

Informe final FIC 2013 N°33-91-243

“EVALUACIÓN DE UNA ESTRATEGIA DE DETOXIFICACIÓN DE EFLUENTES CONTAMINADOS CON METALES PESADOS UTILIZANDO ALGAS MARINAS CHILENAS”



MBA. M. Gabriela Manoli S.
Universidad Austral de Chile
Sede Puerto Montt
Junio 2015

“Evaluación de una estrategia de detoxificación de efluentes contaminados con metales pesados utilizando algas marinas chilenas”

Director de proyecto

*Mg. Alejandro Sotomayor B. /
MBA. Ma. Gabriela Manoli Sanhueza*

Equipo científico y técnico

Dr. Renato Westermeier H.

MSc. Xavier Gutiérrez

Dr. Carlos Escudero O.

Dra. Alejandra Aguilera B.

Tec. David Patiño A

Ing. Pedro Murúa A.

*Ing. Liliana Muñoz M./
Ing. Darlyn Zagal*

Tec. Paola Aguilera

Tec. Jaime Martínez

Tec. Magda Ríos O.

Adm. Marcela Moreno C.

Copiapó, Junio 2015

Contenido

Resumen.....	6
1. Introducción	7
1.1 Antecedentes biológicos de la especie.....	9
1.1.1 Descripción de la especie y distribución geográfica.....	9
1.1.2 Taxonomía	9
1.1.3 Ciclo de vida.....	10
1.2 Tratamiento primario y secundario de aguas	11
2. Objetivos del proyecto	14
2.1 Objetivo General	14
2.2 Objetivos Específicos	14
3. Materiales y Métodos	15
3.1 Reconocimiento del área de estudio y definición de áreas de muestreo	15
3.2 Ensayos de precipitación y sedimentación mediante test de jarra.....	15
3.2.1 Compra de equipos e implementación Test de Jarra.....	15
3.2.2 Evaluación de reactivos de precipitación, velocidades de agitación y tiempos de sedimentación	16
3.3 Biología poblacional	19
3.3.1 Estudio de la estructura etaria	19
3.3.2 Estudios de raleo/despeje de áreas en poblaciones de huero negro y palo.....	22

3.3.3 Estudios de poda en <i>L. trabeculata</i>	23
3.4 Constituyentes químicos en algas: huiro negro y palo.....	26
3.5 Construcción sistema de biosorción.....	26
3.5.1 Adquisición de equipos y acoplamiento de bombas, válvulas y tuberías a la columna.....	27
3.5.2 Evaluación y optimización hidrodinámica del equipo de biosorción	28
3.5.3 Optimización de la eficiencia en la eliminación de metales de la unidad de biosorción	28
3.5.4 Optimización de la eficiencia de desorción	29
3.6 Evaluación costo-beneficio de implementación del sistema	30
3.6.1 Identificar los impactos de la contaminación.....	30
3.6.2 Estimar un valor económico de los impactos de la contaminación valorizables económicamente.....	30
3.6.3 Identificar beneficios específicos de la tecnología.....	31
4. Resultados	32
4.1 Reconocimiento del área de estudio y definición de áreas de muestreo	32
4.1.1 Reconocimiento Área de Estudio:	32
4.1.2 Muestreos y Caracterización de Metales en el Efluente	35
4.1.3 Mapas de Afectación por impacto de contaminación	52
4.2 Ensayos de precipitación y sedimentación mediante Test de Jarra	58
4.2.1 Ensayo preliminar al Test de Jarra (Volumen: 10 ml de muestra)	58
4.2.2 Implementación Test de Jarra, etapa 1: definición de relación óptima de coagulante-floculante (volumen: 500 ml de muestra).....	59

4.2.3 Evaluación Test de Jarra muestras M2, M3 y M4	65
4.2.4 Eliminación de metales pesados y composición de lodos asociados al Tratamiento Primario.....	69
4.3 Biología poblacional.....	75
4.3.1 Estructura etaria de <i>L. nigrescens</i> and <i>L. trabeculata</i> en Atacama	75
4.3.2 Estudios de raleo/despeje de áreas en poblaciones de huiro negro y palo.....	83
4.3.3. Estudios de poda en <i>L. trabeculata</i>	86
4.3.4 Estudio de la composición química de los huiros negros y palo	89
4.4 Construcción sistema de biosorción.....	91
4.4.1 Evaluación y optimización hidrodinámica del equipo de biosorción	91
4.4.2 Optimización de la eficiencia en la eliminación de metales de la unidad de biosorción	92
4.4.3 Optimización de la eficiencia de desorción.....	99
4.4.4 Esquema general de tratamiento propuesto	103
4.5 Evaluación costo-beneficio de implementación del sistema	106
4.5.1 Identificar los impactos de la contaminación.....	106
4.5.2 Estimar un valor económico de los impactos de la contaminación valorizables económicamente.....	110
4.5.3 Identificar beneficios específicos de la tecnología y su valor económico.....	113
4.7 Difusión de resultados.....	121
5. Discusión.....	128
6. Conclusiones.....	132

7. Bibliografía..... 138

Anexos 143

Resumen

El estado de las aguas es una preocupación constante a nivel mundial debido a la importancia que ésta tiene para el ser humano y su ecosistema. El impacto que tiene la industria minera en su medio, y por consiguiente en las aguas, ha llevado a investigar nuevas formas de afrontar este tema. Una de ellas ha sido la tecnología de biosorción en el control y eliminación de la contaminación por metales pesados, tema que ha servido como base para el desarrollo de este proyecto.

Los ensayos realizados en este proyecto permitieron determinar que para que esta tecnología sea económicamente viable, los biosorbentes han de encontrarse de forma abundante y fácilmente disponible en la proximidad de los efluentes a tratar, de forma que se minimicen los costos de recolección y transporte hasta los lugares de uso. Este es el caso de las especies seleccionadas en este proyecto, *Lessonia nigrescens* y *Lessonia trabeculata*, las que se desarrollan en Chile y en la costa de Atacama en particular.

Un aspecto importante que se determinó fue el sistema ideal de cosecha para las especies escogidas, dando como resultado que la extracción racional de individuos completos es la mejor forma de realizarlo. Como resultado principal del proyecto se propone un esquema de tratamiento de las aguas basado en una unidad primaria de coagulación/floculación para lograr la eliminación de gran parte de la carga contaminante seguida de una unidad de biosorción por macroalgas en una columna de relleno operada en contra de gravedad.

Si bien el proyecto actual presenta los resultados que se pueden obtener gracias al desarrollo de un sistema de purificación de aguas a nivel de prototipo, se puede evaluar el impacto social que tendría con las condiciones actuales de una planta de tratamiento dentro de la región en estudio, mostrando que un proyecto de esta envergadura en su fase de puesta en marcha en el lugar, deberá ser necesariamente incentivada por el Estado debido a las características que tiene respecto a indicadores de rentabilidad.

Finalmente, las perspectivas futuras pasan por involucrar a los principales actores, compañías mineras y la administración públicas en la gestión de las aguas, enfocándose principalmente en los efluentes de las industrias mineras.

1. Introducción

El sector de la minería presenta grandes problemas relacionados con el medio ambiente y la contaminación debido al elevado volumen de residuos sólidos y efluentes líquidos que genera. Considerando su impacto ambiental, una de las problemáticas más importantes a escala mundial es la generación de aguas ácidas de minas como consecuencia del procesamiento de minerales piríticos y de la minería del carbón. La gestión de los residuos originados en los procesos mineralúrgicos requiere su inmovilización en balsas por largos períodos de tiempo, de forma que su impacto sobre el área sea mínimo. Uno de los problemas típicos es debido a un incorrecto diseño de las balsas o a deficiencias de sellado, de manera que se produce el drenaje del agua ácida residual a través de las paredes de las mismas, contaminando los ríos, lagos y acuíferos que las reciben.

Los drenajes de aguas ácidas de minas y los metales asociados a ellas son un problema ambiental y ecológico de primera magnitud en muchos países. A este problema se añade que en la mayoría de los casos las actividades mineras han sido abandonadas y, en muchas ocasiones, no es posible atribuir la contaminación a un responsable concreto. Las descargas contaminantes pueden persistir durante décadas o incluso siglos, una vez que la actividad minera ha cesado (Strömberg and Banwart, 1994).

En los últimos años, una amplia gama de materiales biológicos, especialmente bacterias, algas, levaduras y hongos han recibido una creciente atención para la eliminación de metales pesados de efluentes contaminados y su recuperación en forma concentrada. El buen rendimiento, bajo costo y posibilidad de obtenerlos en enormes cantidades son puntos clave del creciente interés por este tipo de alternativa tecnológica. A diferencia de las resinas mono funcionales de intercambio iónico que suelen contener un único tipo de funcionalización superficial, el biosorbente contiene gran variedad de sitios funcionales incluyendo carboxilo, imidazol, sulfhidrilo, amino, fosfato, sulfato, tioéter, fenol, carbonilo, amida y restos hidroxilo. Esta variedad de grupos dota a los materiales de una gran capacidad de eliminación de metales pesados de diferente naturaleza. Además de su elevado potencial de detoxificación, este tipo de materiales presenta la ventaja tecnológica adicional de su bajo costo, dotando a esta iniciativa de un altísimo potencial de uso en aplicaciones donde se requieran tratamientos de grandes efluentes de disoluciones diluidas de metales.

