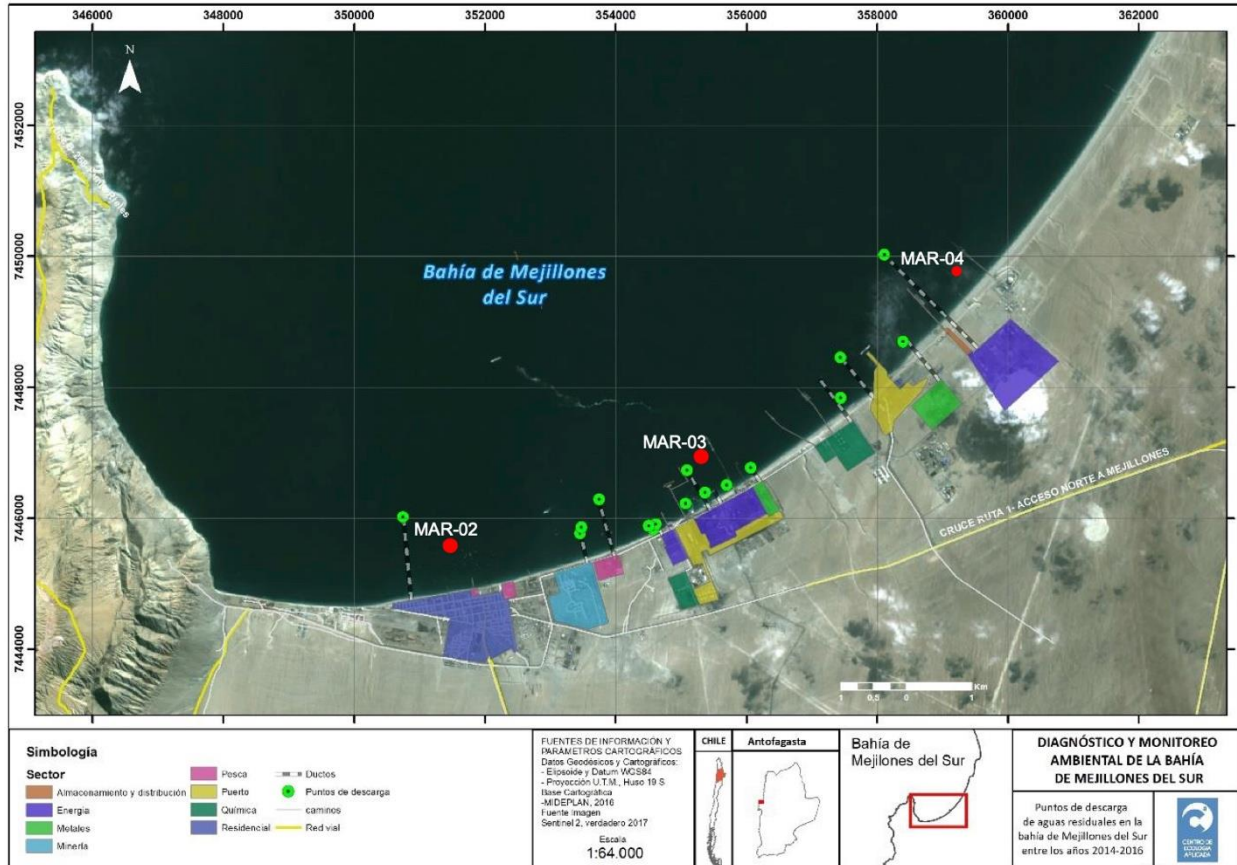


Figura 28 – Descargas y uso de borde costero - Bahía de Mejillones del Sur

Nota: Círculos sólidos rojos indica las 3 estaciones con mayores concentraciones de metales durante las campañas CEA 2017 y 2018.

Fuente: Modificado desde CEA (2019).

5.1.2.3 Situación ambiental

Contaminantes y sectores impactados

El informe CEA (2019), así como el estudio de Valdés (2023) contienen información relevante para caracterizar los sedimentos de la bahía. Los principales hallazgos y conclusiones se detallan a continuación:

- Tanto la alta productividad primaria asociada a la surgencia como las descargas de aguas servidas desde el litoral favorecen la acumulación de materia orgánica (detritus) y desoxigenación, afectando la biodisponibilidad de metales y potencial redox en sedimentos.
- En sedimentos submareales, la zona suroeste incluyendo el espacio urbano presenta las mayores concentraciones de metales como Cromo, Zinc y Cobre, así como también, predomina ahí un ambiente reductor, probablemente relacionados con la circulación de masas de agua y/o localización de las descargas. Se observan menores concentraciones de metales en sedimentos intermareales.
- Existe un alto riesgo ecológico debido a la excedencia de algunos metales en los sedimentos, causando la inhibición de procesos biológicos y/o letalidad de algunas especies marinas, además de la bioacumulación de metales en los tejidos de especies de importancia comercial.

- A partir de los monitoreos históricos y campañas recientes (invierno-primavera de 2017 y 2018), se determinó que existe un riesgo ecológico alto para las especies marinas, en particular en los sedimentos submareales de la zona suroeste (estaciones MAR02, MAR03, MAR04; ver Figura 28), ya que poseen mayores concentraciones de cadmio, cobre, y arsénico sumado a un potencial redox mayoritariamente reductor, patrones probablemente asociados a la hidrodinámica de la bahía y localización de las descargas de agentes contaminantes.
- Además, se determinó que existe un riesgo para la salud de la población adulta de Mejillones por el consumo de algunos alimentos provenientes de la bahía que presenta un alto contenido de arsénico (ej. loco y pulpo).
- Por consiguiente, con el objetivo de remediación, se recomienda priorizar la parte suroeste de la Bahía Mejillones, concentrando las descargas puntuales de contaminantes (ductos) hacia la columna de agua que finalmente se acumulan en los sedimentos y tejidos de organismos bentónicos (CEA, 2019).
- Utilizando los datos de concentración de contaminantes y puntos de descarga hacia la Bahía de Mejillones, el CEA (2019) pudo modelar la distribución de los contaminantes, revelando una compleja interacción entre la concentraciones y puntos de descarga de contaminantes con la hidrodinámica de la bahía y surgencia costera permanente (Figura 29). Un parámetro importante de este modelo es el detrito debido a que:
 - La alta productividad y bajo oxígeno en el sector favorecen la acumulación de materia orgánica.
 - La aducción para enfriamiento de centrales termoeléctricas produce detritos que son devueltos al mar.
 - Las descargas de materia orgánica (detritus) por empresas sanitarias se realizaba en zonas de menor retención.
 - Una vez en contacto con el sedimento, este detritus interactúa con los metales en un ambiente reductor comparado con la columna de agua, aumentando su biodisponibilidad y bioacumulación en la biota (mayor en especies carnívoras que herbívoros y macroalgas) y tramas tróficas marinas (ej. cobre es mayor en especies bentónicas) incluyendo recursos marinos de consumo humano.
- En tanto a la literatura científica, Valdés (2023) estableció los valores de sedimentos preindustriales en la bahía comparando con los valores actuales. Los metales cobre, cromo, zinc, cadmio, zinc, cadmio, circonio, manganeso, cobalto, níquel, iridio y estroncio, habrían aumentado su concentración desde el periodo preindustrial.
- Además, Valdés (2023) señala que de acuerdo al análisis de *cores* de sedimentos, el cobre muestra una condición de contaminación moderada, así como por medio de un índice de carga de contaminación, por medio de las concentraciones en cobre, níquel, zinc, vanadio y cadmio, lo que indicaría una condición de contaminación en la bahía.

Recomendaciones para la gestión ambiental de los sedimentos:

- Mayor acumulación de materia orgánica y metales en zona suroeste con mayores descargas de riles y menor retención, abarcando espacio tanto de uso residencial como industrial.
- Alto riesgo ecológico debido a la excedencia de algunos metales en la matriz sedimentaria, causando la inhibición de procesos biológicos y/o letalidad de algunas especies marinas, además de la bioacumulación de metales en los tejidos de especies de importancia comercial.

A modo de conclusión, se puede determinar que la zona suroeste de la bahía cuenta con una calidad ambiental de sedimentos marinos que ha sido impactada por las actividades industriales presentes en la bahía. Tal como se expone en la Figura 28, las descargas se ubican cercanas a los puntos con altas concentraciones de analitos.

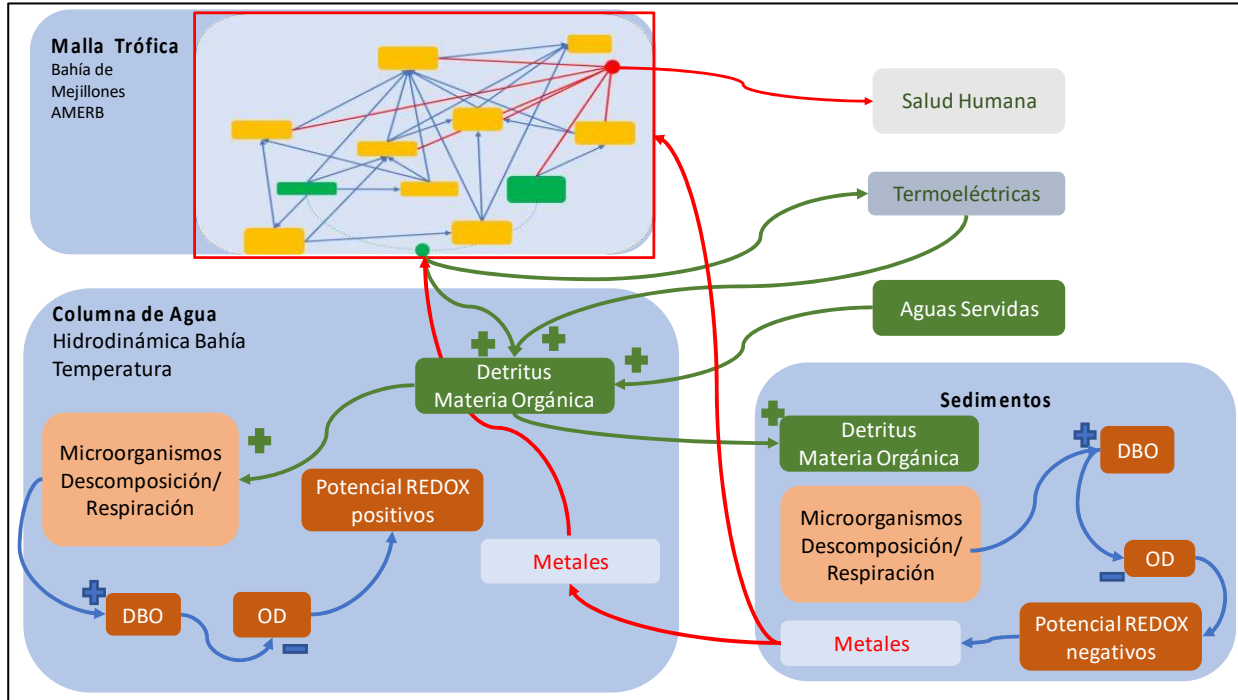


Figura 29 – Diagrama de modelo de componentes e interacciones ecosistémicas
Fuente: CEA, 2019

5.1.3 Huasco

La ciudad de Huasco se encuentra en la región de Atacama, emplazada bordeando el río Huasco por el norte y con el borde costero como límite oeste. Como consecuencia de una larga tradición como depósito de la industria minera, sumado al creciente desarrollo de otras actividades industriales se ha evidenciado el deterioro de su borde costero (MMA, 2017). Entre las actividades industriales están la generación eléctrica, minería, saneamiento ambiental e infraestructura portuaria e instalación fabril. Como se muestra en la Figura 30, la actividad industrial está concentrada hacia el suroeste de la ciudad de Huasco, abarcando Punta Larga, Punta Guacolda, Punta Mariposa y la Ensenada Chapaco. Se consultó el informe "Diagnóstico del estado ecológico/ambiental del borde costero de Huasco, con énfasis en la bahía de Chapaco, con recomendaciones de manejo y propuestas de remediación" elaborado por EnSoil (2022) donde se plantea información relevante sobre la condición ambiental de los sedimentos de Huasco.

5.1.3.1 Usos del borde costero

La Zona Portuaria (ZP), abarcando el borde costero de la Zona Industrial (ZI) y Zona Urbano-Costera (ZU-ZC), posee infraestructura que permite diversas actividades económicas como son: caleta de pescadores, AMERB y centrales termoelectricas (Figura 30). Hacia el norte la ZP abarca también la parte sur del Humedal

Costero del Río Huasco (HC). La ZI se extiende hacia el sur desde la ZP incluyendo Punta Mariposa, Ensenada Chapaco, y Punta Huasco Sur como hitos geográficos (Figura 30).



Figura 30 – Mapa de la ciudad de Huasco y alrededores mostrando los distintos usos del borde costero Fuente: Extraído desde archivo cartográfico “Macrozonificación de los Usos del Borde Costero Región de Atacama – Provincia de Huasco” (2013).

5.1.3.2 Fuentes fiscalizables y descargas de contaminantes

Fuentes de emisión

A continuación, se presentan las fuentes de emisión puntuales con descargas hacia la bahía de Huasco, las cuales han sido recopiladas entre las declaraciones al RETC entre los años 2018-2022.

Tabla 32 – Fuentes puntuales con descargas hacia la Bahía de Huasco, periodo 2018-2022 (DS 90/2000)

Titular	Establecimiento	N° Ductos	Coord. E	Coord. N
CIA MINERA DEL PACIFICO S.A.	PLANTA DE PELLETS	1	279810	6848483
GUACOLDA ENERGIA SPA	GUACOLDA	5	279279	6848815
AGUAS CHAÑAR	EMISARIO SUBMARINO NUEVA ATACAMA	1	281644	6849270

Nota: coordenadas geográficas referidas al Datum WGS84, huso 19

Fuente: RETC, 2024

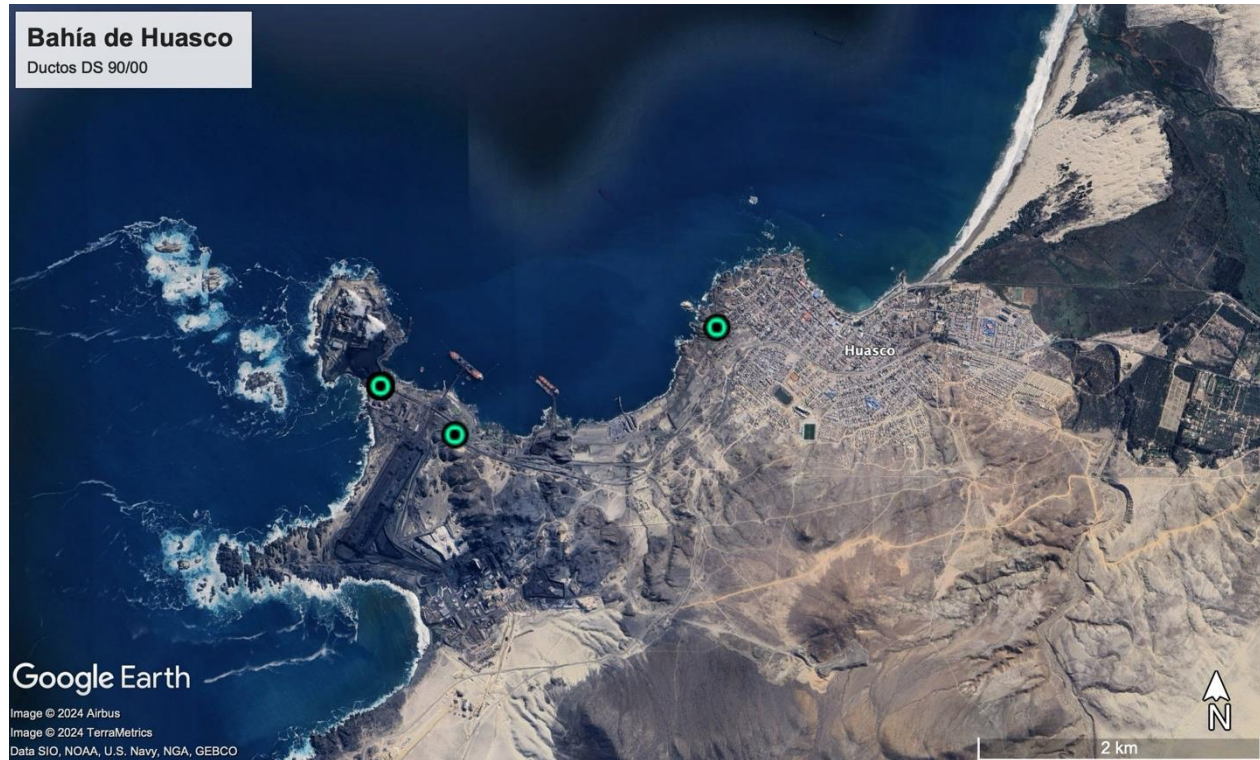


Figura 31 – Establecimientos con descargas al mar en la Bahía de Huasco

Fuente: Elaboración propia a partir de datos RETC y Google Earth.

Descargas de contaminantes

De las fuentes indicadas anteriormente, la Planta de Pellets de CMP descarga sus residuos industriales líquidos y relaves en la ensenada de Chapaco; la central Guacolda realiza solo descargas eventuales de riles al mar; y el Emisario submarino de Nueva Atacama realiza sus descargas a la bahía de Huasco, frente a la ciudad.

Durante casi 50 años, la empresa CMP Pellets vertió los residuos de la pelletización del hierro en las aguas de la Ensenada Chapaco, siendo uno de los principales problemas ambientales que enfrenta la comunidad de Huasco (MMA, 2017). El relaveducto, descargando inicialmente en la zona intermareal (entre 1978-1994), se trasladó hasta la zona submareal a 25 m y 35 m de profundidad operando ahí hasta su cese en 2023 (Figura 32). La huella del relave cubre una superficie de 2061 ha (20 km²) con una capa > 5 cm, y con

una pluma de dispersión hacia el sur totalizando 3099 ha (30 km²). El cono de deposición mayor a 16 m de altura al final del relaveducto ocasionalmente se derrumba transportando material hacia profundidades mayores a 100 m (hasta 3 km desde el punto de descarga).

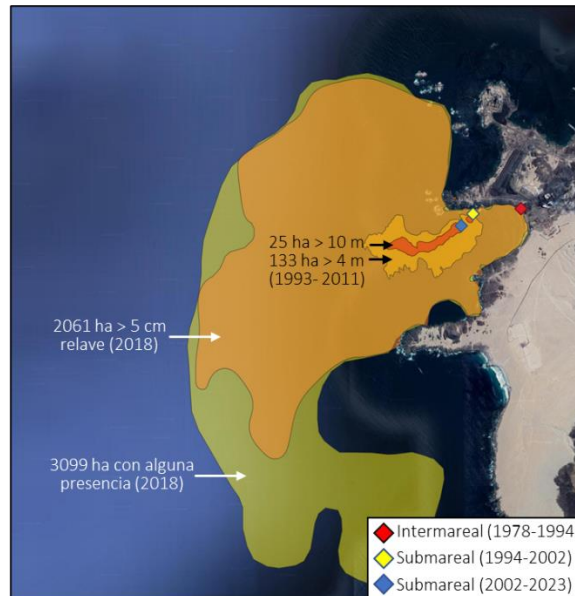


Figura 32 – Huella del relave de hierro de Planta de Pellets proyectada hasta su cierre en 2023
Se incluyen las distintas ubicaciones del relaveducto, ubicado inicialmente en la zona intermareal y luego a 25 m y 35 m de profundidad.

Fuente: Modificado desde EnSoil (2022)

5.1.3.3 Situación ambiental

Contaminantes y sectores impactados

A partir de la revisión de los monitoreos históricos (ej. PVA, POAL) junto con un muestreo reciente, EnSoil (2022) caracterizó el estado ambiental de los sedimentos, cuyos resultados se detallan a continuación:

- Altas concentraciones de arsénico, cadmio, cobre, cromo, hidrocarburos, mercurio, níquel y zinc en los sedimentos (con respecto a normativa internacional para protección ecológica).
- Amplias diferencias entre bahías para contenido de metales pesados en sedimentos, con concentraciones más altas en Ensenada Chapaco que en la Bahía de Huasco. Los sedimentos en ensenada Chapaco corresponden principalmente a material de relave de la Planta de Pellets, debido a que los puntos de monitoreo se encontraban principalmente dentro del área cubierta por el relave y coincide con análisis granulométricos realizados.
- Las evaluaciones ecológicas realizadas de macroinfauna muestran que la Ensenada Chapaco presenta una perturbación ambiental moderada, con valores bajos de abundancia, riqueza y biomasa en relación con otras zonas costeras aledañas. Lo anterior, debido principalmente a las condiciones físicas de mayor turbidez en la columna de agua (reduciendo el fitoplancton) y el sofocamiento de biota de fondo blando por la misma descarga del relave.

5.1.4 Quintero – Puchuncaví

Para la recopilación de información sobre la calidad ambiental de los sedimentos costeros asociados a Quintero-Puchuncaví, se compiló y analizó información disponible asociados al PRAS y la NSCA, así como también, informes y datos facilitados por la contraparte. Se puso énfasis en información sobre las fuentes, agentes contaminantes, y magnitud de esa contaminación en los sedimentos y/o agua intersticial, junto con aspectos sobre territorialidad, y procesos regulatorios o sancionatorios asociados a las descargas de contaminantes. Se utilizaron 4 fuentes de información principales:

- “Análisis crítico de los informes de seguimiento ambiental y de los planes de vigilancia ambiental de los establecimientos que descargan residuos líquidos a la bahía de Quintero, región de Valparaíso” (Holon, 2019; de aquí en adelante “Informe Holon”).
- “Sistematización de información de calidad de agua, sedimentos, objetos de valoración ambiental y fuentes de emisión, como insumos para la elaboración de una Norma Secundaria de Calidad de Aguas en la Bahía de Quintero” (CEA, 2020; de aquí en adelante “informe CEA”)
- “Evaluación temporal y espacial del contenido de metales pesados en sedimentos de la Bahía de Quintero-Puchuncaví”, elaborado por la Universidad de Concepción. (UdeC, 2021).
- “Informe técnico de la elaboración del proyecto definitivo de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las aguas marinas y sedimentos de la bahía de Quintero-Puchuncaví”. (MMA, 2021)

Además, una herramienta para la gestión del uso del borde costero son los Mapas de Sensibilidad Ambiental desarrollados por la Directemar. En ellos se visualiza el tipo de costa y los usos antrópicos, junto con los recursos hidrobiológicos presentes, con el fin de caracterizar las bahías.

5.1.4.1 Usos del borde costero

En la Figura 33 se puede observar el mapa de sensibilidad ambiental de la Bahía Quintero, el cual muestra la ubicación de las descargas (o emisión) de contaminantes asociados a la operación de empresas y embarcaciones, en particular, destacando en la zona norte de la bahía la presencia de centrales termoeléctricas y del rubro minero, además de puertos y terminales marítimos en el centro, y actividad pesquera en el sur.

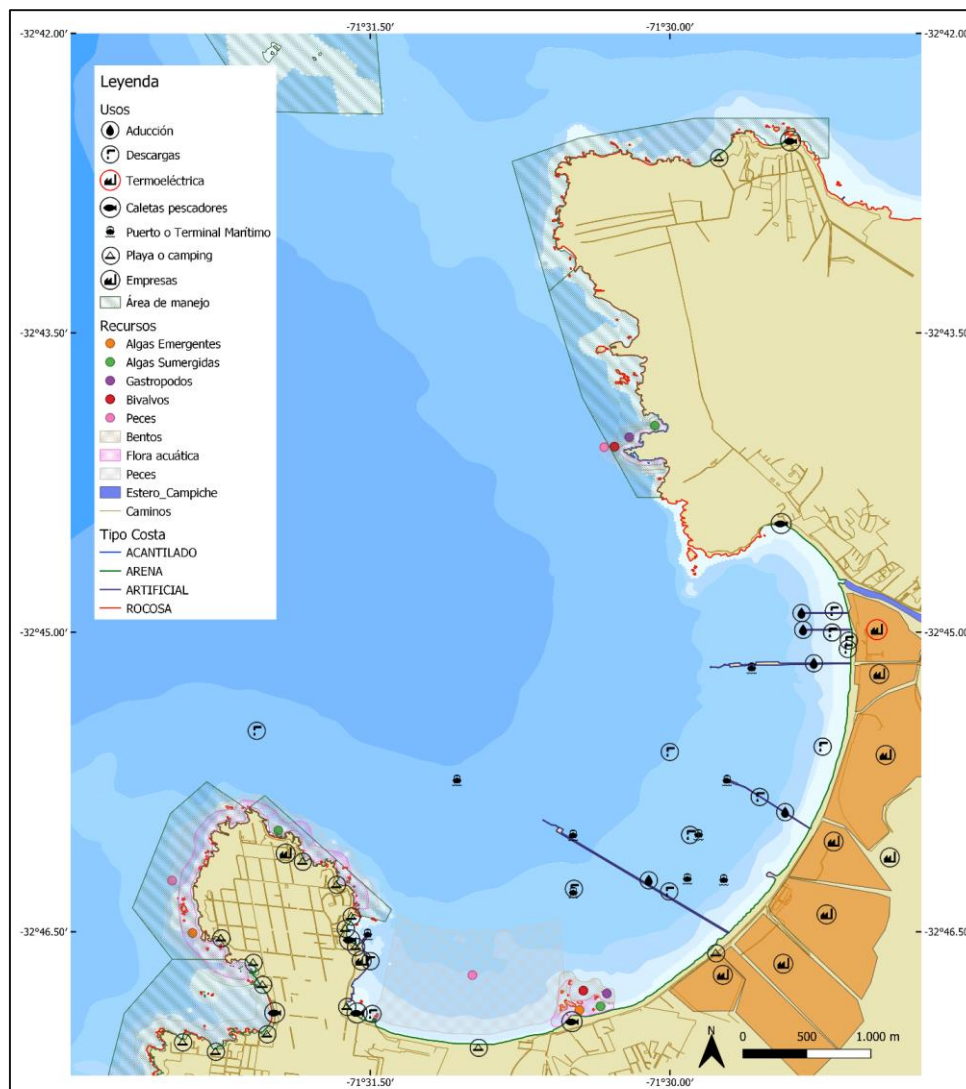


Figura 33 – Mapa de sensibilidad ambiental de la Bahía de Quintero
Fuente: Directemar, 2016

En concordancia con este mapa de sensibilidad, la Norma Secundaria de Calidad Ambiental (NSCA) para la protección de las aguas marinas y sedimentos de la Bahía de Quintero-Puchuncaví separó el territorio en 6 áreas de vigilancia, lo cual se puede observar en la Figura 34. Esta clasificación se realizó considerando aspectos relacionados con la ecología, oceanografía, disponibilidad de datos en matrices sedimentos y agua, presencia de fuentes puntuales de contaminación, además de aspectos sociales y culturales.