De los cuatro sistemas biológicos presentados anteriormente, las algas suelen ser las más apropiadas para la construcción de sistemas de biosorción a gran escala puesto que, además de su presencia recurrente o incluso problemática en diversas regiones costeras, exhiben una estructura química con elevada densidad de centros activos de interacción iónica y unas buenas propiedades hidrodinámicas una vez secas.

El presente proyecto pretende entregar una propuesta de eliminación de metales pesados en el Río Salado, partiendo de la base del conocimiento en biología y caracterización de algas, biología marina y tecnología tanto de la Universidad Austral de Chile como NIVA Chile y NIVA Noruega.

1.1 Antecedentes biológicos de la especie

1.1.1 Descripción de la especie y distribución geográfica

Huiro negro y huiro palo son dos especies de algas pardas pertenecientes al género *Lessonia* (Searles 1978). Huiro negro (también llamado vernacularmente como tinilhue) es reconocida en todo Chile como *L. nigrescens*, y se distribuye en ambientes intermareales rocosos de alta exposición al oleaje a lo largo de todo Chile, desde Antofagasta hacia el extremo sur (Westermeier et al. 1994; Hoffmann & Santelices 1997). No obstante, estudios recientes demostraron la presencia de dos especies crípticas dentro de este complejo (Tellier et al. 2011), los que posteriormente fueron descritos como *L. berteroana* en el norte de Chile y como *L. spicata* en el centro sur del país (González et al. 2012). Cabe destacar que en la región de Atacama la especie que habita en las costas es *L. berteroana*, la que ha demostrado especial interés en la comunidad científica en ámbitos relacionados con su biología, ecología y repoblamiento en zonas con alta exposición a metales pesados (Faugeron et al. 2005; Correa et al. 2006; Westermeier et al. 2013).

Huiro palo corresponde a la especie *L. trabeculata*. A diferencia de *L. nigrescens*, huiro palo es típicamente submareal (5 – 30 m) y forma bosques de huirales en ambientes de menor energía (Villouta & Santelices 1986). Se distribuye en Chile desde Arica hasta Puerto Montt (Westermeier 1980; Hoffmann & Santelices 1997), así como también en el Atlántico occidental (Patagonia Argentina e Islas Malvinas) (Asensi & Küpper 2012). Es una especie de lento crecimiento, atípico en comparación a otras algas pardas chilenas, donde los estudios actuales no permiten concluir una dinámica poblacional completa, que abarque la totalidad de su tiempo de vida (el que podría ser de varios años).

1.1.2 Taxonomía

Huiro negro y huiro palo son especies hermanas (*Lessonia*). Ambas especies pertenecen al grupo de las grandes algas pardas (orden Laminariales; tabla 1), y corresponden a las dos de las diez especies descritas para el género a nivel mundial: *L. nigrescens* (e.g. *L. berteroana* y *L. spicata*), *L. trabeculata*, *L. flavicans* y *L. vadosa* en Sudamérica y *L. adamsiae*, *L. brevifolia*, *L. corrugata*, *L. tholiformis* y *L. variegata* en Australasia (Martin & Zuccarello 2012).

Tabla 1. Descripción taxonómica de huiro negro y huiro palo (según Guiry & Guiry 2015)

Clasificación	Huiro negro	Huiro palo
Imperio	Eukaryota	
Reino	Chromista	
División (filo)	Ochrophyta	
Clase	Phaeophyceae	
Subclase	Phycophycidae	
Orden	Laminariales	
Familia	Lessoniaceae	
Genero	Lessonia	
Especie	L. nigrescens	L. trabeculata

1.1.3 Ciclo de vida

En algas pardas del orden Laminariales el organismo visible a ojo desnudo es el esporofito. Este esporofito es diploide ($2n$) y es capaz en volverse reproductivo a través de la formación de frondas reproductivas. En estas frondas se forman los soros esporangiales -estructuras que hacen ver las frondas más engrosadas y de coloración más oscura- y contienen las esporas (zoosporas), las que son formadas para la reproducción asexual. Estas esporas al ser liberadas al ambiente se asientan y son capaces de dividirse sistemáticamente hasta formar gametofitos masculinos y femeninos, las estructuras sexuales haploides (n) de las algas pardas y que son microscópicas. La fertilización de un gametofito femenino por un espermatozoide (célula masculina flagelada especializada para la fertilización) produce un cigoto diploide, que tras múltiples divisiones mitóticas generara nuevamente a un individuo adulto visible al ojo desnudo (fig. 1).

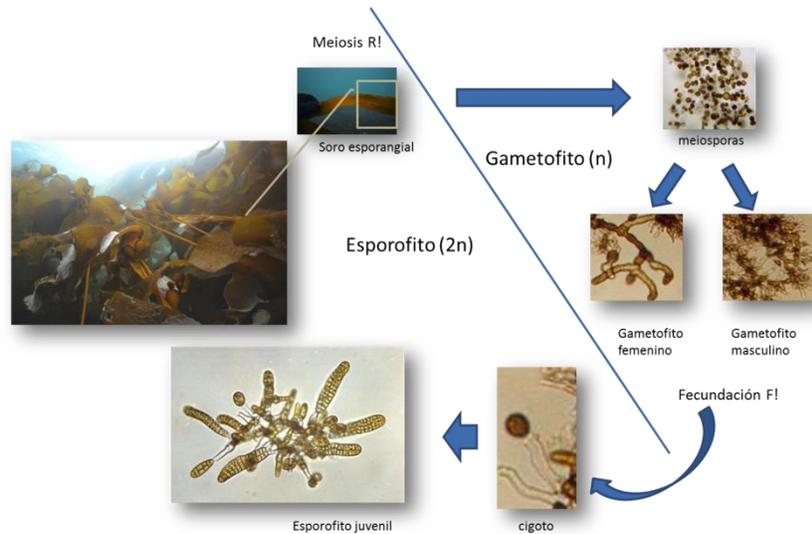


Fig. 1. Ciclo de vida típico de algas pardas del orden Laminariales (extraído de (Westermeier et al. 2012b))

1.2 Tratamiento primario y secundario de aguas

La contaminación por metales pesados es uno de los problemas ambientales más importantes hoy en día. Varias industrias producen y descargan desechos que contienen diferentes metales pesados en el medio ambiente. De entre las diferentes industrias que contribuyen a la contaminación por metales pesados, destacan actividades como minería y fundición, acabados de superficie, producción de energía, industria de fertilizantes y pesticidas, metalurgia, galvanoplastia, electrólisis, fotografía, fabricación de electrodomésticos e industria nuclear.

Las características tóxicas de los metales pesados pueden describirse de forma breve como sigue:

- a. La *toxicidad* puede durar largo tiempo en el medio
- b. Algunos *metales pesados* pueden sufrir procesos de transformación que conducen a la producción de especies aún más tóxicas (como el caso de la metilación del mercurio para formar cationes metilmercurio)
- c. La *bioacumulación* del metal pesado en la cadena trófica contribuye a deteriorar la calidad de los alimentos, poniendo en riesgo la salud ambiental y humana.

d. Los *metales y metaloides* (como el arsénico) pueden sufrir procesos de transformación en términos de valencia y especiación, pero no pueden ser degradados por ningún método.

Un proceso de tratamiento para eliminar metales en aguas superficiales normalmente debe contemplar un tratamiento primario que promueva la formación de flóculos y su sedimentación, para que el efluente tratado tenga pocos sólidos en suspensión y disminuya la carga orgánica para el subsecuente tratamiento secundario. Dicho efluente ingresa a un tratamiento secundario, para eliminar los iones metales disueltos. Los métodos para la eliminación de iones metálicos de soluciones acuosas consisten principalmente en tecnologías físicas y químicas. Pocas alternativas biológicas han sido exploradas y aún menos las investigadas en escenarios reales de contaminación. De entre los métodos convencionales para la eliminación de iones metálicos los más extendidos son la precipitación química, intercambio iónico, tratamiento electroquímico, tecnologías de membrana, adsorción sobre carbón activado y evaporación. El intercambio de iones, las tecnologías de membrana y el proceso de adsorción con carbón activado son extremadamente caros cuando el tratamiento ha de abarcar una gran cantidad de agua y suelen ser poco eficaces a concentraciones bajas de metales.

Una alternativa a estos tratamientos está basada en procesos de biosorción. La biosorción se puede definir como la eliminación de las especies contaminantes de la solución utilizando materiales de origen biológico. Algunos materiales biológicos, como las algas, han demostrado su capacidad para acumular en su estructura grandes cantidades de metales. De entre las algas, aquellas de origen marino se encuentran entre los mejores adsorbentes de especies metálicas catiónicas, puesto que en sus estructuras se pueden encontrar multitud de grupos funcionales con carga negativa en los pH habituales de operación de los sistemas de adsorción. Dichos grupos, en condiciones naturales, suelen estar unidos a cationes Na y Ca que pueden ser intercambiados por metales pesados cuando las algas son expuestas a disoluciones conteniendo metales pesados. Este proceso puede ser reversible, abriéndose la posibilidad de recuperar los metales pesados y regenerar el material biosorbente, sometiendo al biomaterial a las condiciones de desorción adecuadas.