El principal tipo de sustrato, usos antrópicos y/o fuentes de contaminación asociadas a cada una de estas zonas son listados a continuación:

- AMERB Norte: sustrato rocoso, hábitat de grupos funcionales como algas, gasterópodos, bivalvos y peces, con actividades de extracción de recursos hidrobiológicos y sin presencia de descargas puntuales.

- AMERB Sur: sustrato rocoso, hábitat de grupos funcionales como algas, gasterópodos, bivalvos y peces, con actividades de extracción de recursos hidrobiológicos y sin presencia de descargas puntuales.
- Bahía Norte: sustrato arenoso, con presencia de descargas de generación termoeléctrica, refinera de cobre y aguas servidas tratadas.
- Bahía Centro: sustrato arenoso, con presencia de descargas de terminales marítimos asociados a combustibles fósiles.
- Bahía Sur: sustrato arenoso, hábitat de grupos funcionales como algas, gasterópodos, bivalvos y peces, con presencia de descargas de actividad pesquera.
- Submareal Profundo: sustrato arenoso, hábitat de grupos funcionales de peces y descargas puntuales de aguas servidas tratadas.

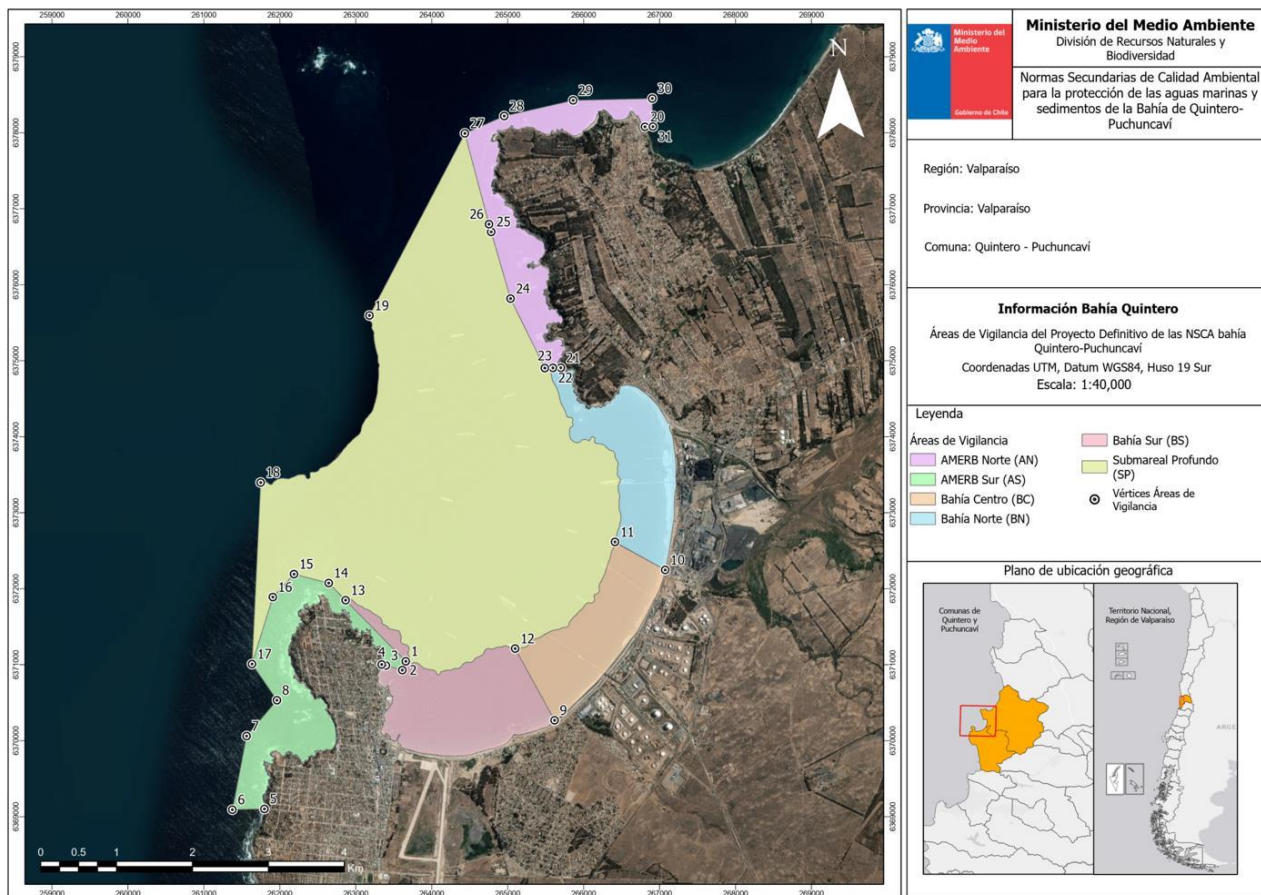


Figura 34 – Áreas de vigilancia de la NSCA de la bahía de Quintero-Puchuncaví

Fuente: MMA, 2021

5.1.4.2 Fuentes/Agentes contaminantes y su magnitud

De acuerdo a lo reportado al sistema RETC, por cumplimiento al DS 90/2000, se identificaron para el periodo 2018-2022 los establecimientos con ductos, junto con su ubicación y el titular asociado, lo cual se puede observar en la Tabla 33. En la bahía se observan distintas actividades antropogénicas, tales como del sector minería, generación de energía, puertos y terminales marítimos, entre otras. Es relevante mencionar, que

el establecimiento de CODELCO realizó operaciones de fundición de cobre desde 1964 hasta mayo de 2023²³, donde actualmente se mantienen las operaciones de refinería para producción de cátodos.

Tabla 33 – Fuentes puntuales con descargas hacia la Bahía de Quintero, periodo 2018-2022 (DS 90/2000)

Titular	Establecimiento	N° Ductos	Coord. E	Coord. N
AES ANDES S A	CENTRAL TERMOELÉCTRICA VENTANAS	2	267718	6373424
CORP NACIONAL DEL COBRE DE CHILE	REFINERIA VENTANAS	1	267422	6372051
EMPRESA ELECTRICA CAMPICHE SPA	CENTRAL TERMOELECTRICA CAMPICHE	1	267720	6373428
EMPRESA ELECTRICA VENTANAS SPA	CENTRAL TERMOELÉCTRICA NUEVA VENTANAS	1	267716	6373430
COPEC S.A.	PLANTA DE LUBRICANTES COPEC	1	266043	6370539
ENAP REFINERIAS S A	TERMINAL MARÍTIMO DE QUINTERO	1	266735	6371284
GASMAR SPA	GASMAR S A	2	267536	6371826
GNL QUINTERO SA	TERMINAL MARITIMO GNL QUINTERO	2	266673	6370966
PESQUERA QUINTERO SA	PESQUERA QUINTERO S.A.	1	263471	6370534

Nota: coordenadas geográficas referidas al Datum WGS84, huso 19. Notar que no se incorpora descarga de PTAS debido a que no se incluye en declaraciones al RETC (Coordenadas: 262821 m E, 6371544 m N)

Fuente: RETC, 2024

En la Figura 35 se pueden observar los establecimientos presentes en la bahía de Quintero-Puchuncaví que cuentan con ductos registrados en el marco del DS 90/2000 y que reportan al sistema RETC.

²³ Ley 21.546 del Ministerio de Minería, permite que el tratamiento de los productos de la pequeña y mediana minería de ENAMI pueda realizarse por CODELCO en instalaciones distintas de Fundición Ventanas, disponible en: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1191402&idParte=10424854>.



Figura 35 – Establecimientos con descargas al mar en la bahía de Quintero-Puchuncaví

Fuente: Elaboración propia a partir de datos RETC y Google Earth.

5.1.4.3 Situación ambiental

Según se expone en las distintas fuentes de información, se han registrado varias campañas de monitoreo, las cuales han evaluado la calidad de los sedimentos en la bahía de Quintero-Puchuncaví, con los siguientes hallazgos:

- Los conjuntos de datos evaluados se han registrado después de la entrada de operaciones industriales y actividades portuarias a la zona. A pesar de aquello, para la matriz de sedimentos marinos si ha sido posible determinar niveles pasados en una escala de tiempo adecuada.
- Existe un proceso de elaboración de norma secundaria de calidad ambiental para la bahía, para aguas marinas y sedimentos. El Decreto 43/2023 que establece esta norma se encuentra tomado de razón por parte de la Contraloría General de la República el 29 de julio de 2024, que se adjunta en el Anexo 8.
- En el informe técnico de la NSCA se identifican las zonas: intermareales duras o rocosas, intermareales blandas o arenosas, y submareales con sustrato rocoso y arenoso. Además, se dividen las zonas de monitoreo entre AMERB Norte, AMERB Sur, Bahía Norte, Bahía Centro, Bahía Sur y Submareal Profundo (MMA, 2021).
- Luego, según el informe elaborado por UdeC (2021), se han identificado máximos de concentraciones de metales como mercurio, cadmio, plomo y arsénico en las zonas de industrialización en la bahía. Además, se han encontrado cargas relevantes de materia orgánica total en la zona central del área Submareal Profundo. Los puntos de muestreo se pueden observar en la Figura 36.

- En particular, el estudio de UdeC (2021), concluye que en el punto S-12 (Área Submareal Profundo) se encuentra “moderadamente contaminado” por la presencia de cadmio. Además, los puntos S-2 (Bahía Norte), S-4 y S-5 (Bahía Sur), además de S-7 (Bahía Centro) se categorizan como “ligeramente contaminados”.
- En cuanto a un análisis de datación geocronológica, el informe de UdeC (2021) señala que en el testigo C-13 (Bahía Norte), existen incrementos de Cu (75%), Hg (81%), Pb (6%) y As (4%), respecto al valor de referencia pre-industrial.
- Luego, a partir de criterios de disponibilidad de información, toxicidad, emisiones, estado del ecosistema y referencias internacionales, se propusieron 9 parámetros a normar para la matriz sedimentos:
 - o Metales pesados: As, Cd, Cu, V, Ni, Pb, Hg, Cr, Hg.
 - o Otros: Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs).
- Dentro del proceso de elaboración de NSCA se analizó la información para los parámetros seleccionados en el periodo 2018-2021, con los resultados que se pueden observar en la Tabla 34. A partir de aquello, se ha determinado que, según la definición de clases de calidad, la Bahía Norte por presencia de cobre se encuentra en estado de condiciones medianamente aceptables que representan un ecosistema con perturbación antrópica (Clase 3).
- Respecto a otros antecedentes relevantes, en el marco de investigaciones de la Universidad de Chile y del Núcleo Milenio Océano, Patrimonio y Cultura, se descubrió un yacimiento paleontológico sumergido en la bahía de Quintero (Universidad de Chile, 2023). Estos hallazgos consisten en parte de fauna extinguida, con una alta diversidad taxonómica.

A modo de conclusión, se puede observar que el proceso de elaboración de una norma secundaria de calidad ambiental de sedimentos ha determinado áreas de vigilancia ambiental, así como caracterización ecológica, de hidromorfología, un análisis de caracterización fisicoquímica, entre otros. Por medio de este proceso y los estudios asociados, se ha determinado el efecto antropogénico de actividades industriales en la matriz de sedimentos, donde destaca la zona de la Bahía Norte por sus concentraciones de cobre.

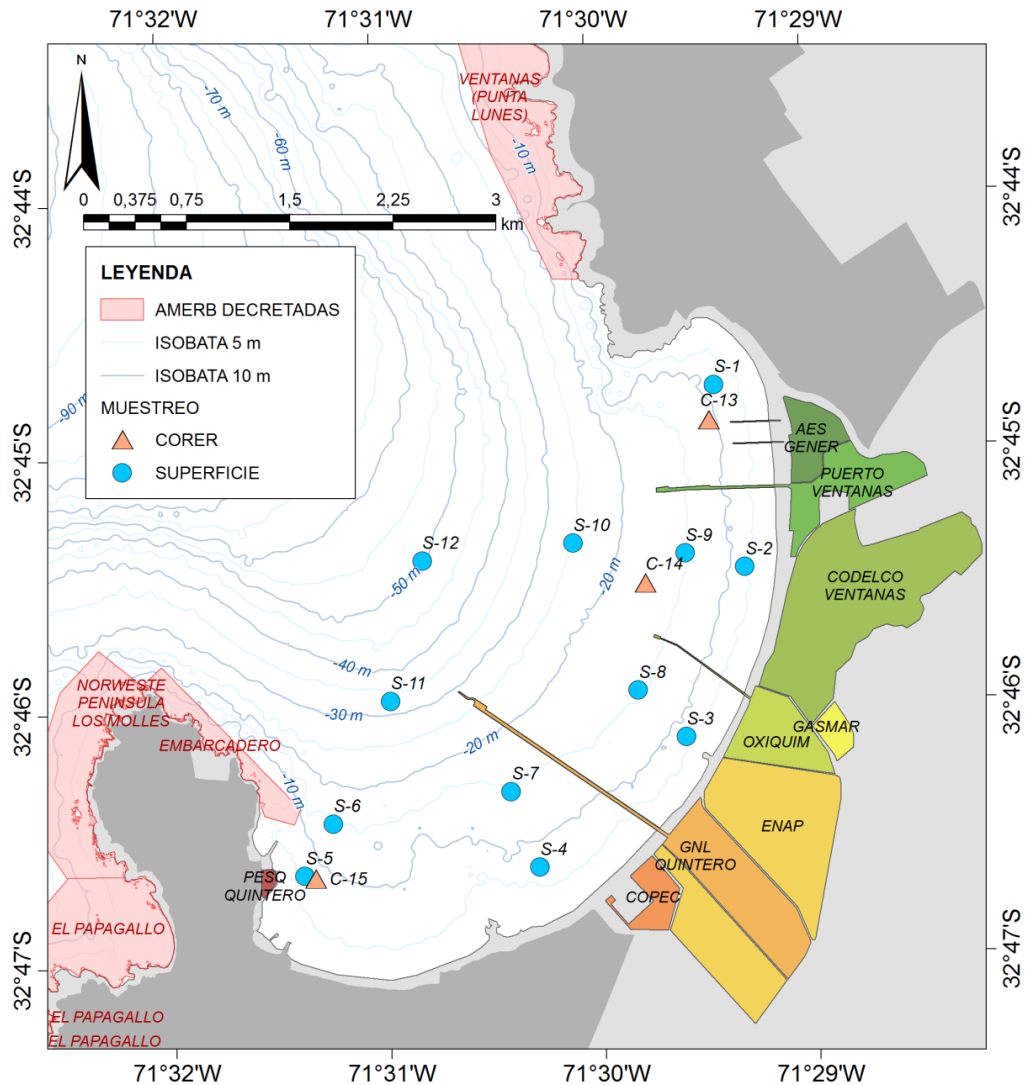


Figura 36 – Puntos de muestreo en la bahía de Quintero-Puchuncaví, campaña noviembre 2020. Fuente: Udec, 2021

Tabla 34 – Estado de la bahía de Quintero-Puchuncaví, matriz sedimentos (periodo 2018-2021)

Parámetro (mg/kg)	As	Cd	Cu	V	Ni	Pb	Hg	Cr	HAPs
Bahía Norte	8,63	0,1	58,7	28,9	6,8	8	0,010	19,9	0,049
Bahía Centro	8,96	0,1	33,8	31,5	5,5	9,4	0,051	21,2	0,025
Bahía Sur	5,94	0,1	48,8	17,9	5,3	10,5	0,054	34,6	0,025
Submareal Profundo	8,23	0,1	24,4	23,6	4,7	7,2	0,047	28,3	0,025

Nota: En azul clase “excelente” o condición muy buena de la bahía; en verde clase “óptima” para la conservación y preservación de ecosistemas acuáticos; en amarillo clase “media” o un ecosistema con perturbación antrópica. Existen además clase “mala” o que pueden producir riesgos en el ecosistema y “muy mala” o que no son aceptables.

Fuente: (MMA,2023) - Informe técnico de la elaboración del proyecto definitivo de las normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas marinas y sedimentos de la bahía de Quintero-Puchuncaví

5.1.5 Coronel

La ciudad de Coronel se encuentra en la Región del Biobío, limitando por el sur con la Bahía Coronel junto con la ciudad de Lota. La Bahía Coronel es un subsistema del Golfo de Arauco recibiendo la influencia del Río Biobío tanto en su hidrodinámica como aspectos fisicoquímicos de la columna de agua (CEA, 2016). En la Bahía Coronel, se desarrollan varias actividades industriales, pertenecientes a rubros como generación eléctrica, minería, saneamiento ambiental, infraestructura portuaria, infraestructura hidráulica, forestal, transportes y almacenajes. Para conocer el estado ambiental de los sedimentos se consultó el estudio “Diagnóstico medioambiental y evaluación preliminar de riesgo ecológico de la Bahía de Coronel” desarrollado por el CEA (2016).

5.1.5.1 *Uso del borde costero*

El borde costero de Coronel ha experimentado un creciente desarrollo de actividades económicas, donde producto de la caída de la industria del carbón en el siglo XX, es posible encontrar una zona industrial que se desplazó hacia otros sectores en la bahía. Esta zona industrial está cercana a playas y zonas de preservación. Principalmente estas actividades están asociadas a la acuicultura, industria pesquera, actividad portuaria, generación de electricidad (termoeléctricas), pesquerías (pesca y transformación). Los establecimientos e infraestructura portuaria como también de generación eléctrica están concentrados en la zona norte de la bahía (Figura 38). Notar que las centrales termoeléctricas Bocamina I y II cesaron su operación recientemente, así como también, la termoeléctrica Santa María con permiso para operar hasta el 2040, no son incluidas en el mapa de sensibilidad ambiental siendo consideradas como fuentes de emisión por el CEA (2016).

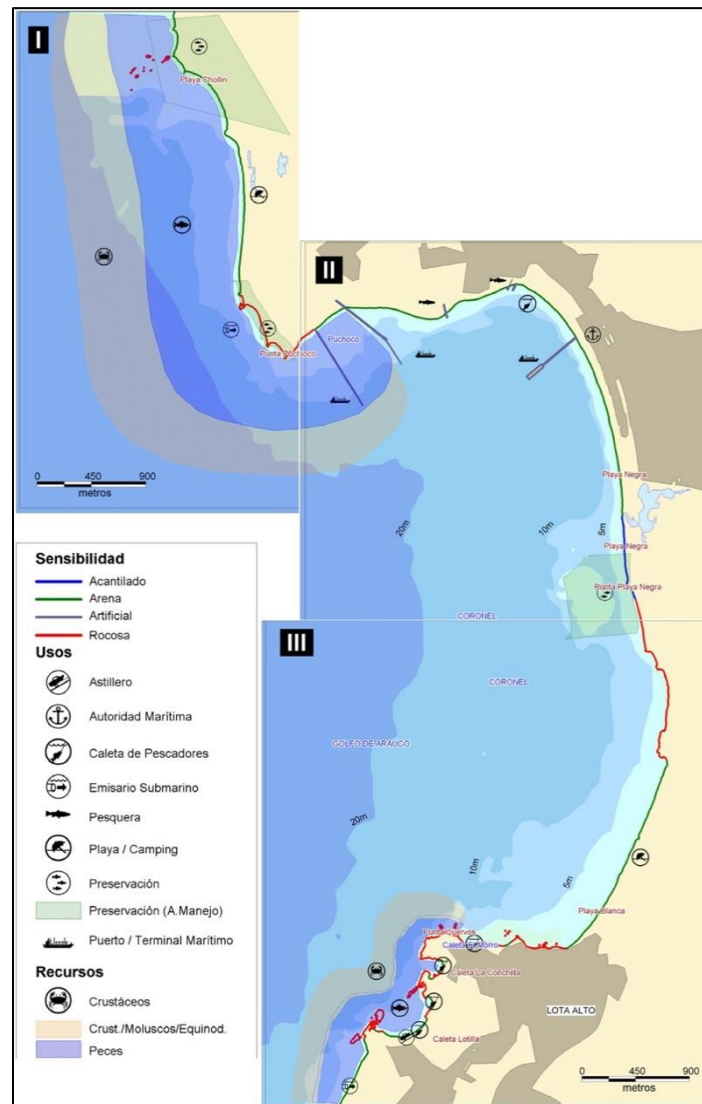


Figura 37 – Mapa de sensibilidad ambiental del Puerto Coronel.

Fuente: Modificado desde Directemar, 2016

5.1.5.2 Fuentes fiscalizables y descargas de contaminantes

Fuentes de emisión

A continuación, se listan las fuentes de emisión de contaminantes hacia la Bahía Coronel compiladas por el sistema RETC para los años 2018-2022 (Tabla 35).

Tabla 35 – Fuentes puntuales con descargas hacia la Bahía de Coronel, periodo 2018-2022 (DS 90/2000)

Titular	Establecimiento	N° Ductos	Coord. E	Coord. N
AGAR DEL PACIFICO S A	AGAR DEL PACÍFICO S.A.	1	662774	5907219
ALIMEX S.A.	ALIMEX S.A.	1	663964	5908248
BLUMAR S.A.	BLUMAR CORONEL	1	664405	5900722
CAMANCHACA PESCA SUR S.A.	PLANTA CORONEL	2	664349	5900893
COLBUN S A	COMPLEJO TERMOELECTRICO SANTA MARIA	1	666220	5898931
ENEL GENERACION CHILE S.A.	CENTRAL TERMOELECTRICA BOCAMINA U1	1	663174	5901210
EWOS CHILE ALIMENTOS LIMITADA	EWOS CHILE ALIMENTOS LIMITADA	1	663306	5908658
FOODCORP CHILE S.A.	PLANTA DE PESCA	3	663001	5901005
FPC PAPELES SPA	FORESTAL Y PAPELERA CONCEPCION S. A.	1	667926	5932321
OPERACIONES COSTERAS S.A.	OPERACIONES COSTERAS	1	663601	5901079
ORIZON S A	COMPLEJO PESQUERO INDUSTRIAL CORONEL	1	663344	5901029
PESQUERA FIORDO AUSTRAL S.A.	PESQUERA FIORDO AUSTRAL S.A.	1	663452	5908750
PESQUERA GRIMAR S.A.	PESQUERA GRIMAR	1	663389	5908331
PESQUERA TUBUL S A	PESQUERA TUBUL S.A.	1	662899	5908917
RICO FOODS S A	RICO FOODS S.A.	1	662790	5907296

Nota: coordenadas geográficas referidas al Datum WGS84, huso 18. Notar que no se incorporan descargas de PTAS debido a que no se incluyen en declaraciones al RETC (Coordenadas: 664202 m E, 5899480 m N ; y 662324 m E, 5895177 m N)

Fuente: RETC, 2024

Descargas de contaminantes

Además, en la Figura 38 se puede observar una imagen satelital de la bahía de Coronel, donde se simbolizan los puntos de los establecimientos que cuentan con ductos declarados por el DS 90/2000 a través del sistema RETC. En esta, se visualiza la concentración de establecimientos en la zona norte de la bahía, además de la fuente en el centro y hacia el interior, la que corresponde al Complejo Termoeléctrico Santa María.



Figura 38 – Establecimientos con descargas al mar en la Bahía de Coronel

Fuente: Elaboración propia a partir de datos RETC y Google Earth imagen de abril 2023.

5.1.5.3 Situación ambiental

Por medio de estudios tales como el monitoreo POAL, caracterizaciones puntuales, recopilación realizada por Centro Eula-Chile (2014), CEA (2016), literatura científica de Chandía (2022 y 2024) y de Hidalgo (2017), se obtuvieron antecedentes relevantes para caracterizar los sedimentos de la bahía, información que se detallan a continuación:

- Según mediciones del POAL, los metales cadmio, mercurio, cromo, cobre, plomo y zinc superan normativas de referencia en un periodo histórico entre 1997 y 2014.
- Actualmente se cuenta con mayor información sobre sedimentos marinos, de acuerdo a la información en los Programas de Vigilancia Ambiental (PVA) de la Central Bocamina.
- Del análisis realizado por Centro EULA-Chile en el Golfo de Arauco, se detectaron mayores concentraciones de las variables estudiadas en la bahía de Coronel y Lota.
- El cadmio y cobre pueden superar el nivel umbral de efectos sobre la biota en algunos puntos de la bahía de Coronel y en Lota (Centro EULA-Chile, 2014).
- Se encuentran hidrocarburos totales concentrados en la bahía de Coronel, respecto al resto de la zona de estudio (Centro EULA-Chile, 2014).
- Se encuentran las más altas concentraciones de materia orgánica en las bahías de Coronel y Lota, proyectándose un gradiente de concentración fuera de la costa (Centro EULA-Chile, 2014).
- Respecto a la distribución de nutrientes, se tiene que el fósforo se concentra en la bahía de Coronel y nitrógeno en Lota, considerados como indicadores de eutroficación de aguas (Centro EULA-Chile, 2014).

- Ahora bien, respecto a las campañas de terreno entre 2015 y 2016 realizadas por CEA (2016) en la bahía de Coronel, destacan las concentraciones de metales y carbono orgánico total. Los puntos de muestreo se pueden observar en la Figura 39.
- Los puntos submareales M-02F, M-07 y M-08F (ver Figura 39) presentan altas concentraciones de metales y carbono orgánico total, así como potenciales Redox negativos y mayor superficie de adsorción para metales, por dominancia de tamaños de grano pequeños (CEA, 2016).
- Respecto a hidrocarburos, estos fueron cuantificables en los puntos M-02F, M-06, M-07 y M-08F.
- Se concluye que la contaminación de la Bahía parece estar asociada a sedimentos más que a la columna de agua (CEA, 2016).
- La existencia de valores en varios metales en el sedimento de la Bahía Coronel puede atribuirse a cargas proveniente de otros sectores (CEA, 2016).
- En el PRAS de la bahía se expone que actualmente las correas transportadoras de chips de madera estarían provocando una deposición de material orgánico de descomposición lenta, lo cual puede impactar la calidad ambiental localizada en la zona intermareal.
- La matriz con mayor afectación es la sedimentaria mostrando los mayores niveles de agentes contaminantes (CEA, 2016).
- En estudios de literatura científica, se analizaron los contenidos de mercurio en las columnas de sedimentos en el área. En general, los resultados obtenidos indican que el desarrollo de actividades industriales desde 1990 y particularmente desde 2012 con la apertura de centrales termoeléctricas, aumentaron las concentraciones de mercurio en la matriz sedimentaria (Chandía, 2022).
- En el estudio de Chandía (2022), se concluyó que emisiones atmosféricas y otras fuentes de emisión son las contribuciones principales a la distribución de mercurio en la matriz sedimentaria, la cual podría retenerse durante un tiempo considerable y significar una fuente secundaria por la resuspensión de este elemento.
- El estudio de Chandía (2024) en la bahía, señala que existen altos niveles de mercurio, carbono orgánico y lípidos, así como bajos valores de pH y niveles redox, sugiriendo como causa el aumento de las actividades industriales en el sector en los últimos 30 años.
- El artículo científico de Chandía (2024), expone que los resultados de este estudio señalan estadísticamente el deterioro de la calidad ambiental de la bahía, en contraste con otro sector (bahía de Coliumo).
- Luego, de acuerdo a Hidalgo (2017), los metales cadmio, plomo y zinc presentan una tendencia a incrementar hacia la superficie de los sedimentos marinos, sugiriendo la influencia de actividades antrópicas en la bahía.
- En el estudio de Hidalgo (2017) se expone que en términos de la concentración de metales, en particular el cadmio, la bahía presenta un deterioro.

A modo de conclusión, se pudo establecer que existe un mayor nivel de afectación ambiental en el sector norte de la Bahía Coronel, evidenciado por una mayor concentración de contaminantes asociado con la presencia de actividades industriales que tienen ductos de descarga al mar. Estas descargas se asocian con las concentraciones de los análisis de la matriz sedimentos, los cuales tienen mayor presencia de metales, carbono orgánico total, hidrocarburos y fósforo. Además, según el CEA (2016), las descargas de materia orgánica podrían aumentar la concentración de nutrientes (eutroficación), y con esto la proliferación de microalgas.

Recomendaciones para la gestión ambiental de los sedimentos:

- La zona norte cuenta con mayores concentraciones en los analitos estudiados, además de actividades industriales y descargas al mar.
- Incorporar el efecto del Río Biobío en la entrada de material sedimentario y aspectos fisicoquímicos de la columna de agua que podrían afectar la concentración de agentes contaminantes.
- Además, Chandía (2024) sugiere que la bahía puede estar actuando como sumidero y reservorio de fuentes antropogénicas de mercurio emitidas localmente, y recomienda el analizar los efectos ambientales del mercurio, así como los procesos de bioacumulación en la cadenas de alimentación y resuspensión de sedimentos hacia la columna de agua.

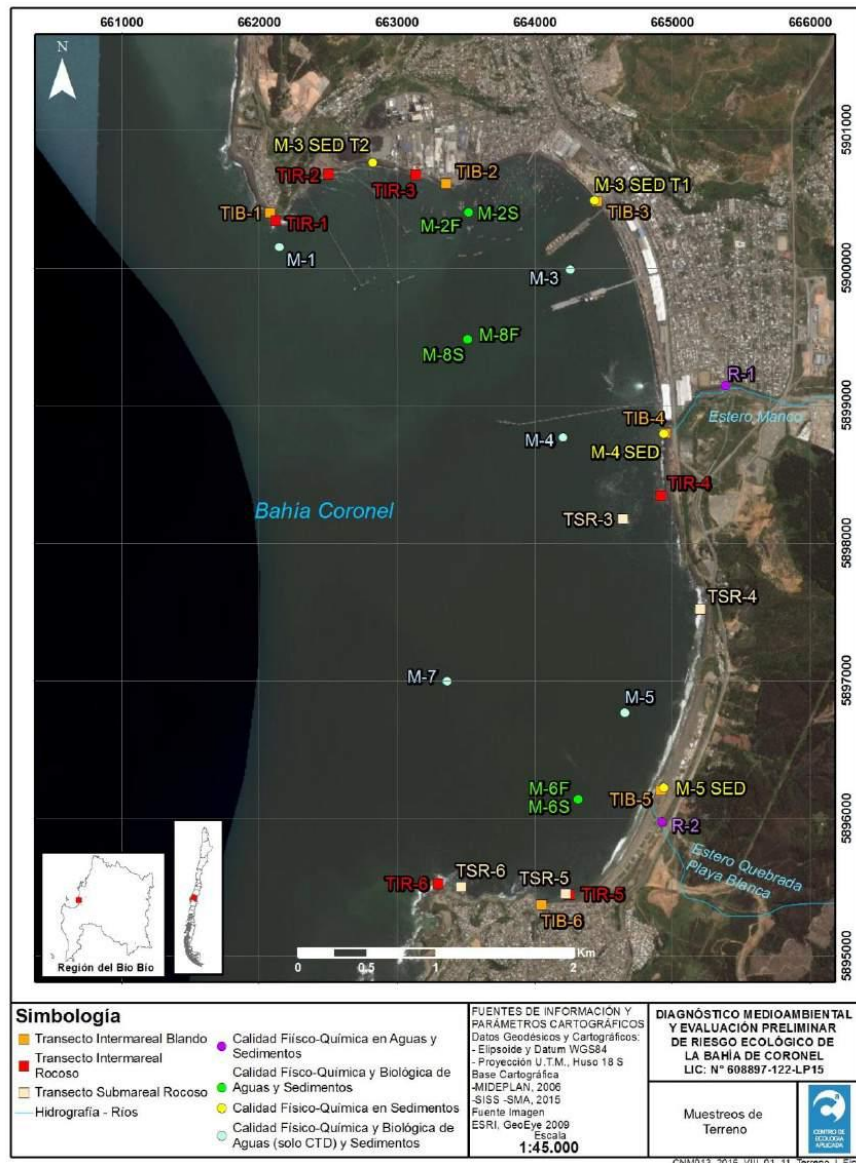


Figura 39 – Distribución espacial de los puntos de muestreo en bahía Coronel

Fuente: CEA, 2016

5.1.6 Comparación de la situación ambiental en territorios priorizados

A continuación, se presenta un análisis de las fuentes emisoras y sus descargas de contaminantes de manera comparativa entre cada territorio priorizado.

Cabe destacar que se ha identificado a fuentes puntuales de emisión, los cuales corresponden a ductos de descargas a cuerpos de agua marinos, los cuales se depositan en los sedimentos de la bahía correspondiente. A pesar de aquello, es relevante mencionar que existen otras fuentes que contribuyen a modificar las concentraciones de la matriz de agua marina, así como la de los sedimentos, los cuales se enlistan a continuación:

- Desembocadura de esteros: además de otros cuerpos de aguas, como ríos o humedales, así como agua subterránea.
- Emisiones atmosféricas: las cuales pueden provenir de distintos puntos en la superficie de la bahía, y son depositadas en la matriz de agua marina y posteriormente en sedimentos.
- Derrames: suelen ser accidentales durante operaciones de carga y descarga de buques, como el escurrimiento de materiales almacenados a granel y polvos fugitivos movilizados por acción del viento. Las sustancias tóxicas de los derrames pueden variar según la naturaleza de la actividad, lo cual estará vinculado a su potencial de incorporarse en el fondo marino. Algunos ejemplos de los territorios estudiados son: el año 2009 hubo un derrame de petróleo en Huasco; en Quintero hubo un derrame de petróleo en 2014, y el 2015 hubo un derrame de refinado de petróleo; en Mejillones el año 2020 hubo un vertimiento de carbón al mar; en Tocopilla, hubo un derrame de petróleo el año 2020.
- Otras fuentes: también existen actividades que podrían provocar la deposición de material, sobre todo para infraestructura que se encuentra construida en sectores subacuáticos, tales como correas transportadoras, ductos u otros para el transporte de productos.

A través del DS 90/2000, los titulares deben declarar las emisiones anuales de distintos elementos, los cuales se compilan en el sistema RETC. A través de una recopilación de esta información (registros de los últimos 5 años disponibles), se presentan las toneladas emitidas para analitos de interés por bahía y clasificando entre termoeléctricas y otras industrias, debido a la magnitud del flujo másico y la concentración. Es relevante mencionar que se presentan los datos para los años sin valores atípicos (*outliers*) relevantes (se encontraron datos con posibles errores por unidades de medida en los años 2020 y 2022).

Entonces, en primer lugar, en la Figura 40 se presentan las emisiones anuales promedio de arsénico, donde la bahía de Tocopilla cuenta con la mayor cantidad de emisiones, con un porcentaje mayor al 60% proveniente de termoeléctricas. Luego, Huasco presenta emisiones de 0,97 toneladas promedio y con sobre el 80% de estas proveniente de las fuentes de termoeléctricas. Por su parte, Mejillones y Coronel presentan emisiones superiores a 0,2 toneladas promedio anual de arsénico.

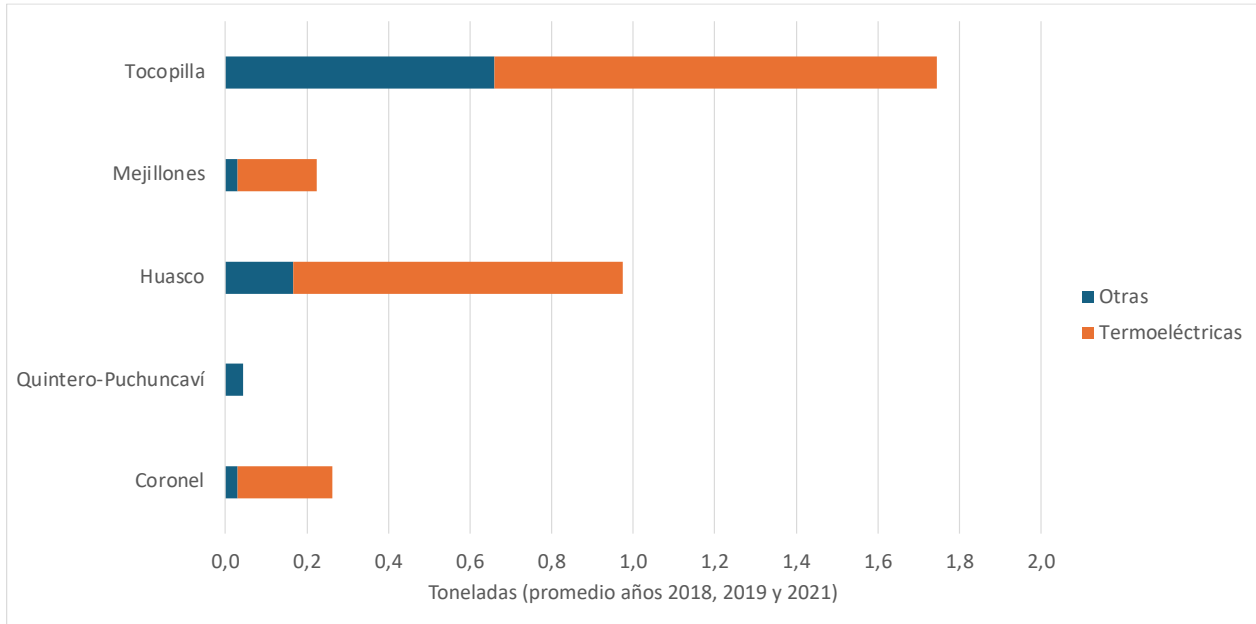


Figura 40 – Emisiones anuales promedio de arsénico
Fuente: Elaboración propia a partir de datos RETC

Luego en la Figura 41 se presentan las emisiones anuales promedio de cobre, donde la bahía de Coronel cuenta con la mayor cantidad de emisiones (17,8 ton), con un porcentaje mayor al 90% proveniente de termoeléctricas. Luego, Huasco, Tocopilla y Mejillones presentan emisiones superiores a 4 toneladas anuales con relevancia en las termoeléctricas. Cabe destacar, que para la bahía de Quintero-Puchuncaví el RETC no registra la información asociada a la refinería Ventanas.

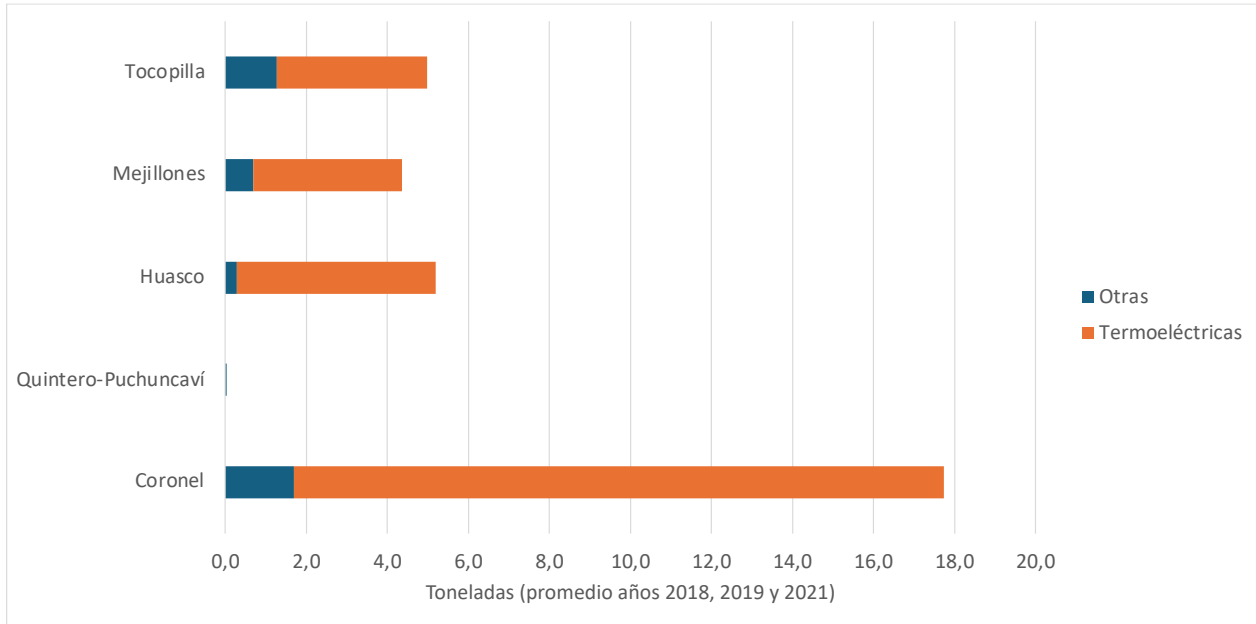


Figura 41 – Emisiones promedio anuales cobre
Fuente: Elaboración propia a partir de datos RETC

Luego en la Figura 42 se presentan las emisiones anuales promedio de hidrocarburos totales, donde la bahía de Coronel cuenta con la mayor cantidad de emisiones (1680 ton), con un porcentaje de 88% proveniente de termoeléctricas. Luego, Tocopilla (1400 ton), Huasco (916 ton) y Mejillones (107) presentan emisiones con participación de las termoeléctricas mayores a 80%.

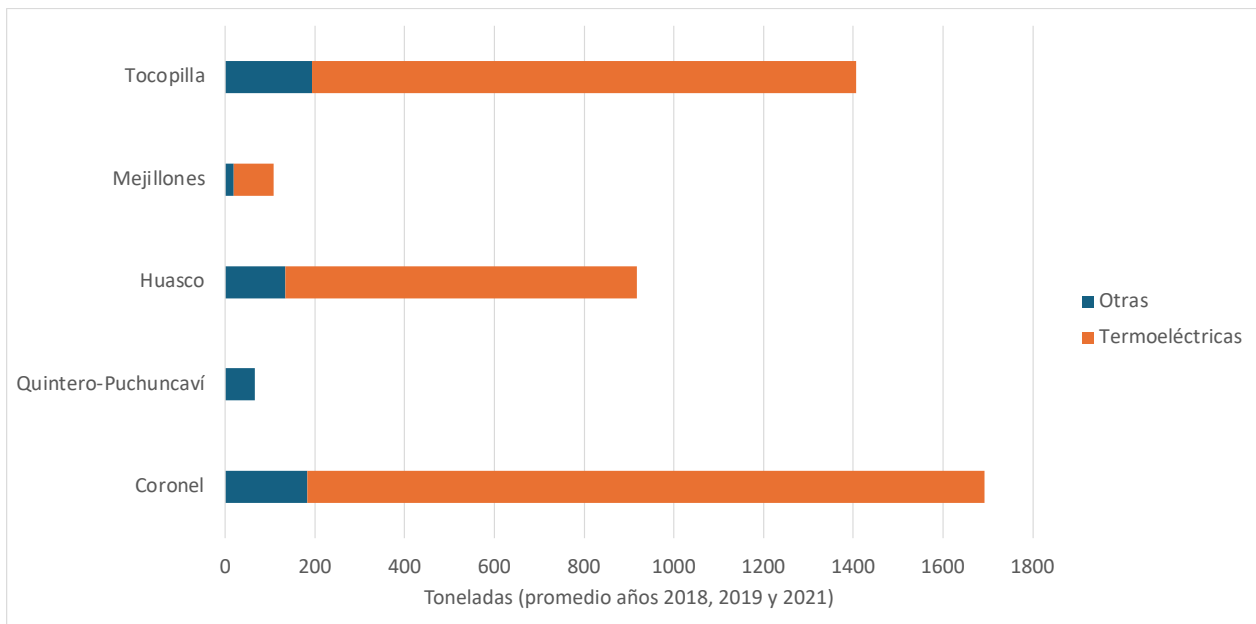


Figura 42 – Emisiones promedio anuales hidrocarburos totales
Fuente: Elaboración propia a partir de datos RETC

Ahora bien, en la Figura 43 se presentan las emisiones anuales promedio de nitrógeno total Kjeldahl, donde la bahía de Tocopilla cuenta con la mayor cantidad de emisiones (347 ton), con un porcentaje superior al 70% proveniente de termoeléctricas. Luego, Huasco y Coronel tienen emisiones de 137 toneladas promedio anuales, mientras que Mejillones de 46 toneladas. Estas últimas tres bahías tienen como fuente principal de este analito a las termoeléctricas.

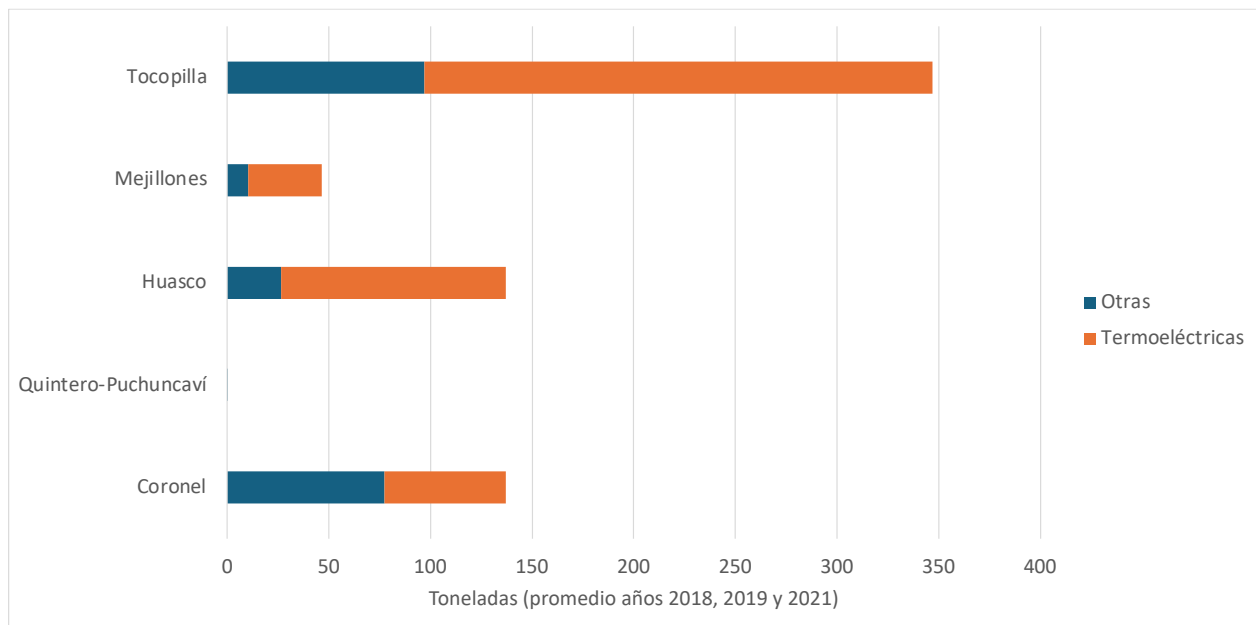


Figura 43 – Emisiones promedio anuales nitrógeno total Kjeldahl

Fuente: Elaboración propia en base a datos RETC

A continuación, en la Figura 44 se presentan las emisiones anuales promedio de plomo, donde la bahía de Tocopilla cuenta con la mayor cantidad de emisiones (10 ton), con un porcentaje superior al 50% proveniente de termoeléctricas. Finalmente, respecto al zinc, en la Figura 45 se puede observar que Tocopilla cuenta con la mayor cantidad de emisiones, con sobre un 60% de emisiones provenientes de fuentes de establecimientos de termoeléctricas, además de que Huasco, Coronel y Mejillones tengan emisiones de este tipo de fuentes en un 85%, 82% y 41%, respectivamente.

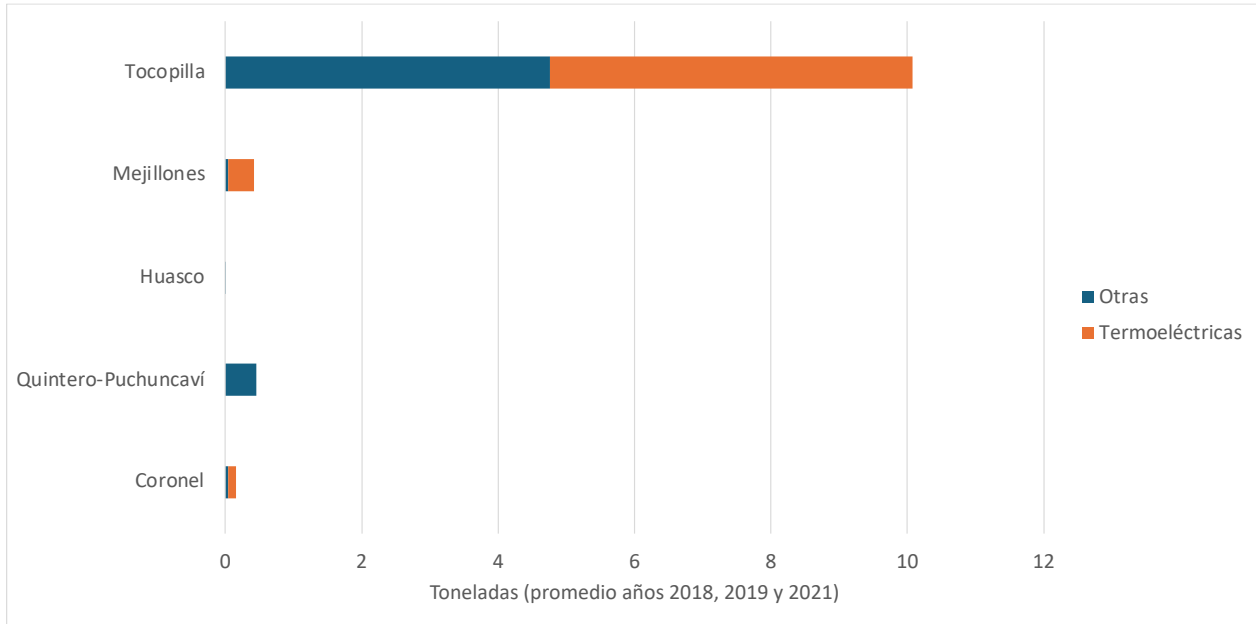


Figura 44 – Emisiones promedio anuales de plomo
Fuente: Elaboración propia a partir de datos RETC

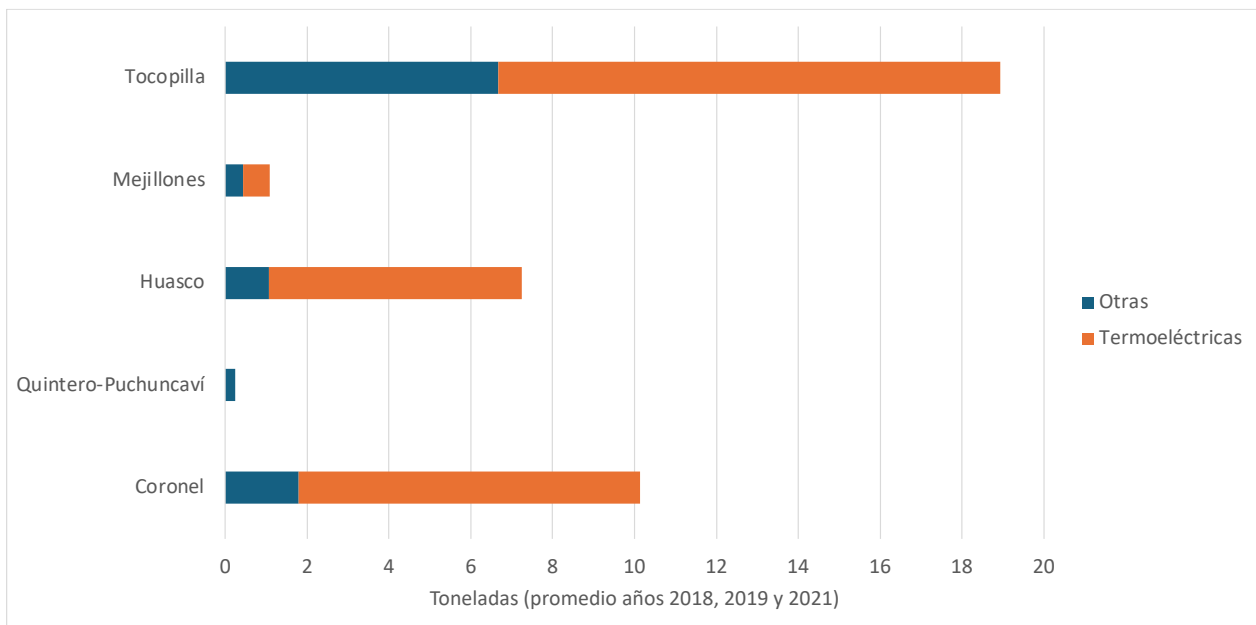


Figura 45 – Emisiones promedio anuales de zinc
Fuente: Elaboración propia a partir de datos RETC

Según la información seleccionada para los analitos de interés, se puede observar la carga de estos por bahía. En general se destaca que, para la información de los años y analitos seleccionados, Tocopilla, Coronel y Huasco tendrían mayores cargas que Mejillones. Aun así, es relevante realizar este análisis en un periodo de tiempo más extenso, con información de calidad y con metodologías validadas, sobre todo en el sentido de los valores atípicos que llevaron al descarte de años de datos. Dado lo anterior, no es posible

determinar que la comparación entre bahías con estos datos del RETC sea un indicador fiable para el análisis.