En los últimos años, la aplicación de la tecnología de biosorción en el control y eliminación de la contaminación por metales ha recibido mucha atención, convirtiéndose gradualmente en un tema candente en el ámbito del control de la contaminación por metales pesados. Es de remarcar que para que esta tecnología sea económicamente viable, los biosorbentes han de encontrarse de forma abundante y fácilmente disponible en la proximidad de los efluentes a tratar, de forma que se minimicen los costos de recolección y transporte hasta los lugares de uso. Este es el caso de las algas seleccionadas en este proyecto *Lessonia nigrescens* y *Lessonia trabeculata*, son especies locales y ampliamente disponibles en las costas Chilenas.

2. Objetivos del proyecto

2.1 Objetivo General

- El objetivo del presente proyecto consiste en evaluar una tecnología basada en la capacidad de intercambio iónico de 2 especies de macroalgas chilenas del género *Lessonia* presentes en regiones costeras de Chile para la eliminación de metales pesados de efluentes acuosos contaminados. Se pretende valorizar este tipo de biomasa marina como una alternativa sostenible a la tecnología actual basada en resinas de intercambio iónico.
- Evaluar y proponer una tecnología de bajo costo y respetuosa con el medioambiente basada en un biomaterial capaz de adsorber cationes de metales pesados como alternativa a los tratamientos convencionales de tratamiento de aguas contaminadas.
- Proponer un prototipo de instalación para el tratamiento de aguas contaminadas por metales pesados, basado en la tecnología desarrollada y evaluada previamente

2.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar las aguas que producen la contaminación por metales pesados en el área de Bahía Chañaral, Región de Atacama.
- Evaluar desde los puntos de vista químico, ecológico y de potencial de detoxificación 2 especies de macroalgas chilenas del género *Lessonia* (*Lessonia nigrescens* y *L. trabeculata*)
- Determinar las condiciones óptimas de operación de la unidad de tratamiento fisicoquímico para la eliminación de los metales pesados objetivo del presente estudio

3. Materiales y Métodos

3.1 Reconocimiento del área de estudio y definición de áreas de muestreo

Realizada la actividad de reconocimiento del área de estudio, que incluyó el recorrido completo de la cuenca del Río del Salado, desde su desembocadura al norte de Chañaral (0 m.s.n.m.), hasta sus orígenes en Salar Pedernales (3.560 m.s.n.m.) y posible aportes desde Potrerillos (2.780 m.s.n.m.) (Anexo 1).

Los muestreos llevados a cabo durante el estudio fueron clasificados de la siguiente manera:

- Muestreo 1 (M1): muestreo de verano
- Muestreo 2 (M2): muestreo de otoño
- Muestreo 3 (M3): muestreo de invierno
- Muestreo 4 (M4): muestreo de primavera

3.2 Ensayos de precipitación y sedimentación mediante test de jarra

3.2.1 Compra de equipos e implementación Test de Jarra

Para la implementación y evaluación del Test de Jarra, se realizó la compra de un floculador (Foto 1), conos de sedimentación, material de laboratorio y un turbidímetro (Foto 2), este último necesario para evaluar la clarificación de las muestras a tratar.



Floculador portátil para Test de Jarra

Foto 1. Floculador portátil para Test de Jarra



Turbidímetro

Foto 2. Turbidímetro

Con el fin de disponer de los reactivos de coagulación y floculación necesarios para la implementación de los test de Jarra, se contactó a proveedores nacionales, los que enviaron a NIVA Chile, sin costo, muestras de los productos químicos recomendados para las características del agua del río salado e información técnica de cada reactivo.

Las características técnicas de los reactivos de coagulación y floculación obtenidos en el mercado chileno, se detallan en la tabla 2.

Tabla 2. Detalles de los reactivos para usar en Test de Jarra

NOMBRE	Conc. Recomendada	Aplicación Recomendada	Características	Carga iónica	Composición	Rango de acción	Rtvo.
clarisol 2008	0.5% p/p	0,10%	Orgánico sintético, alto PM	catiónico fuerte		pH 1-14	líquido
clarisol 5200	1% p/p		Orgánico sintético, alto PM	aniónico débil	polimeros de acrilato		líquido
clarisol 4015PW	0.5% p/p	0.1-0.01%	Orgánico sintético, alto PM	anión activo	poliacrilamida sintética		polvo
clarisol 4040	0.5% p/p	0,10%	floc anionico, alto PM	aniónico			polvo
clarisol 5020	0.5% p/p		Policloruro de Aluminio	cationico	28-32% Al ₂ O ₃ ; amoniaco		polvo
cota-floc	1 g/l	10 - 30 mg/l	Polímero inorgánicos	Catión	>30% Al ₂ O ₃ ; 26.5% Cl	pH 6-9	polvo amarillo
flocotac 2012	5 g/l	0.05 - 1 mg/l		aniónico	poliacrilamida aniónica	pH 5-8	polvo

Posterior al estudio de las características técnicas de los reactivos de coagulación y floculación disponibles, se seleccionaron como coagulante catiónico el producto cota-floc (Poli Cloruro de Aluminio, PCA), a una concentración final de 10 y 30 mg/l; y los floculantes clarisol 2008 (catiónico) y floco-tac 2012 (poliacrilamida aniónica) a concentraciones finales por producto, de 1 y 2 mg/l.

3.2.2 Evaluación de reactivos de precipitación, velocidades de agitación y tiempos de sedimentación

a. Diseño experimental: Ensayo Preliminar al Test de Jarra (Volumen: 10 ml de muestra)

Con el objetivo de evaluar preliminarmente la clarificación de la muestra M1-1 obtenida en la desembocadura del Río Salado, y definir un rango de concentración óptima de los reactivos de coagulación y floculación seleccionados anteriormente, se realizó un ensayo preliminar de coagulación y sedimentación en tubos de ensayo, utilizando 10 ml de muestra, el diseño experimental detallado en la figura 2.

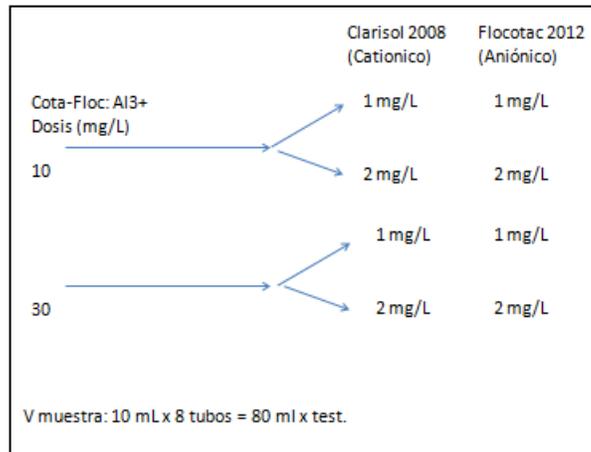


Fig. 2. Diseño Experimental Test de Jarra

Las variables a medir en cada una de las muestras para cada tratamiento fueron: pH, Conductividad y Turbidez. En base a los resultados obtenidos, se calculó el porcentaje de reducción de conductividad y turbidez.

b. Implementación Test de Jarra, etapa 1: definición de relación óptima de coagulante-floculante (volumen: 500 ml de muestra)

Esta etapa tiene como objetivo establecer la relación óptima de concentración de coagulante y floculante, mediante la evaluación de la cinética y eficiencia de reducción de turbidez.

En base a los resultados del ensayo preliminar, se continuó con la búsqueda de la relación óptima de los reactivos de coagulación y floculación, mediante una batería de 4 test de Jarra (TJ) a una escala de 500 ml de muestra de agua. Se evaluaron concentraciones (más bajas) de 2 coagulantes (Policloruro de Aluminio, PCA, y Sulfato férrico, FeSO₄) y 2 floculantes (Clarisol 2008 y Floco-tac) (Tabla 3).

Tabla 3. Detalle de las cuatro combinaciones utilizadas de 2 coagulantes y 2 floculantes, en cada test de Jarra (TJ), etapa 1.

TEST DE JARRA M2 EN 500 ml			DOSIS FLOCULANTE (mg/L)				ID Test de Jarras	
			Clarisol 2008		Floco-tac			
			0,5	1	0,5	1		
DOSIS DE COAGULANTE (mg/l)	PCA (mg/L)	10	R1: PCA (10) : Clarisol (0.5)	R2: PCA (10) : Clarisol (1)	R1: PCA (10) : Floco-Tac (0.5)	R2: PCA (10) : Floco-Tac (1)	TJ 1= PCA: Clarisol	TJ 2= PCA: Floco-Tac
		20	R3: PCA (20) : Clarisol (0.5)	R4: PCA (20) : Clarisol (1)	R3: PCA (20) : Floco-Tac (0.5)	R4: PCA (20) : Floco-Tac (1)		
	FeSO4 (mg/L)	10	R1: FeSO4 (10) : Clarisol (0.5)	R2: FeSO4 (10) : Clarisol (1)	R1: FeSO4 (10) : Floco-Tac (0.5)	R2: FeSO4 (10) : Floco-Tac (1)	TJ 3= FeSO4: Clarisol	TJ 4= FeSO4: Floco-Tac
		20	R3: FeSO4 (20) : Clarisol (0.5)	R4: FeSO4 (20) : Clarisol (1)	R3: FeSO4 (20) : Floco-Tac (0.5)	R4: FeSO4(20) : Floco-Tac (1)		

Considerando, los resultados de calidad de agua obtenidos en el muestreo de otoño (M2), se consensó utilizar los puntos Llanta (M2-2)¹ y Desembocadura (M2-4)², para los ensayos de precipitación y sedimentación mediante test de Jarra, según procedimiento de NIVA Chile (Anexo 2).

c. Implementación Test de Jarra, etapa 2: ensayos utilizando relación óptima de coagulante y floculante (volumen: 1000 ml de muestra)

En la etapa 2, las muestras de agua tomadas en los puntos Llanta y Desembocadura, para los muestreos M2, M3 y M4, fueron sometidas a los ensayos de precipitación y sedimentación mediante test de Jarra, usando la combinación y concentración óptima de coagulante y floculante, definidos en la etapa 1, para cada punto, según procedimiento de NIVA Chile (Anexo 3).

Dentro del proyecto, es de gran importancia conocer la composición de los fangos obtenidos en la etapa primaria de coagulación/floculación/precipitación. Dicha composición será un parámetro importante a tener en cuenta cuando se desarrollen las estrategias de gestión de residuos sólidos correspondientes. Para tal fin, se desarrolló un método de digestión apropiado para la disolución cuantitativa del fango y su análisis por ICP-MS (Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente).

¹ Donde M2-2 se refiere al muestreo en otoño en el punto 2

² Donde M2-4 se refiere al muestreo en otoño en el punto 4

3.3 Biología poblacional

3.3.1 Estudio de la estructura etaria

Se seleccionaron dos poblaciones de algas pardas en la región de Atacama: i) la población de huiro negro (*L. nigrescens*) ubicada en la costa intermareal de la reserva (lodge) Pan de Azúcar (Foto 3), y ii) la población de huiro palo (*L. trabeculata*) ubicada en el submareal (7 – 12 m) de Bahía Chasco (Foto 4). En estas poblaciones se eligieron áreas representativas de cada pradera para realizar tres tipos de experimentos relacionados con la biología de poblaciones de estos recursos: la dinámica poblacional de ambos recursos, que tiene por objetivo conocer el grado de variación temporal de estas poblaciones en términos de longitud (productividad), individuos reproductivos (fenología) y demografía; estudios de raleo y poda en estas algas, para saber el grado de recuperación de estos recursos después de una intervención humana y la composición química de estas algas, con énfasis en carbohidratos, algunos de ellos con importancia potencial para el proceso de biosorción.



Foto 3. Vista panorámica de la población de huiro negro (*L. nigrescens*) en Pan de Azúcar.



Foto 4. Vista panorámica de la población de huiro palo (*L. trabeculata*) en Bahía Chasco.

Dentro de estas poblaciones se marcaron áreas de 12 m² y se cuantificaron, en cada m² las siguientes variables poblacionales, de acuerdo a la metodología descrita en (Westermeier et al. 2013):

- Longitud promedio: Mensualmente se midió con una cinta graduada (huincha) la longitud total de cada planta (n=30) desde la base (disco de fijación) hasta el extremo más apical de cada individuo presente en cada cuadrante.
- Diámetro del disco de fijación: se cuantificó (n=30), con ayuda de un pie de metro, el diámetro máximo de disco de fijación de cada individuo presente en cada uno de los cuadrantes. Luego se calculó un valor promedio mensual de este indicador.
- Número de estipes: de cada ejemplar encontrado dentro de estos 12 m² se contabilizó el número de estipes que se originan desde el disco de fijación, calculando un valor promedio mensual de la población.
- Diámetro del estipe mayor: se midió, mensualmente, el valor el diámetro del estipe mayor de cada individuo encontrado en las áreas marcadas (n=30).
- Densidad promedio: se contabilizó de forma mensual, la cantidad de individuos en cada población de huiro negro y huiro palo (n=30).
- Fenología reproductiva: se contabilizó la cantidad de individuos reproductivos dentro de cada población, de forma mensual (n=30).
- Estructura etaria: se clasificaron tres tipos de estadios dentro de la población:
 - Reclutas: individuos de poco desarrollo que recién aparece en la población. Se caracteriza por no medir más de 20 cm y tener disco de fijación pequeño < 1 cm, que frecuentemente tiene menos de un mes de aparición (Foto 5).

- Juveniles: individuos de un tamaño mayor (entre 20 y 149 cm) o disco de fijación con forma de grampón de tamaño mediano, no mayor a 7 cm (Foto 6).
- Adultos: individuos de gran tamaño (sobre los 150 cm), gran desarrollo de volumen, frondas y/o estipes y un gran disco de fijación mayor a 7 cm (Foto 7).
- Senescentes: individuos adultos con rasgos típicos de descomposición (decoloración del talo, destrucción de los ápices, ausencia de frondas etc.; foto 8).



Foto 5. Morfología típica de reclutas de *L. nigrescens* (izquierda) y *L. trabeculata* (derecha).



Foto 6. Morfología típica de juveniles de *L. nigrescens* (izquierda) y *L. trabeculata* (derecha).



Foto 7. Morfología típica de adultos de *L. nigrescens* (izquierda) y *L. trabeculata* (derecha).



Foto 8. Morfología típica de adultos senescentes de *L. nigrescens* (izquierda) y *L. trabeculata* (derecha).

De forma mensual se estableció la proporción de estos tres estadios dentro de cada población.

3.3.2 Estudios de raleo/despeje de áreas en poblaciones de huiro negro y palo

Un área de 30 m² dentro de poblaciones de *L. nigrescens* y *L. trabeculata* fueron despejadas completamente de algas (huiros y otras macroalgas), dejando sustrato disponible para el reclutamiento de nuevos individuos (Foto 9). Estos despejes fueron hechos en otoño (Junio 2014 en *L. nigrescens* de Pan de Azúcar y Mayo 2014 en *L. trabeculata* de Bahía Chasco) y en verano (Dic 2014³ para ambas poblaciones). Mensualmente se visitaron estas áreas para evaluar

³ Por ser realizada a fines de diciembre del 2014 se denominó a esta cosecha como verano 2015

cuando tardan en reclutar nuevos individuos así como la variación mensual de los indicadores de crecimiento y reproducción de estos nuevos ejemplares (ver punto 3.3.1).



Foto 9. Áreas despejadas (libre de algas prominentes) en poblaciones de huiro negro (izquierda) y huiro palo (derecha).

3.3.3 Estudios de poda en *L. trabeculata*⁴

El huiro palo, *L. trabeculata*, es una alga explotada por sus usos como alimento para abalones y en la producción de alginatos. Las frondas (hojas) son utilizadas para la alimentación de abalones, estipes (cauloides) se secan para su posterior proceso en la industria química. No obstante, ambas actividades han sido históricamente incompatibles, y generalmente los que trabajan para una de ellas (básicamente pescadores artesanales) descartan la parte del talo que no se utiliza (Westermeier et al. 2011; Murúa et al. 2013). En el caso de la recolección de frondas de esta alga, actividad que es más común en la región de Atacama, **el resto de la planta (sin frondas) quedaría fija en el fondo marino, siendo poco claro si tarda un periodo largo de tiempo en descomponerse y/o desprenderse o lograría recuperarse a lo largo del tiempo, formando nuevamente una canopia.**

⁴ Observación: este experimento no se realizó para *L. nigrescens*, ya que estudios realizados por Westermeier et al. (1994) en este mismo recurso pero del sur de Chile demostraron que las podas no son efectivas desde el punto de vista biológico, al no haber recuperación de los ejemplares podados.

Especímenes juveniles y adultos de huiro palo fueron seleccionados y marcados individualmente dentro de la pradera natural en Bahía Chasco. Posteriormente se les aplicó tres tratamientos de poda:

- a) Poda completa de frondas: a cada individuo por separado se les cortó la totalidad de las frondas, realizando un corte rápido y aleatorio que podía ser tanto sobre el meristema de la fronda (en su base), o incluso debajo de la base de las frondas (hojas. Esta es la forma típica que los pescadores de huiro palo usan para cosechar la biomasa (Foto 10).
- b) Poda de la mitad de las frondas: siguiendo el mismo sistema anterior esta vez se podó solo la mitad de la canopia de cada planta, dejando la mitad de las frondas sin alterar (Foto 11).
- c) Poda total conservando los meristemas de las frondas: cada hoja de cada planta seleccionada fue cortada cuidadosamente, dejando la base de cada fronda sin cosechar (Foto 12).



Foto 10. Poda completa de frondas en *L. trabeculata*



Foto 11. Poda de la mitad de las frondas en *L. trabeculata*



Foto 12. Poda total en *L. trabeculata* conservando los meristemas de las frondas (base de las láminas)

En cada una de los especímenes se cuantificó mensualmente la longitud total y el diámetro del disco, y su variación en el tiempo. Además, cada biomasa cosechada fue pesada para la evaluación de la productividad de cada sistema de poda.