Ahora bien, es relevante mencionar que las cargas máxicas que emiten los ductos asociados a las termoeléctricas, en el periodo seleccionado, tienen mayor porcentaje que el resto de los rubros, en las bahías de interés. Además, en el mismo sentido, debido al proceso de succión de agua de mar que llevan a cabo estos establecimientos, es que las descargas se caracterizan por altas concentraciones de algunos analitos, propias del contenido de agua marina.

Finalmente, es relevante mencionar que se debe revisar esta información considerando las fuentes de los años correspondientes. En particular, destaca la modificación de las actividades por bahía, donde la reconversión o cierre de unidades a carbón de las termoeléctricas puede significar una diferencia significativa en la composición y cantidad de descargas al mar. Además, la modificación de los procesos de otros establecimientos, así como la incorporación de nuevas plantas también debe ser considerada.

5.2 Factibilidad de implementación de técnicas de remediación

Con respecto a las técnicas de remediación de sedimentos analizadas anteriormente en las secciones 2, 3 y 4, se debe notar, de manera general, los elevados costos de implementación de todas ellas (a excepción de la MNR), además de la casi nula experiencia nacional (salvo en el dragado para fines de navegación). Ambos factores, generan un escenario complejo al momento de la elección de cualquier técnica para territorios en el país.

Además, en términos ambientales, las técnicas de remediación en sedimentos, aunque buscan mejorar la calidad ambiental, pueden tener impactos negativos. Estas repercusiones pueden ser significativas en el fondo marino, la biota y otras matrices. En general, el dragado puede ser invasivo, ya que extrae material del fondo marino y puede causar la resuspensión de elementos nocivos para los ecosistemas, así como aumentar la turbidez del agua. Por otro lado, respecto a la MNR, existe un potencial de que la concentración de elementos se mantenga y requiera a un tiempo mayor en tener el efecto deseado. Ahora bien, cabe resaltar la necesidad de elaborar un plan de manejo activo para las técnicas empleadas, donde el control de las fuentes de emisión es una acción fundamental para la recuperación de los sedimentos.

En cualquier caso, a pesar de que la caracterización de las bahías priorizadas permite identificar algunos de los parámetros claves para la evaluación de técnicas y la elaboración de un plan de remediación, se requiere mayor información y estudios complementarios. En este sentido, resulta fundamental: comprender el comportamiento de las bahías en términos oceanográficos, ponderar el efecto que podrían generar distintos instrumentos de gestión ambiental, contar con antecedentes y procedimientos actualizados, así como una adecuada delimitación de los sitios a remediar, entre otros.

En particular, en cuanto a las técnicas in-situ, estas se consideran de compleja implementación dada la dificultad de realizar labores en profundidad a gran escala, por ejemplo, en sitios con un alto tráfico de embarcaciones o actividades industriales. De estas, la más factible preliminarmente sería realizar capping con material natural (sedimentos limpios), no obstante, esto también requiere un esfuerzo considerable, además de existir riesgo de re-movilización del material contaminado una vez implementado. Luego, a pesar de existir pruebas piloto de biorremediación de la columna de agua para metales pesados con algas, estos estudian superficies significativamente menores a las de interés, por lo que, extrapolando para su aplicación

en superficies mayores, el volumen de algas a cultivar sería considerable, lo que a su vez podría tener impactos en el ecosistema por las alteraciones en las condiciones del medio.

En cuanto a las técnicas ex-situ, estas requieren del retiro de los sedimentos a través de dragado, lo que acarrea altos costos y plazos prolongados por tramitación ambiental y sectorial. Si bien existe experiencia nacional en la realización de este proceso para fines de construcción y mantenimiento de rutas de navegación, no existe experiencia realizando tratamiento de material dragado en contextos costeros y con fines de remediación ambiental, lo que supone requerimientos de maquinaria específica (posiblemente importación) y expertise.

Además, de acuerdo a recomendaciones de entidades internacionales, por medio de algoritmos de decisión, se pueden seleccionar las técnicas. De esta manera, de acuerdo a la Figura 7, si se requiere dragado para tránsito naviero, se debe evaluar esta opción en primera instancia. Además, tal como se mencionó anteriormente, el “elegir la mejor opción” de acuerdo a las técnicas disponibles, también, debido a la baja experiencia y los potenciales efectos ambientales de otras tecnologías, es que se contempla como opción el cuadro denominado “Sin acción”, pero que corresponde a un monitoreo activo y un conjunto de medidas (MNR). En la Figura 8 se puede observar el requerimiento del control de la fuente de emisión, así como la evaluación del dragado y estudios complementarios para monitorear los sedimentos.

Considerando lo anterior, de manera preliminar se ha estimado que las técnicas potencialmente viables a una escala requerida por los territorios analizados serían las de dragado y disposición final, además de la recuperación natural monitoreada (MNR).

5.2.1 Dragado y disposición

5.2.1.1 Descripción de la técnica

Cualquier tipo de dragado ambiental puede entenderse como un proceso donde se busca la remoción de sedimentos contaminados desde el fondo de sectores fluviales, lagos, estuarios o áreas costeras, para posteriormente disponer de ellos de forma segura. Una vez que los sedimentos son retirados por medio del dragado, estos son desecados o deshidratados para ser trasladados a su destino final, ya sea en un relleno sanitario o en sectores a modo de relleno buscando su reutilización.

De forma general los equipos de dragado utilizados pueden ser dragas mecánicas o dragas hidráulicas. Las dragas mecánicas operan excavando mecánicamente la capa de sedimento contaminado. Estas se utilizan normalmente donde existen sectores a dragar que se encuentran aislados y a una profundidad relativamente baja. Por otro lado, las dragas hidráulicas funcionan bombeando los sedimentos contaminados hacia la superficie, y luego bombeándolos horizontalmente hacia el sector de deshidratación. Las dragas hidráulicas a pequeña escala generalmente tienen una buena precisión de dragado (en términos de profundidad y extensión del dragado), mientras que las dragas hidráulicas a mediana escala tienen menor precisión, pero pueden dragar volúmenes mayores. Para los dragados ambientales se da preferencia al uso de dragas hidráulicas a pequeña escala, donde la precisión del dragado y la mínima perturbación del sedimento son necesarias. De manera similar, la incorporación de nuevas tecnologías es vital para una mejor ejecución de los dragados ambientales, como lo son las cortinas anti-turbidez que son utilizadas para reducir la dispersión de sedimentos al momento de ejecutar el dragado.

Es importante también relevar la importancia de los estudios previos a las obras de dragado, donde es esencial una correcta caracterización de la granulometría de los sedimentos, como también la realización de batimetrías para la estimación de los volúmenes a dragar. De manera similar la delimitación de los

sedimentos contaminados es un punto vital para dimensionar el dragado a realizar. Por último, es importante la realización de modelaciones de dispersión de sedimentos para realizar estimación de periodo de utilidad del dragado o establecer planes de dragado recurrentes.

Una vez que los sedimentos son dragados, deben ser dispuestos de manera segura. Comúnmente se utilizan dos técnicas de disposición diferentes: disposición en tierra o disposición en alta mar. La disposición en alta mar de sedimentos implica el transporte de estos a un sitio de vertido en alta mar especialmente designado, donde se depositan en el lecho marino. La forma más común de disposición en alta mar es el vertido superficial desde gánguil o pontón que corresponden a una barcaza de fondo dividido. En el caso de sedimentos contaminados, esta técnica de vertido resulta en la dispersión de los contaminantes en la columna de agua circundante y se ve agravada por las corrientes locales y mareas. En consecuencia, dichos sitios de vertido designados suelen estar ubicados lejos de la costa y alejados del desarrollo humano y las fuentes de acuicultura. Sin embargo y debido a que estudios en los territorios priorizados indican presencia de contaminantes en los sedimentos, la disposición en alta mar no se considera una opción factible.

Por otra parte, la disposición en tierra debe realizarse una vez que se ha extraído el agua de los sedimentos mediante un proceso de deshidratación o desecado de estos, donde los volúmenes del sedimento se reducen significativamente. El desecado o deshidratación es un tratamiento importante en la disposición de sedimentos contaminados, ya que no solo reduce el volumen del lodo en un 60% a 80%, sino que también cambia su consistencia de líquida a sólida, lo que facilita técnicas de disposición o reutilización. Por otra parte, los rellenos sanitarios no están preparados para recibir exceso de líquidos por lo que se recomienda una humedad de los sedimentos menor a 30%. Posteriormente, los sólidos originados desde los sedimentos contaminados deshidratados se disponen en instalaciones para su contención o pueden ser reutilizados beneficiosamente. En esta última opción se ha reportado disminución de los costos de obras de relleno en un 20 a 30%.

De manera general y en base a la experiencia nacional se identifican dos grandes procesos de deshidratación de sedimentos dragados. Primero mediante piscinas de sedimentación, donde mediante la decantación del material suspendido se extrae el agua superficial realizando la separación de fases. En un segundo lugar se encuentra la utilización de geotubos que corresponden a grandes “sacos” de geotextil que retienen físicamente los sólidos y dejan pasar la fase acuosa. Para ambos casos, se debe considerar un monitoreo del agua efluente para así determinar si la intervención de los sedimentos ha movilizad o no los contaminantes al agua. Si se identifica que el agua cumple con los criterios ambientales esta puede ser bombeada de vuelta al cuerpo de agua. Por el contrario, si se identifica una movilización de los contaminantes a la fase acuosa esta deberá ser sometida a un tratamiento de agua, que dependiendo del contaminante de interés deberá ser diseñado para cada caso en particular.

5.2.1.2 Equipamiento disponible localmente

El equipamiento disponible a nivel nacional para la ejecución de dragados es limitado. Por un lado, la Dirección de Obras Portuarias posee la draga de succión “Ernesto Pinto Lagarrigue” (Figura 46) utilizada a nivel nacional para el mantenimiento de calados en zonas de tránsito de embarcaciones y puertos. Por otro lado, actualmente existe una mayor oferta de dragas privadas de menor tamaño, debido a su utilización en el dragado de puertos, tranques y ríos. Se debe considerar que el traslado de estas maquinarias se realiza vía terrestre, generando así un gasto inicial de instalación de los equipos en la zona de dragado que debe ser sumado a los gastos de operación mismos de la draga.



Figura 46 – Draga de succión Ernesto Pinto Lagarrigue
Fuente: (DOP, 2013)

Los materiales como geotubos o cortinas anti-turbidez son utilizados comúnmente en operaciones de dragado para calado marítimo y puertos. Como también para rellenos de estabilizados e incluso en obras marítimas para el caso de los geotubos. Debido a su uso recurrente son materiales que no debiesen presentar una limitación para el dragado a nivel nacional.

Por el contrario, la factibilidad de disposición de los sedimentos secos en rellenos sanitarios adecuados para su disposición dependerá altamente de la ubicación y capacidad de estos. Por un lado, se debe consultar caso a caso si las instalaciones del relleno están diseñadas para recibir sedimentos o geotubos rellenos. Pero también se debe considerar dentro de la factibilidad la distancia de traslado del material hacia los rellenos. Como se indica en la Figura 47 los rellenos sanitarios en su gran mayoría se ubican alejados de la costa incrementando considerablemente los costos de traslado del material dragado.

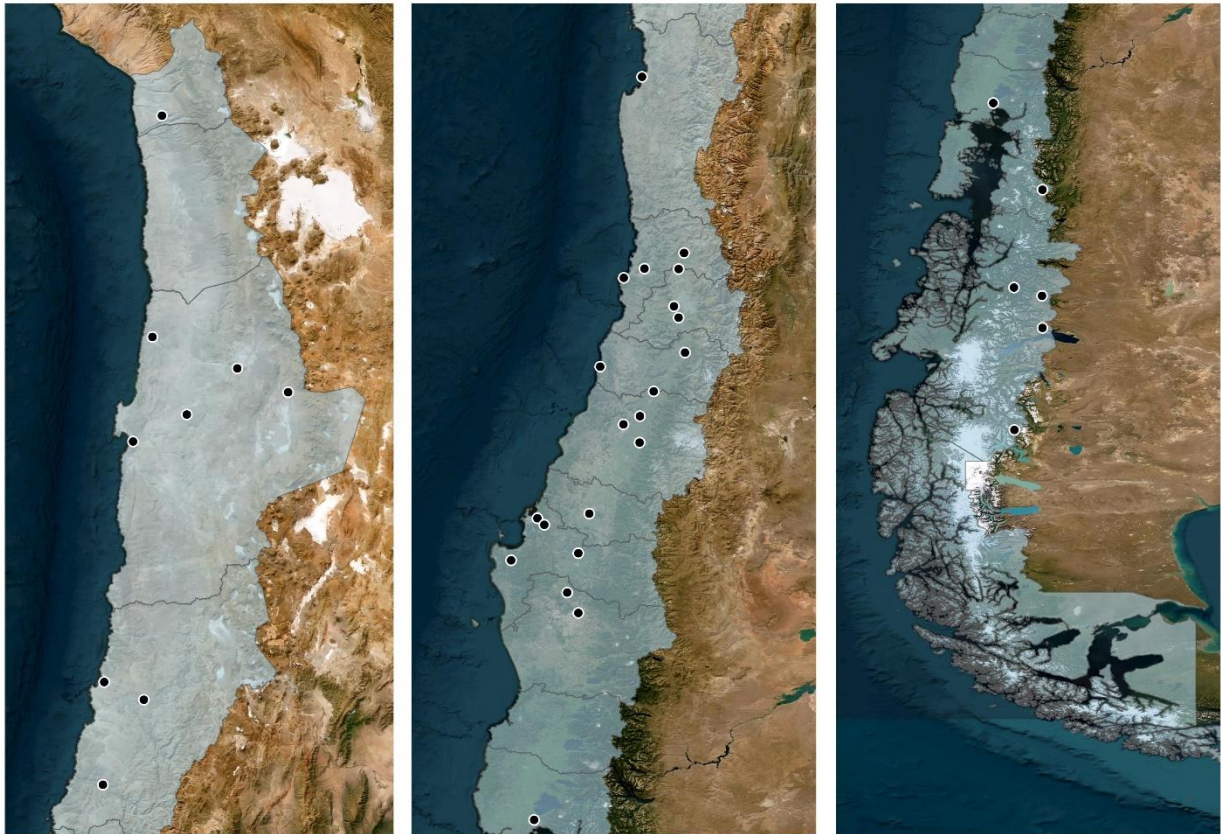


Figura 47 – Ubicación de rellenos sanitarios a nivel nacional.

Fuente: Elaborado en base a SUBDERE, 2019.

5.2.1.3 Dragados en territorios priorizados y normativa aplicable

Como se indicó en la sección 3.2.2 los dragados en Chile se han realizado en 8 distintas regiones, según la información disponible en el SEIA, incluyendo en particular las regiones de Antofagasta, Valparaíso y Biobío. Para la Bahía de Mejillones se realizó el proyecto “Profundización Sitios 2 y 3, Terminal 1 Complejo Portuario Mejillones, II Región”; para la Bahía de Quintero-Puchuncaví el proyecto “Dragado Sector Caleta El Manzano, V Región”; y para la Bahía de Coronel los proyectos “Dragado de Sitios 6 y 7 Muelle Sur del Puerto de Coronel, Comuna de Coronel” y “Dragado Sitio de Atraque Muelle Jureles”. Estos 4 proyectos de dragado son de particular interés para la consultoría debido a que fueron realizados dentro de bahías que se ubican en territorios priorizados. Los detalles de estos proyectos se presentan en la Tabla 36.

Tabla 36 – Proyectos de dragado ingresados al SEIA en bahías asociadas a territorios priorizados PRAS

Nombre proyecto	Profundización Sitios 2 y 3, Terminal 1 Complejo Portuario Mejillones, II Región	Dragado Sector Caleta El Manzano, V Región	Dragado de Sitios 6 Y 7 Muelle Sur del Puerto de Coronel, Comuna de Coronel	Dragado Sitio de Atraque Muelle Jureles
Bahía	Mejillones	Quintero-Puchuncaví	Coronel	Coronel

Descripción	Dragado y disposición en el mar (Lejos de la costa y 100 metros profundidad)	Dragado y disposición para relleno de terreno con uso público (estacionamiento, mirador y acceso a la playa)	Dragado y disposición en el mar (23.15 km desde la costa, profundidad 150 m)	Dragado y disposición en el mar (29.6 km desde la costa, profundidad 200 m)
Titular	Complejo Portuario Mejillones S.A.	Ministerio de Obras Públicas	Compañía Puerto de Coronel S.A.	Portuaria Cabo Froward S.A.
Fecha de aprobación	10/02/2012	15/02/2005	23/02/2010	16/01/2009
Tipo de evaluación	DIA	DIA	DIA	DIA
Tecnologías de dragado	Retroexcavadora	Retroexcavadora	Draga de succión y dragado clamshell	Draga hidráulica de Succión
Destino de sedimentos	Vertimiento en alta mar	Reutilización/Relleno	Vertimiento en alta mar	Vertimiento en alta mar
Volumen dragado (m³)	149.000	1.500	100.000	51.332
Inversión (MMUSD)	10	0,025	0,002	1,027

Fuente: Elaborado en base a información extraída del SEIA

Adicionalmente, es relevante destacar las normativas que se relacionan con los proyectos de dragado. A continuación, se realiza un listado de normativas, decretos u otros aplicables:

- **D.S. N° 148/03 Reglamento Sanitario sobre el manejo de residuos peligrosos:** Este decreto se utiliza para determinar si los sedimentos a dragar son considerados como un residuo sólido peligroso o no, o si presenta características de toxicidad crónica o aguda. En base a esta determinación se toma la decisión si este material puede ser vertido de vuelta al mar o debe ser trasladado a un sitio de disposición de residuos sólidos peligrosos autorizado por la SEREMI de Salud.
- **Artículo 10 de la Ley N° 20.417 y artículo 3° del D.S. 40/12 del MMA Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (S.E.I.A.):** Corresponde a la Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente, en específico al artículo 10, literal a3: “*Dragado de fango, grava, arenas u otros materiales de cuerpos de aguas continentales, en una cantidad igual o superior a veinte mil metros cúbicos (20.000 m³) de material total a extraer y/o a remover, tratándose de las Regiones de Arica y Parinacota a la Región de Atacama, o en una cantidad de cincuenta mil metros cúbicos (50.000 m³) de material total a extraer y/o a remover, tratándose de las Regiones de Coquimbo a la Región de Magallanes y Antártica Chilena, incluida la Región Metropolitana de Santiago*”. Debido a lo anterior los dragados que sean superiores a 50.000 m³ deben ingresar obligatoriamente al SEIA.
- **D.S. N° 144/61 MINSAL:** Este decreto establece la obligación de captar o eliminar los gases, polvo o contaminantes de cualquier naturaleza, de modo tal de no causar molestias al vecindario; pudiendo esto ser aplicable durante la disposición del sedimento dragado ya seco.
- **Ley 17.288/70 Monumentos Nacionales.** Establece tuición y protección del estado, de los monumentos nacionales. Para proyectos de dragado afecta para casos de existencia de hallazgos o sitios arqueológicos ya sea en el área de ejecución del proyecto o en las zonas de disposición de material de dragado.
- **D.S. N° 1/1992, Reglamento para el control de la contaminación acuática.** Este decreto establece en su Artículo 142 que “*La evaluación de impacto ambiental perseguirá como objetivo primordial pronosticar, sobre bases científicas y técnicas generalmente aceptadas, los riesgos ambientales a*

corto, mediano y largo plazo que puedan derivarse del funcionamiento del establecimiento, faena o actividad. Una vez iniciado el proceso de evacuación de sus desechos deberá determinarse la toxicidad de sus efluentes mediante bioensayos y, posteriormente, mantener un monitoreo periódico de auto vigilancia y control.” y Artículo 143 “La evaluación de impacto ambiental acuático, será exigible también a toda actividad que implique un riesgo de contaminación de las aguas sometidas a la jurisdicción nacional.”. Ambos artículos determinan la evaluación de cualquier actividad que potencialmente genere un riesgo de contaminación de las aguas en jurisdicción nacional, siendo aplicable para todo tipo de dragado en áreas marinas y disposición de material en alta mar.

- **D.S. N° 430 MINECON, fija el texto refundido, coordinado y sistematizado de la ley N° 18.892, de 1989 y sus modificaciones, ley general de Pesca y Acuicultura.** Esta norma plantea en su Artículo 1 “A las disposiciones de esta ley quedará sometida la preservación de los recursos hidrobiológicos, y toda actividad pesquera extractiva, de acuicultura, de investigación y deportiva, que se realice en aguas terrestres, aguas interiores, mar territorial o zona económica exclusiva de la República y en las áreas adyacentes a esta última sobre las que exista o pueda llegar a existir jurisdicción nacional de acuerdo con las leyes y tratados internacionales. Quedarán también sometidas a ella las actividades pesqueras de procesamiento y transformación, y el almacenamiento, transporte o comercialización de recursos hidrobiológicos. Lo dispuesto en los incisos anteriores se entenderá sin perjuicio de las disposiciones legales vigentes o de los convenios internacionales suscritos por la República, respecto de las materias o especies hidrobiológicas a que ellos se refieren”; y en su **Artículo 136** indica que “El que introdujere o mandare introducir en el mar, ríos, lagos o cualquier otro cuerpo de agua, agentes contaminantes químicos, biológicos o físicos que causen daño a los recursos hidrobiológicos, sin que previamente hayan sido neutralizados para evitar tales daños, será sancionado con multa de 50 a 3.000 unidades tributarias mensuales. Si procediere con dolo, además de la multa, la pena a aplicar será la de presidio menor en su grado mínimo. Si el reo ejecuta medidas destinadas a reparar el daño causado y con ello se recupera el medio ambiente, el tribunal rebajará la multa hasta en un cincuenta por ciento, sin perjuicio de las indemnizaciones que corresponda”. Ambos artículos aplicables para actividades de dragado que podrían por un lado generar impacto tanto en los recursos hidrobiológicos como también en la introducción de agentes contaminantes al agua.

5.2.1.4 Estimación de costos

Para la estimación de costos unitarios se consideraron casos ya ejecutados en Chile a modo de referencia, como también se establecieron condiciones para la estimación, las que se detallan a continuación:

- No se consideran obras previas al dragado como instalaciones de faena, preparación de terreno, estudios tipo Sub Bottom Profiler (SBT) para determinación de ubicación de escombros y retiro de escombros desde el fondo marino.
- No se considera diseño de ingeniería del proyecto de dragado.
- No se consideran gastos generales ni utilidades en las estimaciones.
- Se considera que el agua de mar dragada no se verá afectada en su calidad por la movilización de contaminantes.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores se obtuvieron los valores de precios unitarios que se detallan en la Tabla 37 y en el Anexo 9. Para el tipo de dragado se estimaron los costos mediante las dos metodologías más utilizadas a nivel nacional dragado mecánico mediante retroexcavadora y dragado hidráulico mediante succión complementado con clamshell. Para utilizar un valor real del costo de dragar un metro cúbico de sedimentos en Chile, se utilizó la información obtenida del SEIA durante el desarrollo

de la Actividad 2 de la presente consultoría estimando el valor del dragado realizado para cada año para luego ajustarlo al año 2024. El valor promedio obtenido se utilizó como referencia para establecer un precio unitario según tipo de dragado. Cabe destacar que el valor por m³ dragado considera la succión de un mayor volumen, los rangos comunes de sedimento en el material dragado varían entre 20% y 30% dependiendo del tipo de material, siendo necesario para el funcionamiento de las bombas que se succione también agua.

Se presentan dos metodologías posibles para el desecado de lodos por un lado piscinas de decantación y por otro la utilización de geotubos permeables al agua. Por último, el tratamiento de aguas puede ser un gran factor de aumento de costos debido a que, si el proceso de desecado no altera la calidad del agua, esta podría ser devuelta al mar, siempre y cuando cumpla estándares de calidad, sin embargo, la superación de estos límites conllevaría a un tratamiento del agua elevando los costos del dragado.

Tabla 37 – Precios unitarios estimados para diferentes partidas durante un dragado ambiental.

Ítem	Nombre ítem	Unidad	Precio unitario	Consideraciones
1	Dragado			
1.1	Pantalla antiturbidez	ml	\$255.000	Se consideran pantalla de antiturbidez para disminuir la dispersión del material resuspendido al dragar
1.2-1	Dragado mecánico - Retroexcavadora	m ³	\$11.000	Se considera excavadora desde tierra, pero no es recomendable por suspensión del sedimento
1.2-2	Dragado hidráulico - Succión	m ³	\$50.000	Se considera embarcación con draga hidráulica, además de gánguil y pontón para almacenamiento temporal de los sedimentos. El valor corresponde a 1 m ³ de sedimento dragado, sin importar el agua que se debe dragar en conjunto.
2	Desecado de lodos			
2.1	Piscinas de decantación			
2.1.1	Excavación de piscinas	m ³	\$500	Se considera excavación con bulldozer y excavadoras
2.1.2	Protección piscinas	m ²	\$5.500	Se considera recubrimiento con geomembrana
2.1.3	Drenes	ml	\$63.000	Se deben considerar la realización de canalizos o drenes de contención, recubiertos por geotextil
2.1.4	Funcionamiento piscinas	GL	\$8.500	Se considera una bomba de lodos para movimiento de los sedimentos desde las piscinas
2.2	Geotubos	m ³	\$30.000	Se considera importación, traslado de geotubos y llenado de geotubos con sedimentos dragados
3	Monitoreo agua efluente			
3.1	Monitoreo agua efluente	unidad	\$2.800.000	Se considera 4 muestras del efluente y un total de 16 analitos
4	Tratamiento de agua			
4.1	Sin tratamiento	m ³	\$1.000	Se considera una bomba para devolución de agua de buena calidad al mar
5	Disposición de sedimentos secos			
5.1	Carga y disposición sedimentos secos/geotubos	m ³	\$22.000	Se considera extracción de los sedimentos o geotubos mediante excavadora y disposición como Residuo Sólido Peligroso
5.2	Traslado sedimentos secos/geotubos	km	\$3.000	Se considera traslado en camión tolva
6	Batimetrías de control			

Ítem	Nombre ítem	Unidad	Precio unitario	Consideraciones
6.1	Batimetrías de control	unidad	\$3.350.000	El valor corresponde a una campaña de medición de batimetría

Caso ejemplo

A modo de ejemplo, se puede considerar un solo proceso de dragado para la remediación de los sedimentos, donde se requiera dragar el área total del sector Bahía norte de Quintero-Puchuncaví. A pesar de que sería necesario dragar 10 cm de profundidad de sedimentos para la remediación (de acuerdo a lo identificado por el estudio de la UdeC (2021) como del periodo de “industrialización moderna”), cabe destacar que existen limitaciones técnicas para el dragado por succión, siendo necesaria una profundidad mínima de 40-50 cm²⁴. Dado lo anterior, a modo de ejemplo, como el área de vigilancia Bahía Norte cuenta con 197 ha de superficie, se realizaría un dragado por un volumen total de 788.020 m³. Para el desarrollo de esta obra se considera además el uso de pantallas anti-turbidez para evitar la dispersión del sedimento al dragar, como también la opción de geotubos para el desecado de lodos y su posterior disposición como residuos peligrosos. Además, para los costos se supone una etapa de cierre, la cual contempla la reutilización de algunos materiales, tales como la pantalla anti-turbidez, geotubos y equipos de control. Por último, según las especificaciones y experiencias internacionales con el uso de geotubos, el agua efluente debería poseer una buena calidad y por lo tanto se considera la devolución de esta al mar.