3.4 Constituyentes químicos en algas: huiro negro y palo

Individuos considerados adultos -según el criterio del punto 3.3.1- de ambas especies fueron colectados en triplicado en Mayo, Julio y Octubre 2014 (M2 otoño, M3 invierno, M4 primavera 2014 y M5 enero 2015⁵). Estos individuos fueron separados en disco de fijación, estipes y frondas, seleccionando solo tejidos limpios y libres de epibiontes.

Estos órganos fueron fragmentados, secados a 60°C temperatura constante, pulverizados y almacenados en un lugar seco a temperatura ambiente para análisis químicos.

Las muestras fueron enviadas al centro CIDTA de la Universidad Católica del Norte, en donde fueron analizadas para alginatos, laminarano y manitol, a través de espectroscopia del extracto purificado, modificando las metodologías descritas en Gómez & Wiencke (1998) y Chandía et al. (2005).

3.5 Construcción sistema de biosorción

El sistema de biosorción y su construcción implican los diferentes ensayos realizados a lo largo del proyecto:

- Optimización hidrodinámica (modo de circulación del fluido, caudal volumétrico, caudal superficial, porosidad, relación de hinchado de los materiales adsorbentes),
- Evaluación de las características de eliminación de los contaminantes "target" en forma de curvas de ruptura
- Caracterización del proceso de desorción y trazado del perfil característico.

El sistema de biosorción se describe como la instalación consta de dos columnas conectadas en paralelo y mientras una ópera en modo adsorción la otra se regenera. Las líneas de agua tratada se descargan y las de regeneración se dirigen al primario.

⁵ Resultados pendientes de entrega por parte de la Universidad que realiza dichos análisis

3.5.1 Adquisición de equipos y acoplamiento de bombas, válvulas y tuberías a la columna



Foto 13. Válvula, muestreador y columnas



Foto 14. Válvula, muestreador y columnas



Foto 15. Bomba

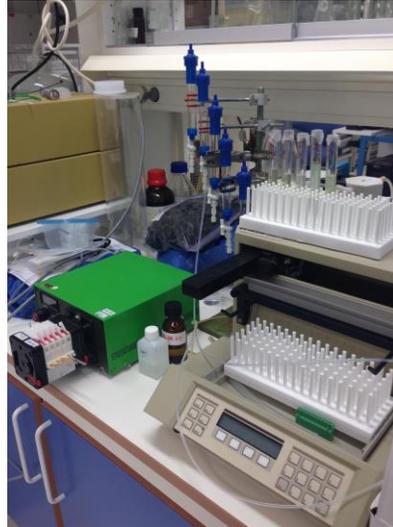


Foto 16. Muestreador-Bomba

3.5.2 Evaluación y optimización hidrodinámica del equipo de biosorción

Se partió de las diferentes partes de las algas secas enviadas por la UACH a NIVA NORUEGA, evaluando la relación de hinchamiento libre (swelling ratio) de las mismas. Las algas secas tienen una tendencia natural a capturar agua dando lugar a un hinchado que puede llegar a poner en riesgo la operación de biosorción. Si el empaquetamiento de las columnas se llevase a cabo con algas secas y con la alimentación de la disolución a tratar se permitiese su hinchado de forma incontrolada en el interior de las columnas de biosorción, tendría lugar una disminución de la sección efectiva de paso del fluido por bloqueo de los canales. Este efecto da lugar a un aumento de la presión que puede conducir a que las uniones de las conducciones se abran y se produzca el derrame de la disolución. Los ensayos de hinchado se realizaron con las algas siguientes y con un rango de tamaño de partícula $1.0 \leq \phi \leq 2.5$ mm, exponiendo las diferentes partes de las algas (*Lessonia nigrescens* y *Lessonia trabeculata*) a un exceso de agua desionizada y permitiendo su libre expansión. El volumen del lecho antes y después del hinchado se midió y se calculó la relación de hinchado.

3.5.3 Optimización de la eficiencia en la eliminación de metales de la unidad de biosorción

Esta actividad pretende caracterizar el comportamiento del material frente a la eliminación de los diferentes contaminantes. La obtención de las características curvas de ruptura permiten conocer los tiempos de operación de la columna cumpliendo las condiciones de vertido así como los tiempos a los cuales se ha de proceder al cambio de modo de operación de adsorción a desorción. Las curvas de ruptura de los diferentes metales representan la concentración normalizada a la salida de la unidad de biosorción calculada mediante la expresión:

$$C_{Norm} = \frac{C_t}{C_0}$$

Donde C_t es la concentración eluida a tiempo t y C_0 es la concentración de metal en el alimento de las columnas. El primer material evaluado ha sido la *Lessonia trabeculata* rizoide. El alga seca triturada y tamizada para separar el grano más fino fue suspendida en agua y mantenida en agitación durante 3 días para permitir su hinchado libre. Transcurrido este tiempo, se empaquetaron las columna de biosorción y se conectó el muestreador automático para realizar la toma de muestras de las diferentes fracciones eluidas.

3.5.4 Optimización de la eficiencia de desorción

Para los ensayos de desorción preparó una disolución de 1 L de dicho ácido se mantuvo el caudal a 9 mL/h, el mismo utilizado en los experimentos de adsorción. El uso de este reactivo se fundamenta en su amplia disponibilidad y bajo precio en el mercado de productos industriales. No se consideró oportuno añadir sales cálcicas ni agentes complejantes a la corriente alimentada a la columna en proceso de desorción en base a los buenos resultados obtenidos utilizando exclusivamente ácido. El efluente fue muestreado a diferentes tiempos.

3.6 Evaluación costo-beneficio de implementación del sistema

A continuación se presenta una propuesta metodológica para la evaluación económica de los beneficios de un sistema de detoxificación de aguas contaminadas con metales pesados. El objetivo de esta propuesta no es identificar un valor específico sino generar información que permita tomar decisiones en base a criterios y perspectivas múltiples, y en conformidad con ciertos principios. No es parte de la evaluación económica arbitrar en materia de criterios, perspectivas o principios. Sí se espera contribuir con información razonable.

3.6.1 Identificar los impactos de la contaminación

Se busca identificar los impactos de la contaminación, pues uno de los principales beneficios de la tecnología es evitar estos impactos. Estos impactos pueden ser daños o riesgos que afecten:

- La salud humana.
- La disponibilidad de recursos naturales.
- La biodiversidad.
- Actividades productivas.

3.6.2 Estimar un valor económico de los impactos de la contaminación valorizables económicamente

No todos los impactos de la contaminación pueden ser traducidos a valores monetarios, pero puede ser útil hacerlo con aquellos en los que sí sea posible. Por ejemplo, los daños a la salud humana tienen asociados costos cuantificables (costos de tratamiento, costos de menor productividad asociados a enfermedades, etc). Desde luego, esta cuantificación siempre será parcial, ya que aspectos de gran importancia (menor calidad de vida, vulneración a la dignidad humana, etc) no son cuantificables. Asimismo, es posible valorizar económicamente algunos recursos naturales, aunque el impacto sobre la biodiversidad suele ser más complejo de valorizar. Los impactos sobre modo de vida y patrimonio cultural son muy improbables de valorizar más allá de cierto beneficio turístico generado por el patrimonio cultural. Respecto de las actividades productivas, sí suele ser posible establecer alguna valoración, aunque con un grado amplio de imprecisión.

3.6.3 Identificar beneficios específicos de la tecnología

Los impactos de una tecnología, ya sean positivos o negativos, no necesariamente son recibidos o soportados por un mismo grupo social. A menudo el carácter distributivo de estos impactos suele ser ignorado, y sólo se comparan los valores agregados de beneficios y costos. Sin embargo, esta comparación simple no permite recomendar una decisión. Una política pública de apoyo a una tecnología (o la decisión de rechazarla) no sólo busca maximizar el valor creado, sino asegurar que se trata de una decisión justa, evitando una transferencia ilegítima desde un sector a otro, o promoviendo una transferencia legítima. Si bien no está en el ámbito de la evaluación económica determinar si una situación es justa o legítima, sí corresponde identificar qué sectores reciben beneficios o soportan los costos.

4. Resultados

4.1 Reconocimiento del área de estudio y definición de áreas de muestreo

4.1.1 Reconocimiento Área de Estudio:

Como resultado de la etapa de reconocimiento, los puntos de monitoreo definidos fueron los siguientes:

- **“Desembocadura”**, (a 28 m.s.n.m.) del Río Salado al mar
- **“El Salado”**, (a 400 m.s.n.m.) aguas abajo de los pueblos El Salado y Diego de Almagro
- **“Llanta”**, (a 1200 m.s.n.m.) aguas abajo de la unión entre el Río de la Sal y las aguas provenientes de Potrerillos
- **“Río de La Sal”**, (a 2340 m.s.n.m.) localizado unos 37 km (aproximadamente) aguas arriba de la localidad de Llanta y antes de la unión entre el Río de La Sal y las aguas que pueden provenir del valle adyacente, donde se emplaza la planta de Potrerillos, y se detectan esteros que nacen desde vertientes en el sector El Jardín. Este punto es considerado control por provenir directamente desde el Salar Pedernales, presentando un caudal visible durante las 4 estaciones evaluadas, ser de fácil acceso y estar libre, aparentemente, de contaminación antropogénica.

Puntos de muestreos adicionales: (aprox. 2.780 m.s.n.m.)