Es relevante considerar también las tasas de dragado, que dependerán del tipo de material, tipo de draga e interrupciones en el funcionamiento. Sin embargo, de forma general se puede estimar una tasa de dragado correspondiente a 850 m³/día de sedimento. En base a este valor, y en este ejemplo, el dragado demoraría 927 días en terminar (aproximadamente 2 años y medio). En cuanto a los traslados al relleno sanitario más cercano, correspondiente al Relleno San Pedro ubicado a 40 km de la Bahía, se puede estimar que se necesitarán 39.401 viajes de camiones tolva con una capacidad de 20 m³, cada uno de ellos realizará un circuito de 80 km ida y vuelta.

Además, cabe destacar que debido a que los sedimentos se encuentran saturados, y que desde los geotubos se recirculará el agua a través de bombeo, se estima que el volumen total dragado corresponde al mismo que se deberá transportar.

En la Tabla 38 se presenta el detalle del precio unitario, cantidad y total por cada ítem como también el valor neto, IVA, gastos generales, utilidad y un rango estimado para otras obras a realizar.

Tabla 38 – Precios estimados para un dragado de 788.020 m³

ITEM	Nombre ITEM	Unidad	Precio Unitario (CLP)	Cantidad	Total (CLP)
1	Dragado				
1.1	Pantalla anti-turbidez	ml	\$255.000	100	\$25.500.000
1.2-2	Dragado hidráulico - Succión	m ³	\$50.000	788.020	\$39.401.000.000

²⁴ Según comunicación con experto

2	Desecado de lodos				
2.2	Geotubos	m ³	\$30.000	236.406	\$7.092.180.000
3	Monitoreo agua efluente				
3.1	Monitoreo agua efluente	Un	\$2.800.000	10	\$28.000.000
4	Tratamiento de agua				
4.1	Sin tratamiento	m ³	\$1.000	2.626.733	\$2.626.733.333
5	Disposición de sedimentos secos				
5.1	Carga y disposición sedimentos secos/geotubos	m ³	\$22.000	788.020	\$17.336.440.000
5.1	Traslado sedimentos secos/geotubos	km	\$3.000	3.152.080	\$9.456.240.000
6	Batimetrías de control				
6.1	Batimetrías de control	Un	\$3.350.000	4	\$13.400.000

Total dragado (Neto)	\$75.979.493.333
Total dragado + IVA	\$90.415.597.067
Total dragado + Gastos Generales (30%) + Utilidad (20%)	\$135.623.395.600
Total dragado + GG + U + Otras obras y estudios (20% - 35%)	\$153.706.515.013 - \$167.268.854.573

A modo de complemento se presenta la Tabla 39 en donde se estima los costos de dragado, gastos generales, utilidades, otras obras y estudios asociados para cada área de la Bahía Quintero – Puchuncaví.

Tabla 39 – Precios estimados para dragados de las distintas áreas de la Bahía de Quintero-Puchuncaví

Área Quintero-Puchuncaví	Área (m ²)	Volumen a dragar (m ³)	Total dragado + GG+ U + Otras obras y estudios (20%)	Total dragado + GG+ U + Otras obras y estudios (35%)
AMERB Norte (AN)	1.846.590	738.636	144.082.445.864	156.795.602.852
Bahía Norte (BN)	1.970.059	788.020	153.706.515.013	167.268.854.573
Bahía Centro (BC)	1.848.297	739.319	144.215.511.521	156.940.409.597
Bahía Sur (BS)	2.452.861	981.144	191.343.048.709	208.226.258.889
AMERB Sur (AS)	2.008.496	803.398	156.703.493.488	170.530.272.325
Submareal profundo (SP)	17.027.480	6.810.992	1.327.477.351.975	1.444.607.706.561

Nota: Precios indicados en pesos chilenos

5.2.1.5 Limitantes

Es importante reconocer algunas limitantes para los dragados ambientales como método de remediación. Por un lado, es destacable que un factor importante es el traslado y la disposición final del sedimento contaminado en sitios adecuados para esto. No todos los rellenos sanitarios se encuentran preparados para recibir este tipo de material y los que sí lo están tienen exigencias para hacerlo. Por ejemplo, una humedad menor al 30% en los sedimentos obliga a realizar procesos de desecación de los lodos y su posterior traslado a los rellenos.

En este mismo sentido, el proceso de desecado o deshidratación puede tener asociado un costo mayor. Esto debido a que el agua extraída del sedimento puede o no verse enriquecida con los contaminantes debido a su movilización hacia la fase acuosa. Esta situación de movilización de los contaminantes debe ser evaluada caso a caso y si existen contaminantes que pasaron a la fase acuosa, se deberá implementar un sistema de tratamiento de aguas, elevando el costo de la remediación.

De la misma manera, durante el proceso de dragado puede existir movilización de los contaminantes hacia el agua, generándose plumas de dispersión durante el dragado. Existen cortinas anti-turbidez, pero estas se focalizan en minimizar la dispersión de los sedimentos contaminados re-suspendidos durante el dragado, siendo permeables al agua potencialmente contaminada.

Por último, el costo y la efectividad del dragado es altamente dependiente de la pre-caracterización realizada de los sedimentos como también de los metros cúbicos a dragar, siendo relevante que la delimitación del área contaminada se realice robustamente, para evitar que sectores contaminados no sean remediados, ni viceversa. Esto no siempre es posible debido a la misma dinámica de los sedimentos que se movilizan por las corrientes anuales y según temporadas.

5.2.2 Recuperación natural monitoreada

Como mencionado anteriormente, la recuperación natural monitoreada (MNR por su sigla en inglés) es una técnica de remediación ambiental utilizada para la descontaminación de sedimentos contaminados basada en los procesos naturales para reducir la concentración, toxicidad, movilidad o volumen de los contaminantes presentes en los sedimentos. La recuperación estará dada por procesos naturales entre los que se encuentran:

- Atenuación biológica: Incluye la degradación microbiana y la transformación biológica de contaminantes orgánicos (ej. hidrocarburos).
- Procesos fisicoquímicos: La adsorción, la precipitación y la dilución de los contaminantes pueden reducir su concentración y movilidad.
- Dispersión y dilución: La mezcla de sedimentos contaminados con sedimentos limpios puede diluir la concentración de contaminantes.
- Sedimentación: La deposición de nuevos sedimentos puede cubrir y aislar los sedimentos contaminados y hacerlos inaccesibles.

Esta técnica, en la práctica, implica cuatro aspectos, los que corresponden a la caracterización de variables oceanográficas, monitoreo de parámetros ambientales, políticas de disminución de carga de contaminantes y el establecimiento de una línea base y objetivos. En cuanto a ejemplos internacionales, se pueden mencionar dos:

- Josefson et al. (2008) – investiga la respuesta de la macrofauna bentónica a la contaminación por metales en Groenlandia Occidental. Mediante el análisis de los sedimentos y las comunidades de macrofauna en diferentes ubicaciones y periodos, el estudio identifica cómo las concentraciones de metales afectan la estructura de la macrofauna. El muestreo se llevó a cabo durante varios años. El esquema de muestreo comenzó antes de las actividades de disposición de residuos mineros entre 1972-1973, incluyó tres muestreos durante el período de disposición (1975, 1981 y 1984) y un muestreo 15 años después del cierre de la mina en 1990 (ósea en 2005). Se observó que las concentraciones de metales en los sedimentos varían espacial y temporalmente, y que ciertos umbrales de contaminación pueden desencadenar cambios significativos en la integridad de las comunidades bentónicas. La recolonización de la fauna bentónica se consideró lenta. Los resultados

sugieren una relación clara entre la contaminación por metales y la distribución de especies de macrofauna, destacando la necesidad de monitorear y gestionar adecuadamente los niveles de metales en ambientes marinos para proteger la biodiversidad y la salud del ecosistema.

- Schaanning et al. (2019) – examina los depósitos de relaves mineros en un fiordo protegido y sitio costero más expuesto ubicado en el sudoeste de Noruega, depositados entre 1960 y 1994. En 2015, se muestrearon dos sitios para evaluar la contaminación por metales y las comunidades macrobentónicas, 20-30 años después del cese de las descargas. Los resultados muestran que el níquel y el cobre aún superan los estándares de calidad ambiental en sedimentos y agua intersticial en la capa de 0-1 cm, y los flujos de níquel, cobre y cobalto hacia el agua suprayacente son altos en comparación con estaciones de referencia. Las comunidades de fauna se clasificaron como en buena condición, aunque se observó una perturbación moderada relacionada con parámetros inducidos por los relaves. Los resultados se interpretaron en términos de descargas actuales, la bioturbación y la lixiviación superficial de sulfuros metálicos, sin evidencia de reciclaje de metales desde relaves enterrados bajo la capa bioturbada.

Entre las ventajas se puede mencionar que es menos costosa que técnicas de remediación activas ya que no requiere de excavación o tratamiento fisicoquímico in-situ o ex-situ, además de que tiene menor impacto ambiental al no contemplar actividades disruptivas que perturben ecosistemas existentes. Por otro lado, en cuanto a las desventajas, se puede mencionar que los procesos naturales pueden ser lentos, y puede tomar muchos años observar una reducción significativa de los contaminantes. Esto último, dependerá de la cantidad de contaminantes, el tamaño y la profundidad del área contaminada, así como el tipo de sedimento presente, y las condiciones físicas del sitio.

En las siguientes secciones se detallan los aspectos mencionados, tomando en consideración la información existente para las bahías en estudio.

5.2.2.1 *Establecimiento de una línea base de calidad ambiental*

Desarrollo de línea base

El primer aspecto necesario a considerar para el diseño e implementación de la recuperación natural monitoreada en cada bahía estudiada corresponde a poseer una línea base de calidad ambiental robusta, que permita tomar decisiones y fijar objetivos de remediación concretos y realistas.

La línea base debiese considerar los datos ambientales obtenidos de todos los estudios realizados en zona, incluyendo muestreos y análisis fisicoquímicos de las matrices agua, sedimentos y biota, para lo cual es necesario realizar una recopilación, ordenamiento y sistematización de estos.

Además de los estudios realizados, se debiese considerar la información de monitoreos que se realizan en las bahías de manera periódica, ya sea del Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL) o de Programas de Vigilancia Ambiental (PVA) que realizan algunas empresas por compromisos o requerimientos de procesos de evaluación de impacto ambiental.

Se recomienda consolidar una base de datos con toda la información, incluyendo código y coordenadas de las muestras, fecha y hora de muestreo, estudio fuente, matriz, valor del parámetro medido (por ejemplo, concentración del analito), unidad de medida e, idealmente, incluir también los límites de detección/cuantificación, método de análisis y laboratorio (que puede variar para cada dato recogido).

La sistematización de la información debiese incorporar también un proceso de verificación y validación de los datos, identificando y corrigiendo posibles errores e inconsistencias, y así obtener una base de datos confiable y útil, con el fin de establecer una línea base ambiental.

Luego de la sistematización de la información de monitoreos, se debiese realizar un análisis consolidado de los datos, que permita determinar aspectos como contaminantes relevantes, evolución temporal (si ha habido una disminución o aumento de las concentraciones de ciertos elementos en el tiempo), comportamiento espacial (identificar zonas más o menos impactadas, definir superficies, estimar profundidades a las que se encuentran los potenciales impactos), entre otras. Para lo anterior, se pueden realizar comparaciones de datos entre distintos sectores de la bahía (pudiendo estar asociados a distintas fuentes de contaminación), con áreas en las que no se espera afectación (en que no haya fuentes potenciales de contaminación) y con valores de normativas internacionales como referencia, que consideren como objeto de protección la salud humana y/o ecológica.

Por otra parte, el análisis debiese considerar las fuentes potenciales de contaminación de sedimentos, que principalmente se da por descargas de residuos industriales líquidos (riles) al mar. Gran parte de estas descargas están caracterizadas y cuantificadas, y son declaradas en el RETC en forma de toneladas al año de distintos elementos, por cada establecimiento generador de riles sujeto al D.S. 90/2000. Sin embargo, un porcentaje desconocido, pero posiblemente relevante, de la carga de contaminantes al mar corresponde a derrames eventuales y accidentales que ocurren en las bahías, ya sea de petróleo desde buques o sus líneas de (des)carga, de carbón u otras materias primas desde cintas transportadoras u otra infraestructura portuaria, etc.

Se hace relevante sí indicar que los datos declarados en RETC presentan diversos errores e inconsistencias, que han sido notados durante la realización del presente estudio. Dentro de estos, se encuentran valores que posiblemente provienen de cálculos realizados con unidades de medida erróneas (por ejemplo, utilizando $\mu\text{m/L}$ en lugar de mg/L); multiplicidad de datos para un mismo elemento, ducto y fecha; errores o falta de algunos metadatos (por ejemplo, actividad económica o rubro asociado a cierto establecimiento); falta de datos para ciertos periodos en algunos establecimientos, entre otros. Estos errores, algunos más fácilmente identificables que otros, pueden generar desconfianza en los datos reportados en general, y equivocaciones en la interpretación de datos y resultados. Es por esto, que se recomienda utilizar estas bases de datos con precaución y solo como referencia, indicando siempre los supuestos utilizados en el análisis de estas.

El desarrollo de una línea base debe obligatoriamente contener el desarrollo de un modelo conceptual de contaminación (CSM por sus siglas en inglés). Este corresponde a una representación simplificada que describe las relaciones entre las fuentes de contaminación, los medios afectados (agua, sedimentos, biota), los mecanismos de transporte y transformación de los contaminantes, y los receptores potenciales (humanos y ecológicos). El modelo ayuda a entender cómo los contaminantes se comportan en el ambiente y cómo pueden afectar a los diferentes componentes del ecosistema. Un modelo conceptual típico incluye los siguientes elementos:

- Fuentes de Contaminación: Identificación de las fuentes primarias y secundarias de contaminantes.
- Contaminantes: Listado de los contaminantes específicos presentes en los sedimentos
- Medios de Transporte: Descripción de cómo los contaminantes se mueven a través del medio ambiente. Esto puede incluir procesos como la disolución en el agua, la adsorción a partículas de sedimento, etc.

- Rutas de Exposición: Mecanismos mediante los cuales los receptores pueden estar expuestos a los contaminantes. Por ejemplo, contacto directo con sedimentos, consumo de peces o mariscos contaminados.
- Receptores: Identificación de los organismos y comunidades que pueden estar en riesgo debido a la contaminación.
- Procesos de Transformación y Degradación: Descripción de los procesos físicos, químicos y biológicos que pueden transformar o degradar los contaminantes, como la degradación o dispersión.
- Áreas de Impacto: Delimitación geográfica de las áreas afectadas, incluyendo tanto las áreas con concentraciones elevadas de contaminantes como las zonas donde se observa un impacto ecológico significativo.

Cabe notar que de existir vacíos de información, ya sea en cuanto a datos específicos de contaminantes, oceanográficos, de descarga de contaminantes, o de otra índole, estos deben ser abordados para el desarrollo de la línea base y modelo conceptual.

Establecimiento de objetivos de remediación

Establecer objetivos para un proceso de remediación natural monitoreada de sedimentos requiere un enfoque estructurado y basado en “líneas de evidencia”. Estas últimas corresponden a enfoques múltiples y complementarios que se utilizan para evaluar y tomar decisiones ayudando a construir una imagen completa y confiable de las condiciones ambientales iniciales y el progreso de la remediación.

En cuanto a las líneas de evidencia, estas deben ser identificadas en el modelo conceptual de contaminación para el establecimiento de los objetivos a alcanzar para la remediación. De acuerdo a Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP, 2009) las líneas de evidencia se refieren a:

- Transformación química: Las líneas de evidencia deben establecer si las condiciones del lugar son propicias para la transformación. Esto puede incluir la toxicidad relativa, la biodisponibilidad y la movilidad de los productos de transformación; las tasas de transformación; y (para los metales) la reversibilidad de la transformación.
- Reducción de movilidad y biodisponibilidad: Las líneas de evidencia deben establecer si las condiciones del lugar son propicias para la sorción química o la precipitación, el grado de reducción de la biodisponibilidad, los efectos en los procesos de disolución y advección, las tasas de reducción en curso de la biodisponibilidad y movilidad (en su caso), y la reversibilidad de las reacciones de sorción y precipitación.
- Aislamiento físico: Las líneas de evidencia deberán establecer la calidad química del sedimento recién depositado, las tasas de deposición, la profundidad de la mezcla bentónica (biológica e hidrodinámica), potencial de erosión, y los efectos del enterramiento de los sedimentos en los procesos de transformación química y procesos de biodisponibilidad.
- Dispersión: Como proceso de recuperación natural, se define por las mismas líneas de evidencia que el aislamiento físico. Las líneas de evidencia adicionales deben abordar dónde se transportan las sustancias químicas y en qué concentraciones.

Lo anterior no significa que se deban monitorear cada una de estas variables, si no que en el proceso del establecimiento de objetivos se deben determinar cuáles son relevantes para el caso en específico de cada bahía. De manera particular, por ejemplo, los objetivos pueden ser valores de concentraciones de ciertos elementos (sedimentos, agua, biota), que correspondan a un background (previamente estudiado) o

normas internacionales o evaluaciones de riesgo sitio-específicas o normas de calidad si es que existen en los territorios. También los objetivos pueden ser cierto valor de abundancia (u otro criterio ecológico) de especies, tasa de sedimentación, etc., estando lo anterior supeditado a su evaluación dentro de las líneas de evidencia establecidas.

Establecimiento de entidad a cargo de la protección y remediación de los territorios

Debido a lo anterior, se considera sumamente importante la conformación de una entidad a cargo de la vigilancia ambiental de cada bahía, encargada de mantener la información colectada actualmente por los PVA, el POAL de la Directemar, procesos de evaluación ambiental (DIA, EIA), además de otros datos relevantes que pudiesen generarse en estudios específicos; junto con la homologación de métodos de muestreo, análisis y reporte; y la verificación y validación de todos los datos reportados por diversas fuentes.

Ejemplos de estas entidades pueden considerarse a:

- **Puget Sound Partnership**²⁵, que es un esfuerzo comunitario de ciudadanos, gobiernos locales, científicos y empresas que trabajan juntos para restaurar y proteger el estrecho de Puget (Puget Sound), del estado de Washington, Estados Unidos. Manejan una base de datos de acceso público *Puget Sound Info*²⁶ donde se publican los datos ambientales. Cabe notar que la Bahía de Bellingham (Sección 3.2.1) es administrativamente parte del estrecho de Puget.
- **Great Barrier Reef Park Authority**²⁷ entidad gubernamental del estado de Queensland, Australia, (con cooperación de la Universidad James Cook y de Australian Institute of Marine Science), el que vela por la protección de la Gran Barrera de Coral realizando monitoreo y seguimiento de variables ambientales en el área a través del *Great Barrier Reef Marine Monitoring Program*²⁸ (Programa de Monitoreo de la Gran Barrera de Coral).

En cuanto a iniciativas nacionales, se pueden mencionar la *Red de Monitoreo Ambiental* que evalúa las condiciones del estuario del Río Valdivia y es manejada por la Universidad Austral, y también el *Monitoreo Ambiental y Productivo del Mar Interior de Chiloé*, a cargo de monitorear las dinámicas bio-oceanográficas del mar interior de Chiloé, el cual es un proyecto Innova Corfo manejado por Intemit y la Universidad Austral. No obstante, ambas iniciativas parecen estar lamentablemente discontinuadas encontrándose información del año 2017 para la primera iniciativa, y del 2015 para la segunda.

Además, se sugiere que la entidad coordine esfuerzos para sensibilizar y capacitar sobre la problemática actual, sus efectos y las acciones que se pueden tomar para revertir la situación. Se propone una intervención en diversos niveles, comenzando con charlas dirigidas a niños y jóvenes de los establecimientos educacionales municipales de las comunas, para que comprendan la importancia de las bahías en la sustentabilidad de la comuna y su estado de vulnerabilidad.

²⁵ <https://www.psp.wa.gov>

²⁶ <https://www.pugetsoundinfo.wa.gov>

²⁷ <https://www2.gbrmpa.gov.au>

²⁸ <https://reefknowledgesystem.gbrmpa.gov.au/dashboards/marine-monitoring-program>

5.2.2.2 Caracterización de variables oceanográficas

Los datos oceanográficos requeridos para el desarrollo de un proceso de recuperación natural monitoreada son variados y se relacionan con las fuerzas que influyen los procesos de transporte de sedimento. Esto incluye los discutidos en las secciones a continuación, adaptadas del portal “Contaminated Sediments Remediation – Remedy Selection for Contaminated Sediments” de The Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC, 2014).

Estabilidad de sedimento y potencial de erosión

Esto se refiere al cálculo de la tensión crítica (*critical shear stress*) de erosión (la mínima fuerza para que ocurra erosión además de la capacidad del sedimento de ser resuspendido). El comportamiento del sedimento se puede predecir por su tamaño de partícula y densidad. Si se estiman sedimentos estables en el sitio tras el cese o la reducción de los contaminantes, entonces las concentraciones de contaminantes debiesen ser más bajas en la superficie. Además, el perfil de concentración de contaminantes debería tender desde un pico de concentración en profundidad hacia concentraciones de fondo en la superficie.

No se han encontrado estudios realizados en Chile que traten esta materia, salvo por un estudio que trata sobre las rutas de transporte de sedimentos en la Bahía de Lirquén (Ríos et al., 2002) donde se describe la velocidad crítica para transporte de sedimentos.

Tasa de sedimentación

La tasa de sedimentación se refiere a la velocidad a la que los sedimentos (partículas sólidas como minerales, materia orgánica, y detritos) se depositan en el fondo marino. Esta tasa es un indicador importante de varios procesos geológicos y biológicos en el océano y puede ser influenciada por factores como la corriente oceánica, la actividad biológica, y los aportes de ríos y glaciares. Esta puede ser evaluada por diferencias batimétricas, además de estudios específicos a través de la colección de testigos y análisis de radioisótopos.

Utilizando técnicas de radioisótopos, Salamanca (1994) determinó tasas de sedimentación de 0,20 a 0,13 cm/año en la entrada de la Bahía de Concepción. Por otro lado, Encina et al. (2014) citado por CSIRO (2021) estimó tasas de sedimentación en zonas de acumulación y deposición del material fino ubicadas en el área más profunda de la Bahía de Quintero (> 70 m) variable entre 0,15 a 0,74 cm al año (dependiendo del punto de muestreo). Se indica que en las partes más profundas de la bahía habría una mayor tasa de sedimentación y luego una mayor acumulación de metales en los sedimentos. Por el contrario, zonas más someras tendrían una menor tasa de acumulación. Finalmente, UdeC (2021) estimó una tasa de sedimentación variable en el tiempo según ubicación muestreada para la misma bahía, la cual varió entre 0,26 a 0,92 cm/año (promedio 0,63 cm/año). En este último estudio se citan otras tasas de sedimentación (ver Figura 48), donde los valores de las bahías de Coronel y de Mejillones serían relevantes para este estudio.

Tabla 7. Tasas de acumulación obtenidas desde referencias locales e internacionales para sedimentos de bahías costeras.

Localidad	País	TS (cm/año)	Referencia
Bahía Coronel	Chile	0,2 - 1,8	Chandia <i>et al.</i> , 2021*
Bahía Mejillones	Chile	0,15 - 0,17	Vargas <i>et al.</i> , 2004, 2005
Bahía Mejillones	Chile	0,16 - 0,20	Caniupan <i>et al.</i> , 2009
Bahía Concepción	Chile	0,20 - 0,13	Salamanca y Camaño, 1994
Región de fiordos	Chile	0,14 - 0,47	Salamanca y Jara, 2003
Bahía Guanabara	Brasil	0,86 - 2,2	Gelen <i>et al.</i> , 2003
Bahía San Francisco	USA	0,18 - 2,8	Watson E. B., 2004
Bohai Sea	China	0,48 - 0,64	Liang <i>et al.</i> , 2018
Isla Saint Thomas	USA	0,11 - 0,87	Gaboury Benoit, 2018
Bahía Guanabara	Brasil	0,86 - 2,2	Godoy <i>et al.</i> , 1998
Marenes-Oleron	Francia	0,26 - 0,95	Gouleau <i>et al.</i> , 2000

*Datos no publicados

Figura 48 – Tasas de acumulación de sedimentos

Fuente: UdeC (2021)

Luego, a modo de ejemplo, para estimar la tasa de remediación de la bahía de Quintero-Puchuncaví de los sedimentos más costeros (< 70 metros) por acumulación de material nuevo no contaminado (asumiendo el cese de las descargas desde industrias), el promedio de tasa de sedimentación reportado corresponde a 0,629 cm/año, lo cual depende de procesos de la dinámica de las corrientes, compactación del sedimento y variaciones en el tamaño del grano (UdeC, 2021). Por lo tanto, para que el fondo se cubra con una capa de 10 cm de sedimento, que es la capa que típicamente se extrae para contar las abundancias y biomasa de la macroinfauna, se necesitan aproximadamente 16 años. Sin perjuicio de lo anterior, es relevante mencionar que la calidad de los sedimentos depositados depende de varios factores, tales como la disminución de carga de contaminantes, por lo que el tiempo de remediación es referencial.

Profundidad del agua y batimetría

La profundidad del agua y batimetría no es una consideración crítica para la remediación natural monitoreada, sin embargo, puede proporcionar información sobre las diferentes características erosivas y deposicionales del fondo marino. Esto último puede sí ser un factor importante en términos de recuperación natural monitoreada asistida (EMNR por sus siglas en inglés – ver Sección 2.1.7). Cabe notar que el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada (SHOA) posee batimetría de gran cobertura en Chile, incluyendo las bahías en estudio.

Presencia de fondo duro

La presencia de fondo duro no debiese ser un problema para el desarrollo de MNR, sin embargo, puede afectar en el caso de un proceso de EMNR.

Hidrodinámica

La hidrodinámica juega un papel muy importante en la caracterización del potencial de erosión de los sedimentos. Entre estos datos se encuentran a medición de corrientes (utilizando velocímetros Doppler, ADCP), y la medición de mareas y oleaje (utilizando sensores de presión). Estos datos combinados con

mediciones de sedimentos suspendidos, se puede determinar cantidades y direcciones del transporte de sedimentos.

En Chile, se han realizado algunos estudios en este respecto en general enfocados a la dispersión de contaminantes asociados a emisarios submarinos tales como en las bahías de Arauco (Contreras, 2017), Quintero (González, 2020), Tocopilla (CEA, 2020).

Pendiente y estabilidad

En procesos de EMNR donde se aplique una cubierta de fina de sedimento, es importante tener información sobre la pendiente del fondo marino donde esta sea mayor al 5% o la fuerza de corte sea menor a 1 kPa (20 psf). Cuando la superficie del sedimento está inclinada, este peso produce una fuerza que empuja la cubierta y el sedimento subyacente ladera abajo. La fuerza que empuja pendiente abajo es resistida por la resistencia al cizallamiento del sedimento subyacente. En los cálculos de estabilidad de taludes, la relación entre la fuerza disponible para resistir el deslizamiento y la fuerza que empuja ladera abajo se denomina factor de seguridad. El factor de seguridad mínimo recomendado debe ser mayor a 1,5 para procesos de EMNR.

5.2.2.3 Caracterización inicial y monitoreo de parámetros ambientales

La caracterización inicial y monitoreo de parámetros ambientales es esencial para el establecimiento de objetivos de remediación y la evaluación del progreso hacia estos. Esta debe contener la medición de las concentraciones de contaminantes en sedimentos, agua e idealmente en biota. Adicionalmente, es recomendable realizar monitoreo de variables ecológicas tales como macrofauna bentónica, algas, moluscos y vertebrados para evaluar el progreso de la recuperación. Es vital que los métodos utilizados para muestreo, análisis e interpretación deben basarse en literatura internacional y deben ser constantes en el tiempo.

Sedimentos y agua

Naturalmente los sedimentos son en este caso lo más importante a monitorear, siendo la matriz identificada con contaminación. El objetivo de este es determinar las concentraciones actuales de los contaminantes presentes en su distribución espacial para poder delimitar un área impactada (esto es esencial). Por otro lado, las mediciones de parámetros en el agua son importantes para relacionar estos con las concentraciones obtenidas en sedimentos.

En cuanto a sedimentos (y agua) estos pueden seguir los métodos recomendados por el “Protocolo de Muestreo – Aseguramiento y control de calidad para la toma de muestras en terreno del Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL)” de la DIRINMAR (2021).

Como indicado en el manual, el muestreo de sedimentos puede hacerse utilizando una draga de Van Veen o mediante coring. La ventaja del coring es que pueden tomarse muestras a distintas profundidades y realizarse datación a través de radioisótopos (lo que permite determinar tasas de sedimentación – ver sección anterior).

En el caso del agua, se recomienda realizar al menos dos mediciones (una superficial y subsuperficial cercano al fondo marino). Esto se realiza mediante botellas tipo Niskin.

Los análisis deben contemplar como mínimo contaminantes tales como metales (Sb, As, Be, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Se, Ag, Tl, and Zn²⁹), además de hidrocarburos (BTEX, totales, fijos y volátiles), y nutrientes (fósforo, nitrógeno en sus diferentes formas y carbono orgánico). Adicionalmente es importante medir la granulometría de los sedimentos, lo que tendrá relación con sus características de estabilidad.

En cuanto a los análisis fisicoquímicos, estos deben ser realizados por laboratorios acreditados bajo la norma nacional NCh 17025:2017 *Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y calibración*, o su equivalente internacional, y además es esencial, que sean realizados de manera consistente. En la práctica, muchos de los métodos de análisis de agua se basan en el “*Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*” (Standard Methods) pero no son exactamente los mismos entre laboratorios, existiendo pequeñas diferencias aun así estando acreditados. Es por esto que si se cambia el laboratorio entre muestreos se deben considerar potenciales diferencias en metodologías que podrían afectar los resultados. De manera vital, se deben reconocer y considerar también los diferentes métodos de reportar los analitos (ej. nitratos como N vs nitratos como NO₃). Se plantean en este estudio las metodologías recomendadas para los diferentes analitos propuestas.

Para el caso de Quintero-Puchuncaví, la evaluación de resultados de sedimentos (y agua) puede ser hecha en comparación con la nueva norma secundaria reproducida en la Figura 49, donde esta posea valores, o en su defecto con una norma internacional como referencia, tal como la norma australiana³⁰ o canadiense³¹. Se deben utilizar métodos estadísticos apropiados para determinar tendencias en el tiempo (ej. análisis de series de tiempo) y evaluar las respuestas biológicas entre sitios de referencia vs control (ej. análisis de varianza), identificando datos espurios y outliers.

²⁹ Metales/metaloides prioritarios según la “Clean Water Act” de la USEPA

³⁰ <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default>

³¹ <https://ccme.ca/en/current-activities/canadian-environmental-quality-guidelines>

Tabla N° 2: Niveles de calidad ambiental por Área de Vigilancia en la bahía de Quintero-Puchuncaví

PARÁMETRO ⁷	AMERB NORTE		AMERB SUR		BAHÍA NORTE		BAHÍA CENTRO		BAHÍA SUR		SUBMAREAL PROFUNDO	
	AGUA DE MAR (mg/L)	SEDIMENTOS (mg/kg)	AGUA DE MAR (mg/L)	SEDIMENTOS (mg/kg)	AGUA DE MAR (mg/L)	SEDIMENTOS (mg/kg)	AGUA DE MAR (mg/L)	SEDIMENTOS (mg/kg)	AGUA DE MAR (mg/L)	SEDIMENTOS (mg/kg)	AGUA DE MAR (mg/L)	SEDIMENTOS (mg/kg)
ARSENICO	0,008	-	0,008	-	0,008	20,00	0,008	20,00	0,008	20,00	0,008	20,00
BENCENO	0,008	-	0,008	-	0,008	-	0,008	-	0,008	-	0,008	-
BROMOFORMO	0,0013	-	0,0013	-	0,0013	-	0,0013	-	0,0013	-	0,0013	-
CADMIO	0,001	-	0,001	-	0,001	0,40	0,001	0,40	0,001	0,40	0,001	0,40
CLORO LIBRE RESIDUAL	0,0075	-	0,0075	-	0,0075	-	0,0075	-	0,0075	-	0,0075	-
COBRE	0,002	-	0,002	-	0,007	50,63	0,002	50,63	0,002	50,63	0,002	50,63
CROMO (VI)	0,002	-	0,002	-	0,002	-	0,002	-	0,002	-	0,002	-
CROMO	-	-	-	-	-	52,30	-	52,30	-	52,30	-	52,30
ETILBENCENO	0,025	-	0,025	-	0,025	-	0,025	-	0,025	-	0,025	-
HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS	-	-	-	-	-	2,00	-	2,00	-	2,00	-	2,00
MERCURIO	0,00073	-	0,00073	-	0,00073	0,13	0,00073	0,13	0,00073	0,13	0,00073	0,13
NAFTALENO	0,001	-	0,001	-	0,001	-	0,001	-	0,001	-	0,001	-
NIQUEL	0,0083	-	0,0083	-	0,0083	21,00	0,0083	21,00	0,0083	21,00	0,0083	21,00
PLOMO	0,0059	-	0,0059	-	0,0059	30,20	0,0059	30,20	0,0059	30,20	0,0059	30,20
TOLUENO	0,215	-	0,215	-	0,215	-	0,215	-	0,215	-	0,215	-
VANADIO	0,100	-	0,100	-	0,100	33,90	0,100	33,90	0,100	33,90	0,100	33,90
4-NORILFENOL	0,0007	-	0,0007	-	0,0007	-	0,0007	-	0,0007	-	0,0007	-

Figura 49 – Niveles de calidad por área de vigilancia para bahía de Quintero-Puchuncaví

Fuente: Expediente NSCA bahía de Quintero-Puchuncaví, 2023³²

Cabe notar que en los territorios priorizados se realiza monitoreo de sedimentos y agua como parte del Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL), además de monitoreo como parte de Programas de Vigilancia Ambiental (PVA) los que son establecidos para industrias potencialmente contaminantes dentro de su Resolución de Calificación Ambiental (RCA). Finalmente, cabe notar que se han realizado adicionalmente estudios que compilan los datos anteriores además de realizar muestreo suplementario.

Biota

El muestreo de contaminantes en biota debe contemplar organismos filtradores del fondo marino, como mitílidos, ostras, ostiones, y fotosintéticos como las macroalgas. Este indicará la carga de contaminantes a la que están sometidas las especies, lo que puede relacionarse con los efectos físicos que pudieran estar experimentando.

Esto se ha realizado por medio de estudios de diagnóstico medioambientales en algunos de los territorios priorizados. A modo de ejemplo en la Bahía de Coronel, se realizó una evaluación preliminar de riesgo ecológico considerando a distintas especies de como receptores (CEA, 2016). También, una evaluación de riesgo ecológico se realizó en la bahía de Mejillones (CEA, 2020), y de la misma forma para la elaboración del proceso de anteproyecto de la NSCA de la Bahía Quintero-Puchuncaví, donde se establecieron límites de concentración de sedimentos para efectos aceptables para los ecosistemas marinos, y otros que pueden producir riesgos de daños en la estructura y funciones del ecosistema o en algunas especies en particular.

³² https://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2024/proyectos/ORD._234359_10-10-2023_MMA_a_Defensa.pdf

Monitoreo ecológico

Se ha determina el componente biótico macro-infaunal como receptor principal de la contaminación industrial en la zona costera basado en las siguientes ventajas comparativas de este nivel trófico (extraído desde Surugiu, 2009):

- Reflejan condiciones ambientales no sólo al momento del muestreo, sino que también para un periodo largo de tiempo posterior al muestreo.
- Son más o menos sedentarios sin la capacidad de evitar el deterioro de la calidad del agua y sedimentos siendo útiles para el estudio de los efectos locales de contaminantes.
- Tienen ciclos de vida relativamente largos posibilitando una buena integración de la calidad del agua y sedimentos.
- Pertenecen a varias categorías taxonómicas, los cuales, exhiben diferentes niveles de tolerancia a diferentes niveles de estrés ambiental, pudiendo ser clasificados de acuerdo a su respuesta a distintos factores estresores.
- Son comercialmente importantes o representan una fuente importante de alimento para especies de valor económico.
- Juegan un rol importante en el ciclo de la materia orgánica, nutrientes y otros químicos entre el sedimento y la columna de agua.

En el caso de las respuestas de los ensamblajes submareales de fondo blando hacia perturbación antropogénica costera, se recomienda el análisis de curvas ABC y estadístico W establecidas por Clarke & Warwick (1994) debido a que ha demostrado ser una herramienta confiable en detectar perturbaciones a pesar de no contar con una serie de tiempo o espacial de referencia

Además, cabe destacar que existen estudios en la bahías, que surgen como medida de la evaluación ambiental a proyectos en el marco del SEIA. Lo anterior, da lugar a los Programas de Vigilancia Ambiental (PVA), donde se monitorean distintas matrices ambientales, dentro de las cuales se pueden encontrar agua, sedimentos y biota marina. Estos programas pueden contar además con información respecto a evaluaciones de riesgo, y las muestras debiesen ser realizadas por entidades técnicas de fiscalización ambiental.

5.2.2.4 Disminución de cargas de contaminantes

Otro eje fundamental para el desarrollo de un proceso de MNR es la implementación de políticas de reducción de la carga de contaminantes que se emiten al medio marino.

Es esencial que la fuente de contaminación esté controlada y que haya poca o ninguna liberación adicional de contaminantes al medio ambiente antes de poner en marcha un proyecto de RNM. Todos los enfoques de restauración comparten el objetivo del control de la fuente, pero es especialmente importante para la restauración natural debido a la lentitud de la recuperación medioambiental.

Actualmente, las fuentes dentro del modelo conceptual de la contaminación de sedimentos, se encuentran las descargas de residuos líquidos a cuerpos de aguas marinos. Estas fuentes han sido identificadas en estudios de diagnóstico y recopilación de información para los territorios priorizados. A partir del D.S. 90/2000, se establece la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. En esta, se establecen límites máximos

por la naturaleza de la descarga, donde existen niveles permitidos para la descarga a cuerpos de agua marinos.

Ahora bien, uno de los puntos mencionados en los estudios de diagnóstico de las bahías, es que el D.S 90/2000 establece límites en las mediciones realizadas en términos de concentración, y no considera los caudales. Luego, es relevante mencionar que este decreto se encuentra en proceso de revisión³³, con lo cual podría haber modificaciones a las descargas, las cantidades y concentraciones de estas.

Si bien las declaraciones de este decreto a través del sistema RETC identifican a las termoeléctricas como los que más contribuyen a las emisiones de la mayoría de los analitos, es probable que esto se vea modificado con la reconversión y/o cierre de plantas en los territorios. De esta manera, se estima que también el análisis se debe enfocar en actividades productivas de otros rubros, y que han sido identificados para cada bahía.

Luego, otros instrumentos normativos sectoriales pueden impactar en estas descargas, debido a la modificación de procesos previos a la descarga de riles, u otros, como pueden ser técnicas de abatimiento de ciertos contaminantes. Además, se estima que con la incorporación de la eficiencia hídrica en un contexto de sequía en algunos territorios del país podría también disminuir estas emisiones.

También es relevante mencionar otros instrumentos normativos, como lo pueden ser los asociados a las operaciones realizadas en alta mar, sobre todo para transferencias de productos, graneles, combustibles, etc. En este sentido, planes de contingencia/emergencia también contribuyen a disminuir emisiones al agua marina y posterior afectación a los sedimentos. También, se debe considerar la excelencia operacional por parte de los establecimientos, donde las emisiones difusas pueden significar pérdidas de producto o insumos para la producción, lo cual conlleva un costo económico para el titular.

En suma a lo anterior, el cumplimiento de la normativa ambiental lleva consigo incentivos económicos, debido al evitar medidas provisionales, procedimientos sancionatorios u fiscalizaciones adicionales, los cuales tienen costos asociados para los titulares.

Ahora bien, respecto a la estrategia de descarbonización en Chile, esta es parte de su compromiso para enfrentar el cambio climático y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, por lo cual el sector energético resulta fundamental, dada la alta contribución del sector a las emisiones totales de GEI. Es por esto, que el Ministerio de Energía ha establecido lineamientos y acciones, dentro de las cuales se encuentran el cierre de centrales termoeléctricas.

En conjunto con lo anterior, el Ministerio de Energía, en conjunto con el MMA y el Ministerio del Trabajo, se está desarrollando la Estrategia de Transición Justa en Energía y Sostenibilidad. Dentro de los objetivos se encuentra el alcanzar la carbono neutralidad para el año 2050, y el cierre de todas las centrales de generación eléctrica a carbón para el año 2040, lo cual ha traído consigo el crecimiento de energías renovables, la electro-movilidad y otras medidas en relación a la eficiencia energética. En este sentido, se han incorporado planes de transición socioecológica justa en términos de descarbonización, como por

³³ Para acceder al expediente del DS 90/2000:

https://planesynormas.mma.gob.cl/normas/expediente/index.php?tipo=busqueda&id_expediente=924972

ejemplo el “Plan de Transición Socioecológica Justa de Tocopilla”³⁴, considerando aspectos técnicos, participación ciudadana y colaboración entre instituciones del Estado pertinentes, así como la sociedad civil, academia y empresas relacionadas.

Ahora, se presentan antecedentes adicionales relevantes para el análisis de la caracterización de los territorios.

En primer lugar, en cuanto a las fuentes emisoras, se presenta en la Tabla 40 el estado de las centrales a carbón en los territorios priorizados. Se puede observar que todas las generadoras termoeléctricas a carbón se encuentran ubicadas en los territorios priorizados³⁵, en las que ha habido o se han programado modificaciones, tales como el cierre o la reconversión. En particular, en Tocopilla este año se concretó el cierre de la última central a carbón (Norgener) en el sector. Por otro lado, las centrales ubicadas en Mejillones, tales como la de Andina, Angamos, Hornitos e IEM, tienen fecha de reconversión programada. Luego, para el 2025 está programado el cierre de ambas unidades a carbón de los complejos en Quintero-Puchuncaví, mientras que Guacolda (Husasco) y Santa María (Coronel) aún no cuentan con fecha de reconversión y/o cierre.

Tabla 40 – Estado actual de centrales termoeléctricas a carbón

Comuna	Propietario	Central	Tipo Central	Modificación	Fecha de cierre
Tocopilla	Aes Andes S.A.	Norgener	Carbón	Cierre	2024
	Engie Energía Chile S.A.	CTT Unidades 12 y 13	Carbón	Cierre	2019
	Engie Energía Chile S.A.	CTT Unidades 14 y 15	Carbón	Cierre	2022
Mejillones	Central Termoeléctrica Andina Spa	Andina	Carbón	Reconversión a Biomasa	2025
	Empresa Eléctrica Angamos Spa	Angamos	Carbón	Reconversión a Baterías de Carnot	2025
	Empresa Eléctrica Cochrane Spa	Cochrane	Carbón	Sin fecha de cierre	S/I*
	Inversiones Hornitos Spa	Hornitos	Carbón	Reconversión a Biomasa	2025
	Engie Energía Chile S.A.	IEM	Carbón	Reconversión a gas	2025
	Engie Energía Chile S.A.	Mejillones	Carbón	Cierre programado	2025
Husasco	Guacolda Energía Spa	Guacolda	Carbón - Petcoke	Sin fecha de cierre	S/I*
Quintero-Puchuncaví	Empresa Eléctrica Campiche S.A.	Campiche	Carbón	Cierre programado	2025

³⁴ <https://energia.gob.cl/mini-sitio/plan-de-transicion-socioecologica-justa-de-tocopilla>

³⁵ A excepción de la Central Tarapacá de la empresa ENEL, ubicada en Iquique, la cual cerró el 2019.

Comuna	Propietario	Central	Tipo Central	Modificación	Fecha de cierre
	Empresa Eléctrica Ventanas S.A.	Nueva Ventanas	Carbón	Cierre programado	2025
	Aes Andes S.A.	Central Ventanas Unidad 2	Carbón	Cierre	2023
Coronel	Colbún S.A.	Santa María	Carbón	Sin fecha de cierre	S/I*
	ENEL	Bocamina 1	Carbón	Cierre	2020
	ENEL	Bocamina 2	Carbón	Cierre	2022

*Nota: Para las fechas de cierre sin información (S/I), se espera que estas sean retiradas o reconvertidas no más allá del 2040.

Fuente: Elaboración propia a partir de Ministerio de Energía (2023)

Dentro de otros establecimientos relevantes que han cerrado y/o modificado sus operaciones recientemente, se encuentra en el territorio priorizado Quintero-Puchuncaví a la fundición Ventanas ((mayo/2023), asociada a metales pesados), de la cual no se encuentran declaraciones al RETC de descargas al mar en los años estudiados. Además, el cese descarga de relaves (asociado a metales pesados) a la bahía de Chapaco por parte de la Planta de Pellets en Huasco, y la construcción de un depósito de relaves en superficie.

Luego, es relevante considerar la modificación de las fuentes y actividades productivas que se realizan en las distintas zonas. En este sentido, en complemento a los planes de cierre de las termoeléctricas a carbón, se revisaron los proyectos aprobados en las bahías de interés desde el año 2018 a la fecha. En la Tabla 41, se presentan los proyectos con los titulares asociados, el sector productivo, el año de presentación, el estado y la inversión. En particular, se describe la situación de acuerdo al cierre, modificaciones y la potencial incorporación de nuevos establecimientos, sujeta a evaluación ambiental por bahía:

- Tocopilla: destaca la ausencia de nuevos proyectos en la zona, pero con todas las unidades de termoeléctricas a carbón cerradas.
- Mejillones: existen nuevos proyectos, modificaciones y cierre de plantas que operan en la bahía. Destacan proyectos de termoeléctricas, con reconversión en las unidades de generación eléctrica. Además, se han aprobado proyectos de infraestructura portuaria, así como de almacenamiento de sustancias químicas.
- Huasco: los titulares de actividad industrial han ingresado proyectos en minería, infraestructura portuaria y saneamiento ambiental. En tanto a la termoeléctrica, esta no cuenta con planes de cierre o reconversión, pero sí con una planta desalinizadora. Por su parte la Planta de Pellets cuenta con aprobación en proyectos de cese de descarga de relaves al mar (asociado a metales pesados) y un nuevo depósito en superficie, además, se encuentra en calificación un proyecto de reemplazo de fuentes combustibles.
- Quintero-Puchuncaví: a pesar de ser una zona de alta variabilidad de actividades industriales, desde el 2018 cuenta con un proyecto aprobado (almacenamiento multipropósito) además de otro en calificación (Hidrógeno Verde). Cabe mencionar un proyecto de una planta desalinizadora (Proyecto Aconcagua), el cual fue aprobado por la RCA 037/2018. Además, destaca el cese (mayo 2023) de actividades de la fundición Ventanas (asociada a metales pesados), manteniendo la planta como de refinación de cobre.

- Coronel: los titulares de las plantas en la bahía han ingresado proyectos a evaluación ambiental en los sectores productivos de infraestructura portuaria, forestal, pesca y acuicultura, saneamiento ambiental, minería y energía. En este sector destacan modificaciones en emisarios submarinos y modernización de plantas. Cabe destacar, que gran parte de los proyectos presentados se ubican en la zona norte de la bahía. Eso sí, destaca el cierre de las unidades Bocamina 1 y Bocamina 2, y la ausencia de fecha de cierre o reconversión de la central Santa María.

Tabla 41 – Proyectos aprobados y en calificación en SEIA para las bahías de interés (2018-2024)

Bahía	Titular	Proyecto	Sector productivo	Año presentación	Estado	Inversión (MMU\$)
Mejillones	Volta Hidrógeno SpA	Proyecto Volta - Planta de Hidrógeno y Amoníaco Verde	Otros	2024	En Calificación	2500,0
Mejillones	Central Termoeléctrica Andina SpA	Reúso de infraestructura de agua industrial	Infraestructura Hidráulica	2024	En Calificación	28,0
Mejillones	Enel Generación Chile S.A	Continuidad Operacional Central Térmica Atacama	Energía	2023	En Calificación	12,5
Mejillones	COPEC S.A.	Incremento de la Autonomía para asegurar la Disponibilidad de Combustibles, Planta Mejillones	Otros	2023	En Calificación	86,0
Mejillones	Antofagasta Railway Company PLC (FCAB)	Terminal de Mantenimiento Mejillones	Otros	2022	Aprobado	42,0
Mejillones	Eléctrica Angamos S.p.A.	Proyecto Alba	Energía	2022	Aprobado	450,0
Mejillones	Terminal Marítimo OXIQIIM Mejillones S.A.	Ampliación de capacidad de almacenamiento de Sustancias Químicas	Otros	2022	Aprobado	9,0
Mejillones	Engie Energía Chile S.A.	Conversión a Gas Natural de IEM	Energía	2021	Aprobado	50,0
Mejillones	Central Termoeléctrica Andina SpA	Operación Unidades CTA/CTH con 100% de Biomasa	Energía	2021	Aprobado	12,0
Mejillones	SUN S.A.	Centro de Almacenamiento de Peróxido de Hidrógeno Mejillones	Otros	2020	Aprobado	3,0
Mejillones	Puerto Abierto S.A.	Desarrollo Terminal Marítimo Puerto Andino	Infraestructura Portuaria	2019	Aprobado	80,0
Mejillones	Terquim S.A.	Modificación Terminal para depósito y manejo de Graneles Líquidos en la Bahía de Mejillones	Otros	2018	Aprobado	40,0
Mejillones	COMPLEJO PORTUARIO MEJILLONES	Modificación proyecto Ampliación del tipo de Carga a Embarcar y Desembarcar a través de las Instalaciones del Terminal 1 Complejo Portuario Mejillones	Infraestructura Portuaria	2018	Aprobado	3,0
Huasco	Compañía Minera del Pacífico S.A.	Modificación Planta de Pellets Huasco, Reemplazo del carbón en Procesos de Combustión por Gas Natural Licuado (GNL)	Otros	2024	En Calificación	11,1

Bahía	Titular	Proyecto	Sector productivo	Año presentación	Estado	Inversión (MMU\$)
Huasco	Puerto Las Losas S.A.	Optimización Operacional de Puerto Las Losas	Infraestructura Portuaria	2024	En Calificación	15,6
Huasco	Puerto Las Losas S.A.	Modificación recepción y embarque graneles minerales	Infraestructura Portuaria	2020	Aprobado	8,6
Huasco	Compañía Minera del Pacífico S.A.	Depósito de Relaves Filtrados, Planta de Pellets	Minería	2020	Aprobado	110,0
Huasco	Compañía Minera del Pacífico S.A.	Cese de la descarga de Relaves en Ensenada Chapaco	Minería	2018	Aprobado	11,0
Huasco	Compañía Minera del Pacífico S.A.	Sistema de Control de Emisiones Planta de Pellets de Huasco	Minería	2018	Aprobado	40,0
Huasco	Guacolda Energía SpA	Planta Desalinizadora Guacolda	Saneamiento Ambiental	2018	Aprobado	145,0
Quintero-Puchuncaví	GNL QUINTERO S.A.	Hidrógeno Verde Bahía de Quintero	Energía	2023	En Calificación	30,0
Quintero-Puchuncaví	OXIQUM S.A.	Utilización de dos Estanques Existentes para el Almacenamiento Multipropósito de Sustancias Peligrosas	Otros	2020	Aprobado	NA
Coronel	Solvay Peróxidos de Los Andes Industrial y Comercial Ltda.	Ampliación Planta Coronel Solvay Peróxidos de los Andes Ltda.	Otros	2024	En Calificación	7,0
Coronel	PROCESADORA MAULE SPA	Procesadora Maule Mussel Austral, Parque Industrial Coronel	Pesca y Acuicultura	2024	En Calificación	10,0
Coronel	Blumar S.A.	Planta de Productos Congelados y evaluación planta Harina existente	Pesca y Acuicultura	2024	En Calificación	45,0
Coronel	Camanchaca Pesca Sur S.A.	Respaldo Energético y Mejoramiento Sistema de Control de Olores en Planta Coronel	Energía	2023	Aprobado	5,0
Coronel	RESINAS DEL BIO-BIO S. A	Ampliación y Optimización de Planta REBISA Coronel	Otros	2023	Aprobado	1,8
Coronel	PLANTA DE TRATAMIENTO DE HIDROCARBUROS	Ampliación y optimización de la planta de tratamiento de hidrocarburos PTH, Coronel	Otros	2023	Aprobado	1,2
Coronel	Empresas Malterías S.A. Maltexco S.A.	Modificación del Lugar de Disposición de Los Riles de Maltexco S.A.	Saneamiento Ambiental	2023	Aprobado	1,0
Coronel	Operaciones Costeras SpA	Instalación de estanque de almacenamiento de Gas Licuado	Otros	2021	Aprobado	1,4
Coronel	Eléctrica Nueva Energía S.A.	Planta de Producción de Pellet de Madera	Forestal	2021	Aprobado	15,0
Coronel	OXIQUM S.A.	Ampliación Líneas de Transferencia de Productos	Infraestructura Portuaria	2021	Aprobado	10,0
Coronel	Extraccion y Comercializacion de Aridos Lleu-Lleu Limitada	Extracción de áridos en el kilómetro 21 de la Ruta 160, Parque Industrial Uno, Escuadrón, Coronel	Minería	2021	Aprobado	4,6
Coronel	Aguas San Pedro S.A.	Ampliación de Capacidad del Sistema de Tratamiento de Aguas servidas, Aguas San Pedro	Saneamiento Ambiental	2020	Aprobado	3,6

Bahía	Titular	Proyecto	Sector productivo	Año presentación	Estado	Inversión (MMU\$)
Coronel	FoodCorp Chile S.A.	Modernización Planta de Congelados	Pesca y Acuicultura	2020	Aprobado	2,0
Coronel	Sociedad Martínez y Lagos Ltda.	Planta Elaboradora de Congelados y Conservas	Pesca y Acuicultura	2019	Aprobado	4,6
Coronel	Camanchaca Pesca Sur S.A.	Ampliación Planta de Congelados, Optimización Operacional y Sistemas de Abatimiento	Pesca y Acuicultura	2019	Aprobado	25,0
Coronel	EWOS Chile Alimentos Ltda	Nuevo Emisario Submarino	Saneamiento Ambiental	2018	Aprobado	7,0
Coronel	AGUAS Y RILES S.A.	Planta de tratamiento residuos industriales líquidos Coronel	Saneamiento Ambiental	2018	Aprobado	2,4
Coronel	Pesquera Fiordo Austral S.A.	Renovación Emisario Submarino y Mejoramiento Sistema de Control de Olores	Saneamiento Ambiental	2018	Aprobado	0,4
Coronel	Compañía de Petróleos de Chile COPEC S.A.	Terminal de Productos Pacífico	Infraestructura Portuaria	2018	Aprobado	123,0
Coronel	COMACO S.A.	Planta de Astillado de Madera COMACO S.A. Coronel	Forestal	2018	Aprobado	10,0

Nota: Los proyectos en calificación corresponden a potenciales modificaciones a las actividades de la bahía correspondiente, los cuales aún se encuentran sujetos a aprobación y las condiciones que se deben cumplir por medio de RCAs.