- **“Potrerillos- Cascada”**: Aguas posiblemente provenientes de Potrerillos
- **“Potrerillos-Tubería”**: confluencia de aguas de la quebrada provenientes de Potrerillos.

Los principales criterios usados en la selección de los puntos de muestreo fueron:

- Fácil accesibilidad, estando todos los puntos a pasos de rutas vehiculares.
- Logística, considerando que puedan ser idealmente muestreados todos en un día de trabajo.

- Distancia entre cada punto a lo largo del río, intentando por una parte, seleccionar puntos que sean relativamente equidistantes a lo largo del río.
- Cercanía a principales fuentes urbanas o contaminantes, seleccionando estaciones que se ubiquen antes o después de las potenciales fuentes emisoras de contaminantes.

En la figura 3 se localizan los cuatro puntos de muestreo definidos, sobre la cuenca del Río Salado.



Fig. 3. Localización de los puntos de muestreo (color verde) a lo largo de la cuenca del Río Salado. En verde: Puntos de muestreo seleccionados; en rojo: Poblado Diego de Almagro; en amarillo: Puntos de muestreos adicionales

Antecedentes bibliográficos del área de estudio:

En la provincia de Chañaral se reconoce a simple vista que la principal actividad es la minería, destacando las plantas de Potrerillos y El Salvador, principalmente. Cuadernos de historia y estudios científicos revela que entre los años 1938 y 1989, gran cantidad de relaves mineros, que contenían un alto contenido de cobre (Cu), molibdeno (Mo), hierro (Fe), arsénico (As), manganeso (Mn), cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb) y Zinc (Zn), fueron vertidos al curso de Río Salado sin ningún tipo de tratamiento previo (Cáceres, 2012; Vergara, 2011, Astudillo, 2008). Se estima que durante el transcurso de 50 años, 350 millones de toneladas de relaves fueron transportados hasta el mar y se depositaron en la bahía de Chañaral, formando una playa

artificial de aproximadamente 10 km de largo por 1 km de ancho y con una profundidad estimada entre 10 y 15 metros. Este hecho que es considerado por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, uno de los problemas de contaminación marina más serios del mundo (Cáceres, 2012; Vergara, 2011; Dold, 2006; Lagos and Velasco, 1999).

Estos relaves contienen alto contenido de metales (Cu, Zn y As), los que se han asociado, por una parte, a serios efectos sobre el ecosistema marino (Castilla & Nealler, 1978); y por otra, a un factor de riesgo para la salud de la población por la exposición a metales (Cáceres, 2012; Vergara, 2011).

En estudios recientes realizados en la Bahía de Chañaral (Westermeier et al, 2013) en el marco de un proyecto FIC financiado por el Gobierno Regional Atacama, se determinó en agua de mar y sedimentos la concentración de metales presentes. En ese mismo estudio se analizaron muestras de agua del río salado cerca de su desembocadura al mar. Los resultados muestran altos contenidos de estos metales en los diferentes ambientes estudiados.

Desde 1972, pequeños mineros se fueron instalando a orillas del río Salado para trabajar los relaves, actividad que se volvió importante y dio origen a un nuevo grupo social: “planteros, relaveros y tomeros”. En la década del 70, los “tomeros” recibieron títulos de dominio y comenzaron a construir pequeñas cooperativas de relaveros (Vergara, 2011). Habitantes de la zona señalan que llegaron a existir 300 plantas de recuperación de mineral a lo largo de la cuenca del río.

Existen varios hitos que han marcado la historia de la provincia de Chañaral, de la cuenca del Río Salado y su relación con la minería. El primero, en 1971, cuando el Congreso Nacional aprobó la ley de nacionalización de la gran Minería del Cobre. Luego, el año 1975, cuando se canaliza el Río Salado y se desplaza su desembocadura a Caleta Palitos, 15 km al norte de la Bahía. Posteriormente, en 1997, el Ministerio Secretaría General de Gobierno declaró el área cercana a la fundición de Potrerillos “zona saturada por Anhídrido Sulfuroso y Material Particulado”, ordenándose el cierre completo del campamento y el traslado de la población al vecino campamento El Salvador. Lo anterior no significó un gran cambio en el vertimiento de relaves hasta 1988, cuando luego de que la Corte Suprema ordenó a Codelco suspender inmediatamente el vertido de relaves, se procedió a construir nuevos tranques de tratamiento de relaves en la zona conocida como Pampa Austral.

Finalmente, y luego de ejecutados todos los muestreos del presente proyecto bajo la configuración descrita anteriormente, la crecida y aluvión del Río Salado, en respuesta a lluvias caídas en la región de Atacama entre el 23 y 25 de Marzo de 2015 lo que generó que el Río Salado desembocara por ese fenómeno en la Bahía de Chañaral (Fig. 3a), cambiando de manera drástica esta playa artificial desapareciendo incluso parte de ella.



Fig. 3a. Imagen satelital muestra el Río del Salado desembocando en la Bahía Chañaral (Google Earth, 10 de Abril de 2015).

4.1.2 Muestreos y Caracterización de Metales en el Efluente

4.1.2.1 Muestreos

a) Muestreo 1 (M1) muestreo de verano: Durante la primera visita a la zona de estudio, se tomaron 5 muestras de agua (el 14.01.14). De estas muestras, 13 ml fueron enviados a NIVA Noruega, para la cuantificación de metales por técnicas analíticas de alta resolución, y el resto se utilizó para ejecutar los ensayos preliminares de sedimentación y coagulación. Luego del muestreo, NIVA Chile ingresa los resultados en una planilla Excel, generando la base de datos consolidada de agua del proyecto. Los resultados consolidados de todas las muestras de agua se exponen en la Tabla 4.

Los resultados del primer muestreo destacan la **alta concentración de arsénico y cobre en la muestra Potrerillos-Cascada** (Foto 17), de 1.274 y 0.114 mg/L, respectivamente.



Foto 17. Punto Potrerillos- Cascada

La concentración de Arsénico detectada en M1 Potrerillos-Cascada, supera los límites establecidos según la norma chilena para agua potable (0.01 mg/l), agua de riego (0.1 mg/l) y descarga a aguas continentales superficiales y marinas (0.2 mg/l); y en el caso del cobre, supera los límites para agua de riego (0.01 mg/l) y descarga a aguas de mar dentro de la zona de protección litoral (0.1 mg/l).

b) Muestreo 2 (M2) muestreo de otoño: Con fecha 28 de mayo de 2014, se ejecutó el muestreo de otoño (M2) en los cuatro puntos de monitoreo definidos para la cuenca del Rio Salado, se registraron los parámetros necesarios para determinar el caudal en cada punto. A continuación se adjuntan imágenes de cada punto de muestreo.



Foto 18. Punto de muestreos Rio de la Sal.



Foto 19. Punto de muestreos Llanta

Foto 20. Punto de muestreo El Salado



Foto 21 y Foto 22. Punto de muestreo Desembocadura

Ejecutado el muestreo se enviaron muestras a laboratorios de AGQ en Santiago de Chile, para determinar variables básicas de calidad de agua. Se enviaron también a oficinas de NIVA Chile en Puerto Varas, 20 L de muestra de aguas de los puntos considerados de mayor interés en vista a la implementación de los sistemas tecnológicos de tratamiento de aguas propuestos para el Proyecto (Llanta y Desembocadura). Estas muestras se utilizaron para la realización de ensayos de precipitación y sedimentación; y posterior envío de muestras a NIVA Noruega, tanto para la cuantificación de metales en las muestras sin tratamiento, como también para la realización de las pruebas de biosorción y desorción de metales. Cabe destacar que previo al muestreo se presentaron lluvias en la región.

c) Muestreo 3 (M3), muestreo de Invierno: Durante el mes de Agosto, se realizó el muestreo de invierno (M3) en los 4 puntos de monitoreo definidos en el Río Salado y se registraron los parámetros necesarios para determinar el caudal en cada punto. En este terreno se ha procedido a una evaluación conjunta por miembros de NIVA Chile, NIVA Oslo y la Universidad Austral de Chile, aprovechando la visita del Dr. Carlos Escudero, de NIVA Noruega.

De forma adicional a los 4 puntos definidos en la cuenca del Río Salado (Río la Sal, Llanta, El Salado y Desembocadura), y con el fin de ahondar en el mapeo de la contaminación por metales, se muestrearon dos fuentes provenientes de Potrerillos (Cascada y Tubería), y se analizó la presencia de metales en sedimentos que yacen abandonados en las antiguas plantas que recuperaban metales en la estación Llanta.

En el punto Llanta, se realizaron pruebas químicas *in situ* sobre los sedimentos aledaños a las ruinas de una planta de recuperación de metales abandonada (lavaderos). Como exhibe la figura 23 (a la izquierda) los sedimentos que se encuentran en este lavadero en Llanta, a 1 o 2 metros del cauce del Río Salado, presentan una coloración característica de color verde y rojizo. Carlos Escudero, responsable del Proyecto en NIVA Oslo, preparó reactivos para la detección de cobre y hierro solubles en dichos sedimentos, los que al reaccionar con dichos reactivos químicos desarrollan una coloración azul o roja, evidenciando la presencia de cobre o hierro, respectivamente.

Como se puede observar en la foto 23 (a la derecha), los sedimentos dieron positivo al test tanto de cobre como de hierro solubles. La intensidad de la coloración es indicativa de concentraciones extremadamente elevadas de ambos metales.



Foto 23. Sedimentos de coloración verde y rojiza en lavadero de Llanta (a la izquierda). Evidencia de altos grados de polución por hierro y cobre soluble, por reacción química que produce de color rojo y azul, respectivamente (a la derecha).

Cabe remarcar que se trata de metales de muy fácil disolución, por lo que cualquier episodio de lluvia en la zona provocaría la inmediata movilización de los metales pesados al Río Salado siendo finalmente transportados a su desembocadura, en Chañaral. Se ha de hacer notar así mismo que la cantidad acumulada de este tipo de sedimentos en la ribera del río es de una enorme magnitud por lo que su movilización podría impactar negativamente la vida en la zona de descarga en el océano.

d) Muestreo 4 (M4), muestreo de primavera: Con fecha 26 de Noviembre de 2014 se ejecutó el muestreo N°4 en el que participaron: Alejandra Aguilera (NIVA Chile), David Patiño (UACH) y Jaime Martínez (UACH). Se muestrearon las 4 estaciones pre-definidas, más una adicional en el punto Potrerillos-Cascada (Foto 25), la que se incluyó tomando en cuenta los resultados de los muestreos 1 y 3. En cada estación se muestreó agua para: análisis de metales, test de jarra y parámetros físico-químicos. Además, se realizaron mediciones, *in situ* de caudal, conductividad y temperatura.

Con fecha 27 de Noviembre 2014, se ejecutó el muestreo demostrativo ante los profesionales del Gobierno Regional de Atacama (Foto 28a). En dicha actividad participaron: Renato Westermeier (UACH), tres funcionarios liderados por Paulina Véliz (GORE-Atacama), Alejandra Aguilera (NIVA Chile), David Patiño (UACH) y Jaime Martínez (UACH). El muestreo demostrativo

se realizó en la estación Desembocadura (Caleta Palito), se presentó a los profesionales del GORE-Atacama, un resumen del muestreo realizado el día anterior, el estado general de la ejecución del proyecto a esa fecha, y descripción y explicación de la actividad a realizar en el muestreo demostrativo. Posteriormente, se midió caudal y se hizo una determinación cualitativa, *in situ*, de presencia de metales en muestra de agua, donde se pudo observar que, al agregar amoniaco al 2% la muestra se torna color blanquecino, que puede ser indicativa de la presencia de aluminio en la muestra. (Foto 28a)



Foto 24. Rio El Salar



Foto 25. Potrerillos-Cascada



Foto 26. Potrerillos-Tubería



Foto 27. Llanta



Foto 28. El Salado

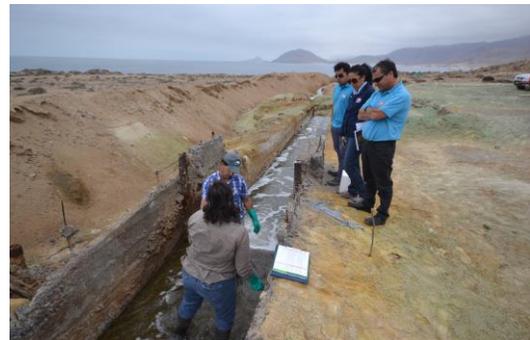


Foto 28a. Desembocadura (Palito). En este punto se realizó el muestreo demostrativo a las autoridades del GORE-Atacama.

4.1.2.2 Caracterización de parámetros de calidad de agua y metales en el afluente

La Tabla 4 muestra los resultados obtenidos por punto y período de muestreo. Además, como referencia comparativa, se detallan los Promedios de la Base de Datos de NIVA Chile para Agua de Mar (PBDN-Mar) y los límites máximos permitidos según las normas chilenas para: Agua Potable (Nch 409/01 2005), Agua Riego (Nch 1333/1978, Mod.1987) y Descargas a aguas marinas dentro de la zona de protección litoral (ZPL) (DS-90/2000).

Tabla 4. Resultados obtenidos por puntos y períodos de muestreo.

Identificación genérica de la muestra	Temp (°C)	pH [-log [H+]]	Conduct.[mS/m]	SAL [mg/l]	Alcalini. [mmol/l]	Fe Total [µg/l]	TAN [µg N/l]	Turbidez [NTU]	Tot-N [µg N/l]	NO3 [µg N/l]	TOC [mg C/l]	TSS [mg/l]	Cl [mg/l]	F [µg/l]	SO4 [mg/l]	Al Total [µg/l]	Ca [mg/l]	Cd [µg/l]	Co [µg/l]	Cr [µg/l]	Cu [µg/l]
M1-4 Salar	N/A	8,3	2110	N/A	N/A	41	N/A	3,0	N/A	508	N/A	N/A	7925	250	775	2,0	527	0,1	N/A	0,8	2,9
M2-1_R. de La Sal	16,7	7,0	24300	N/A	4,72	55	124	106,9	64700	N/A	32,3	3867	N/A	N/A	N/A	140	N/A	3,1	7,0	N/A	3,4
M3-1_R. de La Sal	8,4	7,0	24400	311000	3,87	17	<49	13,3	71600	N/A	2,2	506	N/A	N/A	N/A	160	N/A	5,6	5,8	N/A	1,9
M4-1_R. de La Sal	21,7	7,0	23800	374000	3,41	5	<49	0,3	110000	N/A	<1	297	N/A	N/A	N/A	440	1372	21,8	N/A	N/A	91
M1-3 Potrerillo-Cascada	N/A	8,9	967	N/A	N/A	34	N/A	11,9	N/A	1468	N/A	N/A	2625	750	850	3	479	2,6	7,0	0,3	114
M3-5 Potrerillo-Cascada	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	<6	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	110	N/A	<0,08	9,0	N/A	275
M4-5 Potrerillo-Cascada	N/A	9,0	688	14400	1,85	3,8	428	0,6	9930	N/A	<1	79	N/A	N/A	N/A	260	367	7,4	N/A	N/A	611
M1-2 Potrerillos-Tubería	N/A	8,7	680	N/A	N/A	60	N/A	0,1	N/A	5137	N/A	N/A	1125	2250	1100	2,9	861	0,4	0,1	0,1	37
M3-6 Potrerillos-Tubería	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	<6	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	120	N/A	n.d.	2,8	N/A	61
M1-6 Llantá	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	59	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
M2-2 Llantá	18,1	7,5	20700	N/A	4,30	148	239	101,5	209000	N/A	12,7	945	N/A	N/A	N/A	190	N/A	0,4	10,3	N/A	352
M3-2 Llantá	23,0	7,2	22800	252000	4,11	6	<49	4,8	58900	N/A	2,9	387	N/A	N/A	N/A	60	N/A	5,6	<0,1	N/A	49
M4-2 Llantá	30,2	7,3	22600	326000	4,51	27	115	0,5	96200	N/A	2,7	439	N/A	N/A	N/A	440	1217	19,5	N/A	N/A	77
M1-5 R. El Salado	N/A	8,0	13410	N/A	N/A	113	N/A	1,6	N/A	<1	N/A	N/A	59000	230	2175	11	1572	0,7	1,0	1,3	19
M2-3 R. El Salado	15,7	7,6	11930	N/A	1,53	3,8	82	4,5	37800	N/A	1,4	285	N/A	N/A	N/A	100	N/A	0,6	9,3	N/A	20
M3-3 R. El Salado	21,8	7,6	11920	96000	1,66	<6	<49	0,4	20000	N/A	1,5	134	N/A	N/A	N/A	120	N/A	3,1	7,8	N/A	23
M4-3 R. El Salado	25,6	7,7	12160	86100	1,46	11	<49	1,0	33500	N/A	<1	147	N/A	N/A	N/A	510	1492	20,6	N/A	N/A	201
M1-1 Desemb.	N/A	7,7	13437	N/A	N/A	118	N/A	9,5	N/A	<1	N/A	N/A	58750	1630	2025	10	1829	1,2	1,4	1,4	48
M2-4 Desemb.	15,9	7,8	11930	N/A	1,62	<6	404	26,9	29800	N/A	4,2	202	N/A	N/A	N/A	110	N/A	0,8	5,1	N/A	56
M3-4 Desemb.	16,5	7,5	11850	85000	1,69	18	<49	0,3	19600	N/A	2,5	243	N/A	N/A	N/A	130	N/A	1,4	7,7	N/A	59
M4-4 Desemb.	19,8	7,9	12560	79200	1,56	24	124	1,5	32300	N/A	<1	128	N/A	N/A	N/A	410	1471	16,0	N/A	N/A	108
PBDN-Mar	12,1	7,9	4787		2,07	73	43	0,6	290	262	1,1	5	16684	938	2460	133	372	2			36
Agua Potable NCh 409/01 2005		6,5<pH<8,5				300		20		11290			400	1500	500			10		50	2000
Agua Riego (NCh 1333/1978)Mod1987		5,5<pH<9,0	75<c<750			500							200	1000	250	5000		10	50	100	200
DS-90/2000 Descargas a aguas marinas dentro de la Zona de Protección Litoral		6 a 9				10000								1500		1000		20		2500	1000