Fuente: SEIA, 2024

5.2.2.5 Estimación de costos

Los costos de la recuperación natural monitoreada están dados por los diferentes aspectos descritos en las secciones anteriores. Cabe notar que se han realizado previamente consultorías en Chile para establecer líneas base o diagnósticos ambientales de ciertas bahías, que han recopilado información de estudios anteriores; estudios para caracterizar ciertas variables oceanográficas; y monitoreos de matrices ambientales como sedimentos, agua y biota. Por lo anterior, es posible conocer costos aproximados a partir de Mercado Público, los que se presentan a continuación. El detalle de la estimación de costos se presenta en el Anexo 9.

Tabla 42 – Costos estimados para proceso de recuperación natural monitoreada

Ítem	Frecuencia	Rango (CLP)
Establecimiento de línea base	1 vez	\$ 26.640.000 - \$ 163.000.000
Caracterización de variables oceanográficas (estudios suplementarios, por ejemplo, sedimentación, metales en biota, evaluación de macroinfauna intermareal y submareal, etc.)	1 vez	\$ 14.000.000 - \$ 200.000.000
Diseño de plan de recuperación natural monitoreada	1 vez	\$7.500.000
Monitoreo ambiental	1 vez al año	\$ 27.000.000 - \$ 93.060.000
Fiscalización	1 vez al año	\$21.640.000

Ahora bien, es relevante mencionar que debido a la naturaleza de cada territorio, es que los costos pueden variar significativamente, por lo que estos se deben tomar de manera referencial. En este sentido, influirá la disponibilidad de información, la definición del alcance territorial (por golfo, bahía u otra zona específica), la disponibilidad de servicios u otros. Además, el alcance del estudio, el cual puede simplemente recopilar información anterior, contemplar campañas de muestreo, además de la incorporación de otras matrices. Respecto a esto último, se suele estudiar la matriz de sedimentos marinos en conjunto con el agua, y en algunos casos con la biota, lo cual puede contemplar, por ejemplo, una evaluación de riesgo.

Cabe notar que no se presentan costos para el aspecto “Disminución de cargas de contaminantes”, ya que corresponden principalmente a políticas públicas o inversiones privadas para las que no es posible asignar un costo. Sin perjuicio de lo anterior, si se requiere evaluar la disminución de cargas de contaminantes, existen varios mecanismos, los cuales pueden incluir la modificación del proceso o materias primas, así como directamente incorporar medidas y/o técnicas de abatimiento. Para lograr lo anterior, se debe determinar el contaminante a disminuir, con una medida de abatimiento asociada a este último, lo cual será variable y estrictamente vinculada a la tecnología instalada por establecimiento.

5.3 Propuesta de técnicas de remediación para cada territorio

A partir de la información revisada en la sección 5.1, es decir, estudios por territorio, además de datos de RETC (contaminantes y fuentes emisoras), se elaboró la siguiente tabla resumen, que indica los rubros de las potenciales fuentes de contaminación, los contaminantes de interés (que tendrían concentraciones relevantes) en diferentes zonas de estas, además de la superficie total estimada para cada bahía.

Tabla 43 – Resumen de caracterización ambiental de territorios priorizados

Bahía	Zona/Área	Contaminante	Fuentes potenciales de contaminación	Superficie total estimada (ha)
Tocopilla	Caleta Duendes	Metales pesados	Energía, Minería, Saneamiento Ambiental, Infraestructura Hidráulica	210
	Playa el Arenal			
	Playa el Salitre			
	Norgener			
	Lipised			
Mejillones	Suroeste	Metales pesados y materia orgánica	Energía, Infraestructura Portuaria, Minería, Saneamiento Ambiental, Transportes y almacenajes	14.140
Huasco	Ensenada Chapaco	Metales pesados	Energía, Minería, Saneamiento Ambiental, Infraestructura Portuaria	1.400
	Guacolda	Metales pesados		
Quintero-Puchuncaví	Bahía Norte	Metales pesados	Energía, Minería, Saneamiento Ambiental, Infraestructura Portuaria, Infraestructura Hidráulica, Transportes y almacenajes	Bahía Norte: 197 Bahía Sur: 201 Submareal profundo: 1.703
	Bahía Sur	Metales pesados e hidrocarburos fijos		
	Submareal profundo	Metales pesados y materia orgánica		
Coronel	Norte			1.150

Bahía	Zona/Área	Contaminante	Fuentes potenciales de contaminación	Superficie total estimada (ha)
		Hidrocarburos totales, metales pesados, materia orgánica y fósforo	Energía, Pesqueras, Infraestructura Portuaria, Infraestructura Hidráulica, Forestal, Saneamiento Ambiental, Transportes y almacenajes	

Adicionalmente, es importante notar lo siguiente:

- La información disponible permite sólo hacer una delimitación gruesa de los sectores contaminados en cada bahía (presentada en la tabla anterior), lo que implicaría una cantidad importante de sedimentos debiendo ser remediados. En este contexto, y bajo un enfoque precautorio, utilizar la superficie completa de la Bahía Norte para calcular el volumen y costos de dragado de los sedimentos de Quintero-Puchuncaví (propuestos en la sección 5.2.1.4) posee un carácter más informativo (i.e., sobre la superficie máxima a remediar), pudiendo los costos ser aproximados de forma lineal para un área o volumen menor de sedimentos presentando las mayores concentraciones de contaminantes, y con esto, reducir el riesgo ambiental, así como también, el costo de su implementación.
- La excepción de lo anterior corresponde a Huasco, específicamente la ensenada de Chapaco, en que la extensión del impacto del relave de la Planta de Pellets está relativamente definida. De acuerdo a estudios realizados por el titular, el área sería de aproximadamente 3.100 ha (cuya extensión supera a lo considerado como bahía de Huasco de manera estimada), con profundidades variables entre algunos centímetros hasta más de 10 metros (ver Sección 5.1.3.2). En este sentido, y considerando los costos y los impactos revisados del dragado, esta técnica sería inviable en ese territorio de estudio.
- Si bien se estima que nuevas industrias y actividades se instalarán en los territorios priorizados (ver Tabla 41), la mayor fuente emisora de contaminantes al mar (según información de RETC) corresponde a las termoeléctricas a carbón, las cuales tienen plan de cierre o reconversión que debiese concretarse a más tardar el año 2040.
- Los recursos económicos necesarios para aplicar técnicas de remediación como dragado y disposición son considerables, además de ser necesaria la realización de mayores estudios de caracterización para definir y acotar volúmenes y superficies, evaluación de impacto ambiental, opciones de disposición de sedimentos contaminados (y su necesidad de deshidratación previa), alternativas locales de equipamiento y maquinaria, entre otras.
- Cabe notar que de acuerdo con información del SEIA (ver sección 5.2.1.3), actualmente se realizan dragados (con fines de navegación) en Quintero-Puchuncaví, Mejillones y Coronel, por lo que los territorios de Tocopilla y Huasco no tendrían la experiencia ni el equipamiento requerido. Además, los proyectos de dragado en estos territorios consideran el vertimiento de los sedimentos en altamar o se utilizan como relleno en otros sectores, lo que no sería factible o aconsejable para sedimentos con contaminantes.
- Del total de los proyectos ingresados al SEIA por dragado, solo un 22% (10 proyectos) considera la disposición de sedimentos en rellenos sanitarios, lo que implica la realización de procesos de deshidratación. Por lo tanto, se considera que actualmente no se tiene suficiente experiencia local para realizar dragados con fines de remediación.
- El dragado genera múltiples impactos ambientales, como la resuspensión de sedimentos y contaminantes, aumento de turbidez, destrucción de posibles hábitats y especies, entre otros,

además de impactos en el funcionamiento marítimo de bahías con alta actividad industrial, portuaria y pesquera.

- Los elementos de interés asociados a las bahías priorizadas corresponden a metales pesados, hidrocarburos y materia orgánica (nutrientes). Los hidrocarburos son compuestos que pueden degradarse eventualmente, dependiendo del tipo y las condiciones ambientales. De manera similar, los nutrientes pueden ser degradados y utilizados por organismos acuáticos. Por su parte, los metales pesados no se degradan y permanecen en los sedimentos o pueden movilizarse a la fase acuosa.
- Las tasas de sedimentación medidas en algunas bahías (ej. Quintero-Puchuncaví), las cuales dependen de la dinámica de las corrientes, compactación del sedimento y granulometría, sumado al cese o modernización de las descargas indican preliminarmente la factibilidad de la MNR. Es decir, los sedimentos que se encuentran actualmente contaminados podrían ser cubiertos por sedimentos limpios. En teoría esto sería una alternativa para la recuperación de sedimentos con contaminación por metales pesados.
- Los monitoreos periódicos de las matrices agua, sedimentos, y biota asociados a la implementación de las normas secundarias de calidad ambiental para Quintero-Puchuncaví (en tramitación) o el Golfo de Arauco (en elaboración), podrían servir como complemento de una evaluación integral de la recuperación natural de las bahías.

Según lo expuesto anteriormente, actualmente, debido al estado de avance de las tecnologías y su facilidad de implementación en Chile y al estado de conocimiento y caracterización ambiental que se tiene de cada bahía, la alternativa de remediación de sedimentos más factible en todos los territorios estudiados es la técnica MNR. Esta, como explicado anteriormente, es una estrategia de remediación que aprovecha los procesos naturales que disminuyen los contaminantes en los sedimentos, sumado a un monitoreo sistemático evaluando la efectividad y seguridad del proceso a largo plazo.

Cabe destacar que una eventual remediación podría darse en el ámbito de un plan de descontaminación asociado a una norma secundaria de calidad ambiental. En cuanto al eventual dragado de los sedimentos, este debiese someterse a evaluación ambiental en el SEA por el numeral a.3), resguardando tanto los aspectos ambientales (ej. reducir la resuspensión y disposición final segura) como socio-culturales (ej. la presencia de sitios arqueológicos) propios de cada territorio.

5.4 Identificación de brechas para la implementación de las técnicas de remediación propuestas

Como se indicó anteriormente, la técnica propuesta corresponde a la recuperación natural monitoreada, la cual contempla una serie de requerimientos ya discutidos en secciones anteriores. En este sentido, lo que se realiza a continuación es una recapitulación en forma de preguntas de cada aspecto necesario para la remediación en relación a las bahías y las brechas encontradas.

¿Existe una línea base y objetivos establecidos?

Existe una multitud de estudios para las bahías priorizadas, sin embargo, no existe una línea base ni compilación de datos para ninguna de las bahías priorizadas (con excepción quizás de la Bahía de Quintero-Puchuncaví). En este sentido, no se pueden establecer cuáles serían las líneas de evidencia aplicables para un proceso de MNR, así como tampoco los objetivos de remediación. Estos factores

Tampoco se identifica una entidad específica para la implementación de un proyecto de remediación. En este respecto, se propone como alternativa que, dentro del mismo CRAS (siendo un organismo

multisectorial), se conformase un comité que se dedicase exclusivamente a el manejo de los datos ambientales y proponer iniciativas para poder llevar a cabo un proceso de remediación.

¿Existen vacíos en cuanto a datos?

Adicional a la compilación de datos, son necesarios datos adicionales principalmente en dos aspectos:

- Caracterización de la extensión de la contaminación: Los datos actuales no permiten definir de manera clara el área que requiere de la implementación de remediación
- Datos suplementarios: Existe variabilidad en cuanto a los datos en cada bahía. Mientras en Quintero-Puchuncaví existe una variedad de datos incluyendo tasas de sedimentación (parciales), estos son más escasos en Mejillones. Cabe notar que los datos de sedimentación se consideran muy relevantes como punto de partida, ya que dan una indicación de los tiempos que podría tardar un proceso de recuperación natural.

Adicional a lo anterior, se notan también deficiencias en los datos de monitoreo existentes. En este sentido, tanto los datos del RETC como los del POAL presentan diversos errores e inconsistencias, que han sido notados durante la realización del presente estudio. Dentro de estos, se encuentran valores que posiblemente provienen de cálculos realizados con unidades de medida erróneas (por ejemplo, utilizando $\mu\text{m/L}$ en lugar de mg/L); multiplicidad de datos para un mismo elemento, entre otros.

Cabe notar que la cantidad de datos necesarios a recopilar deberá ser establecida como parte de la línea base y un análisis de vacíos de información. Lo anterior incluye el desarrollo de un modelo conceptual, las líneas de evidencia, y objetivos de remediación).

¿Es apropiado el nivel de disminución de carga de contaminantes para un proceso de MNR?

El proceso más relevante que ha ocurrido en este respecto es el de descarbonización, lo que ha significado el cierre de centrales termoeléctricas las que corresponden a las industrias más contaminantes en las bahías priorizadas (según datos del RETC). Lo anterior es un paso muy favorable para la recuperación natural de los ecosistemas, no obstante, estos territorios aun mantendrían en grados variables descargas en otro tipo de industrias (ej. infraestructura portuaria, minería, forestal, pesqueras, etc.).

Adicional a lo anterior, es vital que continúen y se desarrollen otras iniciativas tales como revisión de normativa (tal como del D.S 90/2000 que establece límites en términos de concentración, y no considera los caudales), iniciativas por parte de los mismos privados en cuanto a implementación de nuevas tecnologías para disminuir la carga de contaminantes, o el desarrollo de otras políticas similares a la descarbonización, pero por ejemplo, apuntando a minería u otra industria.

¿Qué otros factores pueden afectar al desarrollo del MNR?

Se deben considerar otros factores para la aplicación de esta técnica, en términos prácticos. Por ejemplo, el uso intensivo de algunas bahías en términos de actividades de tráfico, carga y descarga o transporte en las bahías pueden afectar en términos de emisiones fugitivas, dispersión de sedimentos u mecanismos normativos. En este sentido, también se debe considerar que para la toma de muestras o una potencial aplicación del MNR asistido, se debe coordinar con la autoridad marítima, así como con los titulares que cuentan con presencia en el sector. En este sentido, se debe considerar el uso futuro del puerto, ya que puede afectar las zonas de interés, donde nuevos proyectos pueden intervenir en el plan de monitoreo.

Además, esta técnica puede ser vista como de “no-acción”, lo cual debe ser tratado con precaución, y donde las partes interesadas y la educación pública son críticas en el proceso. Por lo anterior, es que se recomienda la generación de instancias que organicen a los responsables del monitoreo con la comunidad y los titulares de la industria, así como la sociedad civil y la academia, para comunicar adecuadamente los beneficios y resultados de esta técnica.

Finalmente, se debe considerar la disponibilidad de recursos para los estudios necesarios en el marco de elaboración de un plan de remediación por este método. En este sentido, identificar los mecanismos de financiamiento es fundamental para asegurar que la información sea revisada y analizada en tanto a: línea base, antecedentes oceanográficos, diseño de plan de recuperación y monitoreo. Si bien este último punto puede significar una brecha, es también una oportunidad para el seguimiento de variables relevantes, la validación de modelos de estudios previos y la revisión de los objetivos de remediación en un periodo determinado.

6 Objetivo e) Presentar los resultados de esta consultoría al Consejo de Recuperación Ambiental y Social (CRAS) de Quintero-Puchuncaví

En conjunto con la contraparte técnica y profesionales de la Seremi de Medio Ambiente de Valparaíso, se planificó una instancia de presentación del estudio en una sesión ordinaria del Consejo de Recuperación Ambiental y Social (CRAS) de Quintero-Puchuncaví. Esta se realizó el día jueves 25 de julio a las 15:30 horas, y se presentaron las principales actividades realizadas en el estudio, junto con los resultados, enfocándose principalmente en las técnicas de remediación de sedimentos propuestas preliminarmente para el territorio de Quintero-Puchuncaví, los impactos, ventajas y desventajas, los costos estimados y las brechas identificadas para su implementación. Además, se respondieron preguntas planteadas por integrantes del CRAS con respecto al estudio. La minuta de esta instancia, preparada por EnSoil para efectos de esta consultoría, junto con la presentación realizada se adjunta en los Anexos 10 y 11, respectivamente.

Cabe indicar que el día previo a la sesión del CRAS, se realizó una reunión online con profesionales de la Seremi de Medio Ambiente de Valparaíso, incluido el Seremi y la contraparte técnica del estudio, para exponer los resultados que serían presentados al CRAS, para obtener sus observaciones y sugerencias.

7 Referencias bibliográficas

- Anchor Environmental L.L.C. and Hart Crowser, Inc. 2000. Remedial Investigation/Feasibility Study, Whatcom Waterway Site, Bellingham, WA. Disponible en: <https://apps.ecology.wa.gov/cleanupsearch/document/8276>.
- Araya, M., Rivas, J., Sepúlveda, G., Espinoza-González, C., Lira, S., Meynard, A., Blanco, E., Escalona, N., Ginocchio, R., Garrido-Ramírez, E. y Contreras-Porcía, L. 2021. Effects of pyrolysis temperature on copper aqueous removal capability of biochar derived from the kelp *Macrocystis pyrifera*. Applied Sciences. 11: 9223. Doi: 10.3390/app11199223. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2076-3417/11/19/9223>.
- Aresta, M., Dibenedetto, A., Fragale, C., Giannoccaro, P., Pastore, C., Zammiello, D. y Ferragina, C. 2008. Thermal desorption of polychlorobiphenyls from contaminated soils and their hydrodechlorination using Pd- and Rh-supported catalysts. Chemosphere. 70(6): 1052-1058. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2007.07.074. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/17850843/>.
- Army Environmental Policy Institute (AEPI). 1998. Solidification Technologies for Restoration of Sites Contaminated with Hazardous Wastes. Disponible en: [https://clu-in.org/download/remed/Army solidification-technologies-contam.pdf](https://clu-in.org/download/remed/Army%20solidification-technologies-contam.pdf).
- Azcue, J., Zeman, A., Mudroch, A., Rosa, F. y Patterson, T. 1998. Assessment of sediment and porewater after one year of subaqueous capping of contaminated sediments in Hamilton Harbour, Canada. Water Science and Technology. 37(6-7): 323-329. Doi: 10.1016/S0273-1223(98)00214-5. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0273122398002145>
- Barton, D.N., Navrud, S., Bjørkeslett, H. et al. Economic benefits of large-scale remediation of contaminated marine sediments—a literature review and an application to the Grenland fjords in Norway. J Soils Sediments 10, 186–201 (2010). <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0158-x> Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-009-0158-x>
- Baumann, P. y Harshbarger, J. 1998. Long term trends in liver neoplasm epizootics of brown bullhead in the black river, Ohio. Environmental Monitoring and Assessment. 53: 213-223. Doi 10.1023/A:1005967631275. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1005967631275>.
- Bianco, F., Race, M., Papirio, S. y Esposito, G. 2023. A critical review of the remediation of PAH-polluted marine sediments: current knowledge and future perspectives. Resources, Environment and Sustainability. 11: 100101. Doi: 10.1016/j.resenv.2022.100101. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666916122000457>.
- Bothner, M. H., Jahnke, R. A., Peterson, M. L. y Carpenter, R. 1980. Rate of mercury loss from contaminated estuarine sediments. Geochemical et Cosmochimica Acta. 44: 273-285. Doi: 10.1016/0016-7037(80)90137-4. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0016703780901374>.
- Bridges, T., Gustavson, K., Schroeder, P., Ells, S., Hayes, D., Nadeau, S., Palermo, M. y Patmont, C. 2010. Dredging processes and remedy effectiveness: Relationship to the 4 Rs of environmental dredging.

Integrated Environmental Assessment and Management. 6(4): 65-76. Doi: 10.1002/ieam.71.
Disponibile en: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ieam.71>.

Bulmău, C., Mărculescu, C., Lu, S. y Qi, Z. 2014. Analysis of thermal processing applied to contaminated soil for organic pollutants removal. Journal of Geochemical Exploration. 147: 298-305. Doi: 10.1016/j.gexplo.2014.08.005. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0375674214002908>.

Burton, G. 2002. Sediment quality criteria in use around the world. Limnology. 3: 65–76. Doi: 10.1007/s102010200008. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s102010200008>.

Centro de Ecología Aplicada (CEA). 2016. Diagnóstico medioambiental y evaluación preliminar de riesgo ecológico de la Bahía de Coronel. Disponible en: <https://sqi.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/07/E7-Evaluacion-Riesgo-Ecologico-Bahia-Coronel.pdf>

Centro de Ecología Aplicada (CEA). 2019. Diagnóstico y monitoreo ambiental de la bahía Mejillones del Sur. Disponible en https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/06/06-2019_06_GOA001_INF_CO_V1_IF_c4.2-OE2_Resultados_monitoreo.pdf

Centro de Ecología Aplicada (CEA). 2020. Diagnóstico y monitoreo ambiental de la Bahía Algodonales, Tocopilla. Código BIP 30130937-0 Gobierno Regional de Antofagasta. Disponible en: https://mma.gob.cl/antofa-doc/2020_05_GOA004_INF_CO_InformeFinal_v2.pdf

Centro de Ecología Aplicada (CEA). 2020. Sistematización de información de calidad de agua, sedimentos, objetos de valoración ambiental y fuentes de emisión, como insumos para la elaboración de una Norma Secundaria de Calidad de Aguas en la Bahía de Quintero.

Centro Eula. 2014. Actualización de antecedentes técnicos para desarrollar norma secundaria de calidad para la protección de las aguas marinas del golfo de arauco (Punta Puchoco a Punta Lavapié) en la Región del Biobío.

Chandía, C., Salamanca, M., Hernández, A., & Urrutia, R. 2022. Sediment mercury concentration changes as a response to increased industrial activity in Coronel Bay, Chile. Marine Pollution Bulletin, 178, 113630. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113630>. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/35405485/>

Chandía, C., Salamanca, M., Hernández, A., & Urrutia, R. 2024. Mercury distribution in the coastal zone of Central Chile, Southeast Pacific: A comprehensive assessment of seawater, sediment, and biota. Marine Pollution Bulletin, 199, 116005. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.116005>

Chen, H., Zhou, D., Luo, G., Zhang, S. y Chen J. 2015. Macroalgae for biofuels production: Progress and perspectives. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 47: 427-437. Doi: 10.1016/j.rser.2015.03.086. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032115002397>

Clarke, K., Warwick, R. 1994. Change in Marine Communities: An approach to statistical Analysis and Interpretation. Disponible en: <https://www.vliz.be/imisdocs/publications/ocrd/213560.pdf>

[Contreras, J. 2017. Circulación del Golfo de Arauco y patrones de dispersión y residencia de contaminantes asociados a emisarios submarinos. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas.](#)

[CSIRO \(Agencia Nacional de Ciencias de Australia. 2021. Red de monitoreo y caracterización de contaminantes para la componente agua en la Bahía de Quintero. Disponible en: <https://pras.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/01/OC608897-150-SE20 REPORTE FINAL 20211130 v5.pdf>](#)

Davis, T., Volesky, B. y Mucci, A. 2003. A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Research*. 2003. 37: 4311-4330. Doi: 10.1016/S0043-1354(03)00293-8. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135403002938>.

Dell'Anno, A., Beolchini, F., Corinaldesi, C., Amato, A., Becci, A., Rastelli, E., Hekeu, M., Regoli, F., Astarita, E., Greco, S., Musco, L. y Danovaro, R. 2020. Assessing the efficiency and eco-sustainability of bioremediation strategies for the reclamation of highly contaminated marine sediments. *Marine Environmental Research*. 162: 105101. Doi: 10.1016/j.marenvres.2020.105101. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0141113620304438>.

Dell'Anno, F., Rastelli, E., Sansone, C., Brunet, C., Ianora, A. y Dell' Anno, A. 2021. Bacteria, fungi and microalgae for the bioremediation of marine sediments contaminated by petroleum hydrocarbons in the Omics Era. *Microorganisms*. 9, 1695. Doi: 10.3390/microorganisms9081695. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2076-2607/9/8/1695>.

Ding, D., Song, X., Wei, C. y LaChance, J. 2019. A review on the sustainability of thermal treatment for contaminated soils. *Environmental Pollution*. 253: 449-463. Doi: 10.1016/j.envpol.2019.06.118. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749119302003>

DIRECTEMAR. S.f. Mapas de sensibilidad ambiental (MSA). Disponible en: <https://www.directemar.cl/directemar/intereses-maritimos/p-o-a-l-programa-de-observacion-del-ambiente-litoral/mapas-de-sensibilidad-ambiental-msa/mapas-de-sensibilidad-ambiental-msa>

DOP (Dirección de obras portuarias). 2013. Análisis oferta y demanda de dragados en Chile. Disponible en: <https://repositoriodirplan.mop.gob.cl/biblioteca/items/ea4d0769-7ba9-4603-89eb-789e6b8c7f8a>

Encina, F. 2014. Levantamiento de información sobre sedimentos para llevar a cabo un proceso de evaluación de riesgo ecológico en la Bahía de Quintero.

EnSoil. 2022. Diagnóstico del estado ecológico/ambiental del borde costero de Huasco, con énfasis en la bahía de Chapaco, con recomendaciones de manejo y propuestas de remediación. Disponible en: <http://catalogador.mma.gob.cl:8080/geonetwork/srv/spa/resources.get?uuid=0188e749-0af7-4a49-940e-d79ad9581c75&fname=P2110%20Informe%20final%20SAIP%208107.pdf&access=public>

Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP). 2009. Disponible en: <https://www.denix.osd.mil/dodpif/projects-and-funding/estcp/>

- Floess, C., Thorpe, M., Hoose, L. y McDonough, S. 2012. Freeman's Bridge Road site remediation using thermal desorption. *Geo-Frontiers 2011: Advances in Geotechnical Engineering*. Doi: 10.1061/41165(397)87. Disponible en: <https://ascelibrary.org/doi/10.1061/41165%28397%2987>.
- García, D, Tapia, J. , Aguilera, J., Vega, C., Zúñiga, P., Lavin, P., Rojas, L., & Valdés, J. 2024. Contamination of urban soils in a historical mining town of northern Chile. *Environmental Earth Sciences*, 83(6). <https://doi.org/10.1007/s12665-024-11445-0>
- González, I., Neaman, A., Rubio, P., & Cortés, A. (2014). Spatial distribution of copper and pH in soils affected by intensive industrial activities in Puchuncaví and Quintero, central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. <https://doi.org/10.4067/s0718-95162014005000074>
- Hidalgo, M. 2017. Evaluación temporal del contenido de metales pesados en sedimentos de la bahía de Coronel, Chile. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/336684285_Evaluacion_temporal_del_contenido_de_metales_pesados_en_sedimentos_de_la_bahia_de_Coronel_Chile
- Holon. 2019. Análisis crítico de los informes de seguimiento ambiental y de los planes de vigilancia ambiental de los establecimientos que descargan residuos líquidos a la bahía de Quintero, región de Valparaíso.
- Howland, M. 2007. Employment Effects of Brownfield Redevelopment: What Do We Know from the Literature? *Journal of Planning Literature*, 22(2), 91-107. <https://doi.org/10.1177/0885412207306616> Disponible en: <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/0885412207306616>
- IACD (The International Association of Dredging Companies). 2011. Remediation of contaminated sediment: a worldwide status survey of regulation and technology. Disponible en: <https://www.iadc-dredging.com/wp-content/uploads/2017/02/article-remediation-of-contaminated-sediment-a-worldwide-status-survey-of-regulation-and-technology-123-2.pdf>
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). 2011. Development of Performance Specifications for Solidification/Stabilization. Disponible en: https://frtr.gov/costperformance/pdf/remediation/Development_Performance_Specs_Solidification_Stabilization.pdf.
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). 2014. Contaminated Sediments Remediation. Disponible en: <https://clu-in.org/download/contaminantfocus/sediments/Sediment-ITRC-CS-2.pdf>
- Iravani, S. y Varma, R. 2022. Genetically engineered organisms: Possibilities and challenges of heavy metal removal and nanoparticle synthesis. *Clean Technologies*. 4: 502-511. Doi: 10.3390/cleantechnol4020030. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2571-8797/4/2/30>
- Jacobs, P., Förstner, U. Managing contaminated sediments. *J Soils & Sediments* 1, 205–212 (2001). <https://doi.org/10.1007/BF02987726> Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02987726>

[Josefson, A., Hansen, J., Asmund, G., Johansen, P. 2008. Threshold response of benthic macrofauna integrity to metal contamination in West Greenland. Marine Pollution Bulletin. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.04.028>](#)

Knox, A., Paller, M., Dixon, K., Reible, D., Roberts, J. y Petrisor, I. 2010a. Innovative in-situ remediation of contaminated sediments for simultaneous control of contamination and erosion. Final Report I. SRNL-RP-2010-00480. Disponible en: https://serdp-estcp-storage.s3.us-gov-west-1.amazonaws.com/s3fs-public/project_documents/ER-1501-FR-Part_I.pdf.

Knox, A., Paller, M., Dixon, K., Reible, D. y Roberts, J. 2010b. Development of a multiple-amendment active cap (MAAC). Final Report II, SRNL-RP-2010-00480. Disponible en: https://serdp-estcp-storage.s3.us-gov-west-1.amazonaws.com/s3fs-public/project_documents/ER-1501-FR-Part_II.pdf.

Labianca, C., De Gisi, S., Todaro, F., Notarnicola, M. y Bortone, I. 2022. A review of the in-situ capping amendments and modeling approaches for the remediation of contaminated marine sediments. Science of the Total Environment. 806: 151257. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151257. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972106335X>.

Landmeyer, J., Tanner, T. y Watt, B. 2004. Biotransformation of tributyltin to tin in freshwater river-bed sediments contaminated by an organotin release. Environmental Science & Technology. 38(15): 4106-4112. Doi: 10.1021/es030697z. Disponible en: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es030697z>.

Li, D., Zhang, Y., QUAN, X. y Zhao, Y. 2009. Microwave thermal remediation of crude oil contaminated soil enhanced by carbon fiber. Journal of Environmental Sciences. 21: 1290-1295. Doi: 10.1016/S1001-0742(08)62417-1. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1001074208624171>.

Lin, W., Heng, K., Sun, X. y Wang, J-Y. 2015. Influence of moisture content and temperature on degree of carbonation and the effect on Cu and Cr leaching from incineration bottom ash. Waste Management. 43: 264-272. Doi: 10.1016/j.wasman.2015.05.029. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X15004043>.

Luijendijk, A., Hagenaars, G., Ranasinghe, R. et al. 2018. The State of the World's Beaches. Sci Rep 8, 6641 (2018). Doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-24630-6>. Disponible en: <https://www.nature.com/articles/s41598-018-24630-6>

Martinez, C., Winckler, Agredano, Esparza, Torres, Contreras. 2021. Coastal erosion in sandy beaches along a tectonically active coast: The Chile study case. Progress in Physical Geography: Earth and Environment. 46. Doi: 10.1177/03091333211057194. Disponible en: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/03091333211057194>

Magar, V., Chadwick, D., Bridges, T., Fuchsman, P., Conder, J., Dekker, T., Steevens, J., Gustavson, K. y Mills, M. 2009. Technical Guide: Monitored Natural Recovery at Contaminated Sediment Sites. ESTCP Project ER-0622. Disponible en: <https://dots.el.erdc.dren.mil/guidance/175402.pdf>

Mansfield Consulting. 2021. Economic Impacts from Remediated Low to Moderate Risk Contaminated Sites. Prepared for The Society of Contaminated Sites Approved Professionals of British Columbia (CSAP) Disponible en: <https://csapsociety.bc.ca/wp-content/uploads/Economic-Impact-Study-2021.pdf>

- Meza-Ramírez, V., Espinoza-Ortiz, X., Ramírez-Verdugo, P., Hernández-Lazcano, P. y Rojas, P. 2021. Pb-contaminated soil from Quintero-Ventanas, Chile: Remediation using *Sarcocornia neei*. Hindawi. 1: 1-17. Doi: 10.1155/2021/2974786. Disponible en: <https://www.hindawi.com/journals/tswj/2021/2974786/>
- Mille, G., Mulyono, M., El Jammal, T. y Bertrand, J.-C. 1988. Effects of oxygen on hydrocarbon degradation studies in vitro in surficial sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 27(3): 283-295. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0272771488900571>
- [Ministerio del Medio Ambiente \(MMA\). 2017. Programa para la recuperación ambiental y social de Huasco \(PRAS\). Disponible en: https://pras.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/11/PRAS-Huasco.pdf](https://pras.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/11/PRAS-Huasco.pdf)
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2021. Informe técnico de la elaboración del proyecto definitivo de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las aguas marinas y sedimentos de la bahía de Quintero-Puchuncaví.
- Munda, I. y Veber, M. 1996. Simultaneous effects of trace metals and excess nutrients on the Adriatic seaweed *Fucus virsoides* (Don.) J. Ag. (Phaeophyceae, Fucales). Botanica Marina. 39: 297-309. Doi: 10.1515/botm.1996.39.1-6.297. Disponible en: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/botm.1996.39.1-6.297/html?lang=en>.
- Muñoz, J., Mudge, S., Loyola-Sepulveda, R., Muñoz, G. y Bravo-Linares, C. 2012. Source apportionment in oil spill remediation. Journal of Environmental Monitoring. 14: 1671. Doi: 10.1039/c2em30156c. Disponible en: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2012/em/c2em30156c>.
- Murphy, T., Moller, A. y Brouwer, H. 1995. In situ treatment of Hamilton Harbour sediment. Journal of Aquatic Ecosystem Health. 4: 195-203. Doi: 10.1007/BF00116654. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00116654>.
- Myers, M., Anulacion, B., French, B., Reichert, W., Laetz C., Buzitis, J., Olson, P. y Collier, T. 2008. Improved flatfish health following remediation of a PAH-contaminated site in Eagle Harbor, Washington. Aquatic Toxicology. 88: 277-288. Doi: 10.1016/j.aquatox.2008.05.005. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0166445X08001550>.
- National Center for Environmental Economics (NCEE). 2007. Employment Effects of Brownfield Redevelopment: What Do We Know From the Literature? Disponible en: <https://www.epa.gov/environmental-economics/working-paper-employment-effects-brownfield-redevelopment-what-do-we-know>
- NAVFAC. 2002. TechData Sheet – Contaminated Sediments at Navy Facilities: Cleanup Alternatives. Disponible en: <https://clu-in.org/download/contaminantfocus/sediments/contaminated-sed-at-navy-facilities-tds-2092-sed.pdf>.
- NFESC. 1998a. Application Guide for Thermal Desorption Systems. Disponible en: https://www.clu-in.org/download/contaminantfocus/dnapl/treatment_technologies/nfesc-tr-2090-env.pdf.
- NFESC. 1998b. Overview of Thermal Desorption Technology. Disponible en: https://clu-in.org/download/contaminantfocus/dnapl/treatment_technologies/nfesc-cr-98-008-env.pdf.

- Officer, C. B. y Lynch, D. R. 1989. Bioturbation, sedimentation and sediment-water exchanges. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science*. 28: 1-12. Doi: 10.1016/0272-7714(89)90037-1. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0272771489900371>.
- Órtiz, M., Hermosillo-Núñez, B.B & Contreras. 2023. Degradation of benthic ecosystem properties of Mejillones Bay (SE Pacific): implications for coastal management. *Hydrobiologia* 850, 665–681 (2023). <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05115-0>
- Patmont, C., LaRosa, P., Narayanan, R. y Forrest, C. 2018. Environmental dredging residual generation and management. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 14(3): 335-343. Doi: 10.1002/ieam.4032. Disponible en: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ieam.4032>.
- Prepas, E., Murphy, T., Dinsmore, P., Burke, J., Chambers, P. y Reedyk, S. 1997. Lake management based on lime application and hypolimnetic oxygenation: The experience in eutrophic hardwater lakes in Alberta. *Water Quality Research Journal*. 32: 273-294. Doi: 10.2166/wqrj.1997.020. Disponible en: <https://iwaponline.com/wqrj/article/32/2/273/40291/Lake-Management-Based-on-Lime-Application-and>.
- Public Services and Procurement Canada (PSPC). Fact sheet: Solification/Stabilization – in situ. Disponible en: <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=43&lang=eng>. Consultado: 08-06-2024.
- Public Services and Procurement Canada (PSPC). Fact sheet: Solification/Stabilization – ex situ. Disponible en: <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=24&lang=eng>. Consultado: 08-06-2024.
- Ríos, F., Cisternas, M., Roux, J. L., & Correa, I. C. S. (2002). Seasonal sediment transport pathways in Lirquen Harbor, Chile, as inferred from grain-size trends. *Investigaciones Marinas*, 30(1). <https://doi.org/10.4067/s0717-71782002000100001>
- Salamanca, M., Camaño, A. 1994. Historia de la contaminación por metales traza en dos áreas costeras del norte y centro-sur de Chile. *Gayana Oceanológica*, 2, 31-48.
- Saha, A., Mukherjee, P., Roy, K., Sen, K. y Sanyal, T. 2022. A review on phyto-remediation by aquatic macrophytes: A natural promising tool for sustainable management of ecosystem. *International Journal of Experimental Research and Review*. 27: 9-31. Doi: 10.52756/ijerr.2022.v27.002. Disponible en: <https://qtanalytics.in/journals/index.php/IJERR/article/view/1405>.
- Schaanning, M., Trannum, H. Oxnevad, S., Ndungu, K. 2019. Benthic community status and mobilization of Ni, Cu and Co at abandoned sea deposits for mine tailings in SW Norway. *Marine Pollution Bulletin*. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.047>.
- Shaughnessy, B., Jackson, B. y Byrnes, J. 2023. Evidence of elevated heavy metals concentrations in wild and farmed sugar kelp (*Saccharina latissima*) in New England. *Scientific Reports*. 13: 17644. Doi: 10.1038/s41598-023-44685-4. Disponible en: <https://www.nature.com/articles/s41598-023-44685-4>
- Sinnett, D.; Bray, I.; Baranyi, G.; Braubach, M.; Netanyahu, S. 2022. Systematic Review of the Health and Equity Impacts of Remediation and Redevelopment of Contaminated Sites. *Int. J. Environ. Res. Public*

- Health 2022, 19, 5278. <https://doi.org/10.3390/ijerph19095278> Disponible en: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC9100537/>
- Surugiu, V. 2009. An overview of the methods used in the assessment of the marine environmental quality based on the analysis of the zoobenthos. *Studia Universitatis Babeş*. 1: 79-95. Disponible en: https://www.academia.edu/47974975/An_overview_of_the_methods_used_in_the_assessment_of_the_marine_environmental_quality_based_on_the_analysis_of_the_zoobenthos
- UNAB (Universidad Andrés Bello). 2015. Cultivo de alga parda *Macrocystis pyrifera* en la zona de Quintero y Puchuncaví: Evaluación de la productividad y potencial uso para biorremediación de metales pesados y compuestos orgánicos (Proyecto FIC-Algas 2015-2016).
- Universidad de Chile. 2023. Descubren yacimiento paleontológico sumergido en Quintero con restos de especies extintas. Disponible en: <https://uchile.cl/noticias/202795/descubren-yacimiento-paleontologico-sumergido-en-la-bahia-de-quintero>
- Universidad de Concepción (UdeC). 2021. Evaluación temporal y espacial del contenido de metales pesados en sedimentos de la Bahía de Quintero-Puchuncaví. Disponible en: <https://pras.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/01/Informe-SEDIMENTOS-DE-LA-BAHIA-DE-QUINTERO-PUCHUNCAVI-VERSION-FINAL-Revisada-V5-29.4.2021-CRCH-MS.pdf>
- USEPA 1988. Social and Economic Effects of Remediation. Disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9101MYVT.PDF?Dockey=9101MYVT.PDF>
- USEPA. 1992. Pilot-scale incineration of PCB-contaminated sediments from the hot spot of the New Bedford Harbor superfund site. Disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30003W12.PDF?Dockey=30003W12.PDF>.
- USEPA. 1993a. Selecting Remediation Techniques for Contaminated Sediment. Disponible en: <https://archive.epa.gov/water/archive/web/pdf/remediation.pdf>.
- USEPA. 1993b. Innovative Site Remediation Technology – Soil Washing/Soil Flushing. Disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000ITN5.PDF?Dockey=2000ITN5.PDF>.
- USEPA. 1998. In Situ Treatment of Contaminated Sediments. Disponible en: <https://semsub.epa.gov/work/HQ/134594.pdf>.
- USEPA. 2005. Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites. Disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1000R7F.PDF?Dockey=P1000R7F.PDF>.
- USEPA. 2007. Deciding about Sediment Remediation – A step-by-step guide to making the decisions. Disponible en: https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/37631/noaa_37631_DS1.pdf.
- Valdés, J., & Sifeddine, A. 2009. Composición elemental y contenido de metales en sedimentos marinos de la bahía Mejillones de Sur, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 37(2), 131–141. <https://doi.org/10.3856/vol37-issue2-fulltext-2>.
- Valdes, J., & Castillo, A. 2014. Evaluacion de la calidad ambiental de los sedimentos marinos en el sistema de bahias de Caldera (27 S), Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(3), 497–513.

- <https://doi.org/10.3856/vol42-issue3-fulltext-10>. Disponible en:
https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-560X2014000300010
- Valdés, J., Ortlieb, L., Sifeddine, A., & Castillo, A. 2023. Human-induced metals accumulation in sediments of an industrialized bay of northern Chile. An enrichment and ecological risk assessment based on preindustrial values. *Marine Pollution Bulletin*, 189, 114723. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114723>. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X23001546>.
- Wang, H., Wang, G. y Gu, W. 2020. Macroalgal blooms caused by marine nutrients changes resulting from human activities. *Journal of Applied Ecology*. 57: 766-776. Doi: 10.1111/1365-2664.13587. Disponible en: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.13587>
- Wasserman, J. C., Barros, S. R., Alves Lima, G. B. 2013. Planning dredging services in contaminated sediments for balanced environmental and investment costs. *Journal of Environmental Management*, Volume 121, 2013, Pages 48-56, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.02.024>. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479713001126>
- Wcislo et al. 2016. *Environment International*, Volume 94, 2016, Human health risk assessment in restoring safe and productive use of abandoned contaminated sites <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.05.028> Disponible en <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0160412016302124>
- Westermeier. 2013. Uso de algas pardas de cultivo para la biorremediación del ambiente costero de la Bahía de Chañaral. Disponible en: https://goreatacama.gob.cl/wp-content/uploads/08-10-2013_17-36-24_10488986.pdf.
- Witt, C. 1996. Investigation in mass balance modeling of ex-situ harbor sediment remediation. Master's Thesis, University of Wisconsin at Madison. Disponible en: <https://search.library.wisc.edu/search/catalog?match=All&title=Investigation+in+mass+balance+modeling+of+ex-situ+harbor+sediment+remediation&view=single>.
- Yang, Y., Li, M., Sun, Y., Gao, H., Mao, L., Zhang, H. y Tao, H. 2022. Optimization of solidification and stabilization efficiency of heavy metal contaminated sediment based on response surface methodology. *Sustainability*. 14: 3306. Doi: 10.3390/su14063306. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/6/3306>
- Zarull MA, Hartig JH, Krantzberg G. Ecological benefits of contaminated sediment remediation. *Rev Environ Contam Toxicol*. 2002;174:1-18. doi: 10.1007/978-1-4757-4260-2_1 Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12132341/>
- Zilio, M. I., London, S., Perillo, G. M., & Piccolo, M. C. (2013). The social cost of dredging: The Bahia Blanca Estuary case. *Ocean & Coastal Management*, 71, 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.09.008>. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964569112002633>
- Zhang, Y., Labianca, C., Chen, L., De Gisi, S., Notarnicola, M., Guo, B., Sun J., Ding, S., Lei Wang, L. 2021. Sustainable ex-situ remediation of contaminated sediment: A review. *Environmental Pollution* 287:

117333. Doi: 10.1016/j.envpol.2021.117333. Disponible en:
<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34000670/>.

Zhao, Ch., Dong, Y., Feng, Y., Li, Y. y Dong, Y. 2019. Thermal desorption for remediation of contaminated soil: A review. Chemosphere. 221: 841-855. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.01.079. Disponible en:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653519300797>.

8 Equipo consultor

A continuación, se presenta el equipo con el que se trabajó durante la elaboración del estudio, donde se pueden observar los cargos de los distintos profesionales. Además, se presenta una explicación de funciones de cada cargo y una breve reseña de los participantes del proyecto y su formación.

Cargo	Miembro equipo	Función principal
Jefe de proyecto	Jorge Alcaíno	Contacto principal con la contraparte, responsable del cumplimiento contractual del servicio y acuerdos establecidos, disposición de recursos, redacción y validación de los informes de estudio entregados, entre otros.
Coordinadora/ especialista ambiental senior	Francisca Mihovilovic	Responsable del cumplimiento del programa de proyecto, planificación, comunicación, coordinación de equipo y otros requeridos para la realización del proyecto. Elaboración y revisión de entregables.
Especialista en ecosistemas marinos	Francisco Díaz	Revisión y evaluación de técnicas de remediación, considerando factibilidad e impactos, ventajas y desventajas, enfocado a aspectos ambientales/ecológicos.
Especialista ambiental	Simón Burgos	Revisión y evaluación de técnicas de remediación, considerando factibilidad e impactos, ventajas y desventajas, enfocado a aspectos sociales/ambientales. Evaluación económica de alternativas de remediación.
Especialista ambiental	Pablo Moya	Revisión y evaluación de técnicas de remediación, considerando factibilidad e impactos, ventajas y desventajas, enfocado a aspectos sociales/ambientales. Evaluación económica de alternativas de remediación.

Jorge Alcaíno – Jefe de proyecto

Ingeniero/Científico Ambiental (MSc Env. Science Sydney University, Australia), chileno-australiano, bilingüe, con más de 14 años de experiencia (7 de estos en Australia) como jefe de proyectos para estudios de sitios contaminados (Phase I, Phase II y Phase III), evaluación de riesgos, estudios de calidad de aguas y suelo, remediación de sitios, drenaje ácido, planes de monitoreo, entre otros. Ha trabajado con multitud de clientes del ámbito privado (constructoras, mineras, entre otros) y público, liderando también estudios para el desarrollo de un futuro sistema de gestión y norma de calidad de suelos para Chile. Experiencia en liderar equipos multidisciplinarios, negociación y enfoque de priorización costo-beneficio. Acreditado como Científico del Suelo Profesional Certificado (Certified Professional Soil Scientist) por Soil Science Australia durante los años 2010-2015 (actividad en Australia).

Francisca Mihovilovic – Coordinadora de proyecto

Ingeniera Civil Ambiental de la Pontificia Universidad Católica de Chile dedicada a la consultoría ambiental enfocada en temas relacionados a suelos contaminados. Tiene más de 6 años de experiencia en la

realización de investigaciones ambientales de suelos y aguas, evaluaciones de riesgo a la salud y planteamiento de alternativas de remediación. Además, ha participado en una serie de estudios orientados al desarrollo de una futura norma de calidad suelos en Chile. Ha desempeñado roles de especialista y coordinadora en proyectos ambientales para el sector público, incluyendo el Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno Regional y SERVIU, así como para empresas privadas, entre ellas constructoras, mineras y generadoras de energía, y otras organizaciones como PNUD. Además, ha participado como coordinadora y especialista en estudios orientados a generar lineamientos y propuestas para una futura norma de suelos y un sistema de gestión de suelos contaminados en Chile.

Francisco Díaz – Especialista en ecosistemas marinos

Biólogo Marino y Doctor en Ciencias mención Ecología (Pontificia Universidad Católica de Chile) con más de 10 años de experiencia en monitoreo del medio marino evaluando relaciones biota-ambiente. Especialista en la evaluación de impactos en sistemas costeros, y con sólidos conocimientos en técnicas estadísticas avanzadas para el manejo de datos. Experto en desarrollo de planes de monitoreo, PVAs, medidas de gestión, e impactos socioambientales relacionados con el medio marino.

Simón Burgos – Especialista ambiental

Ingeniero Civil Ambiental (Universidad de los Andes) con experiencia en consultoría en gestión y regulación ambiental. Ha participado en el desarrollo de estudios para normas de emisión, normas de calidad del aire, planes de prevención y/o descontaminación atmosférica. Tiene experiencia en estudios e investigación asociada a evaluación de riesgo a la salud por sitios con potencial presencia de contaminantes, elaborando estudios vinculados a sitios contaminados, con énfasis en pasivos ambientales mineros.

Pablo Moya – Especialista ambiental

Ingeniero Civil Ambiental con Magíster en Ciencias de la Ingeniería (área ambiental, enfocado en temas de contaminación) de la Pontificia Universidad Católica de Chile con 8 años de experiencia en distintas áreas. Ha desarrollado investigación en contaminación urbana en suelos y polvos de calles para diversas ciudades del país como Chañaral, Copiapó, La Serena-Coquimbo, Andacollo y Santiago, además de ser parte de otros estudios en contingencias ambientales, como los aluviones del 2015 en la región de Atacama. Ha realizado muestreos, análisis de concentraciones y cumplimiento de normativas para sedimentos y aguas marinas. Además, como parte de Demos Lab SpA ha desarrollado estudios de intrusión salina en humedales costeros, consultorías, muestreos y análisis ambientales para el sector público (Ministerio de Obras Públicas). Posee **certificaciones en SIG**: “Análisis Multicriterio en SIG usando el software QGIS” y “Guía para la elaboración de planos para la tramitación ambiental”.