Identificación genérica de la muestra	K [mg/l]	Mg [mg/l]	Mn [µg/l]	Na [mg/l]	Pb [µg/l]	Zn [µg/l]	Dureza [mg/L CaCO3]	Mo [µg/l]	Ni [µg/l]	Se [µg/l]	Sb [µg/l]	Ti [µg/l]	U [µg/l]	V [µg/l]	As [µg/l]	B [mg/l]	Ba [µg/l]	Be [µg/l]	Li [µg/l]	
M1-4 Salar	197	262	1,2	3575	0,1	14	2393	1,2	0,3	11	0,1	0,2	34	4	129	N/A	N/A	N/A	23,9	
M2-1_R. de La Sal	N/A	N/A	11	N/A	119	95	N/A	438	N/A	70	N/A	N/A	173	N/A	1710	307	63	4,3	N/A	
M3-1_R. de La Sal	N/A	N/A	23	N/A	93	62	N/A	438	N/A	84	N/A	N/A	135	N/A	2060	307	54	4,3	N/A	
M4-1_R. de La Sal	N/A	2727	18	N/A	N/A	514	14625	536	N/A	N/A	N/A	N/A	522	N/A	1175	323	67	43,9	N/A	
M1-3 Potrerillo-Cascada	108	81	9	31000	61	36	1529	184	12,4	11	60,9	1,6	2	22	1274	N/A	N/A	N/A	5,9	
M3-5 Potrerillo-Cascada	N/A	N/A	21	N/A	39	55	N/A	100	N/A	24	N/A	N/A	<0,02	N/A	890	12	79	<0,12	N/A	
M4-5 Potrerillo-Cascada	N/A	51	45	N/A	N/A	244	1125	189	N/A	N/A	N/A	N/A	49	N/A	716	9	65	3,0	N/A	
M1-2 Potrerillos-Tubería	7,9	46	3,4	33350	13	17	2342	96	15,1	23	13,4	1,8	48	4	244	N/A	N/A	N/A	0,5	
M3-6 Potrerillos-Tubería	N/A	N/A	1,3	N/A	67	3	N/A	97	N/A	<1	N/A	N/A	8	N/A	270	5	23	0,3	N/A	
M1-6 Llantá	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
M2-2 Llantá	N/A	N/A	118	N/A	98	54	N/A	415	N/A	90	N/A	N/A	124	N/A	15660	207	63	4,0	N/A	
M3-2 Llantá	N/A	N/A	15	N/A	84	54	N/A	382	N/A	99	N/A	N/A	179	N/A	1430	268	56	4,0	N/A	
M4-2 Llantá	N/A	2338	32	N/A	N/A	269	N/A	517	N/A	N/A	N/A	N/A	431	N/A	1441	286	65	32,0	N/A	
M1-5 R. El Salado	1136	968	6	284	0,7	8	N/A	115	0,5	8	0,7	2,9	0,9	5	10	N/A	N/A	N/A	74,6	
M2-3 R. El Salado	N/A	N/A	11	N/A	60	40	N/A	137	N/A	<1	N/A	N/A	88	N/A	120	83	81	2,7	N/A	
M3-3 R. El Salado	N/A	N/A	10	N/A	85	36	N/A	112	N/A	21	N/A	N/A	137	N/A	30	83	83	3,7	N/A	
M4-3 R. El Salado	N/A	1120	55	N/A	N/A	222	8328	271	N/A	N/A	N/A	N/A	254	N/A	<20	93	84	23,8	N/A	
M1-1 Desemb.	1271	1054	42	1430	4,2	15	8901	133	0,5	8	0,7	4,0	1,4	4	13	N/A	N/A	N/A	76,1	
M2-4 Desemb.	N/A	N/A	26	N/A	86	55	N/A	136	N/A	N/A	N/A	N/A	104	N/A	110	82	84	3,0	N/A	
M3-4 Desemb.	N/A	N/A	24	N/A	78	24	N/A	98	N/A	90	N/A	N/A	70	N/A	110	81	82	3,6	N/A	
M4-4 Desemb.	N/A	1085	39	N/A	N/A	235	8132	276	N/A	N/A	N/A	N/A	208	N/A	172	90	97	21,4	N/A	
PBDN-Mar	369	1138	27	8673	3	36	5601	10							26					
Agua Potable NCh 409/01 2005		125	100		50	3000				10					10					
Agua Riego (NCh 1333/1978)Mod1987			200		5000	2000		10	200	20					100	750	4000	100	2500	
DS-90/2000 Descargas a aguas marinas dentro de la Zona de Protección Litoral			2000		200	5000		100	2000	10					200					

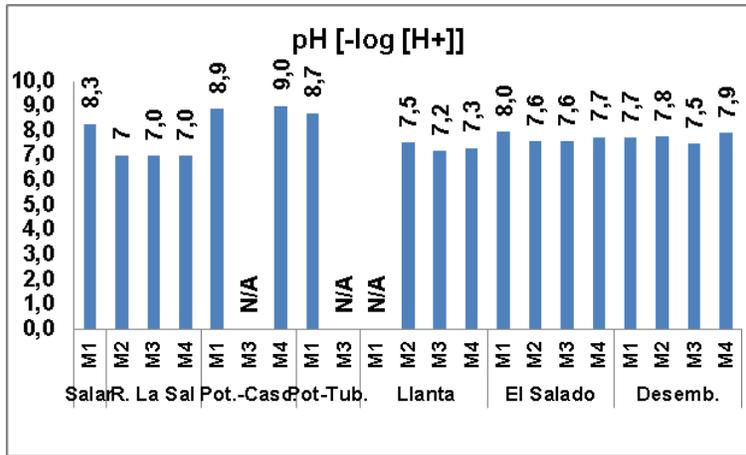


Fig. 4. pH

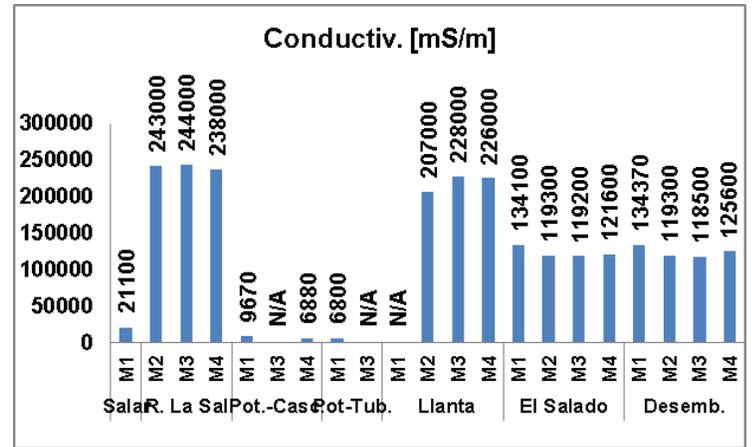


Fig. 5. Conductividad

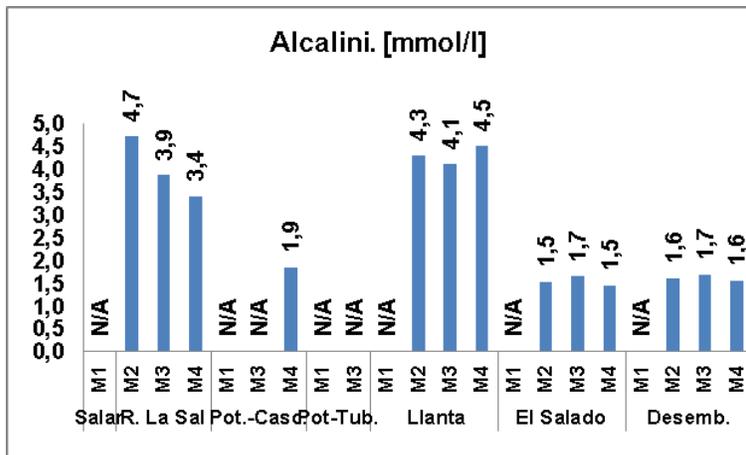


Fig. 6. Alcalinidad

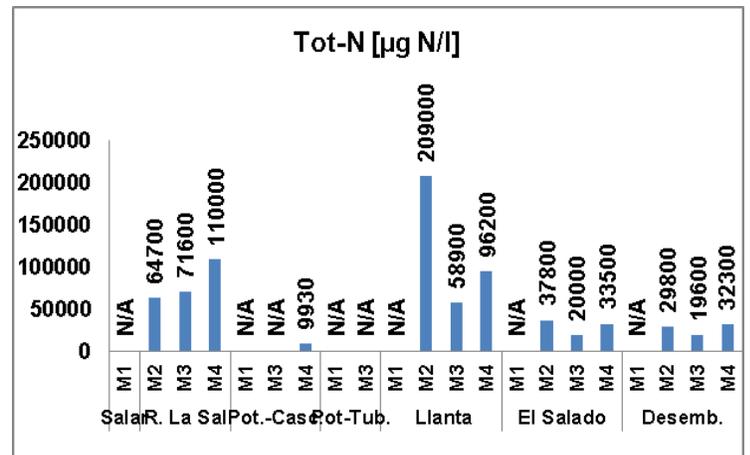


Fig. 7. Nitrógeno Total

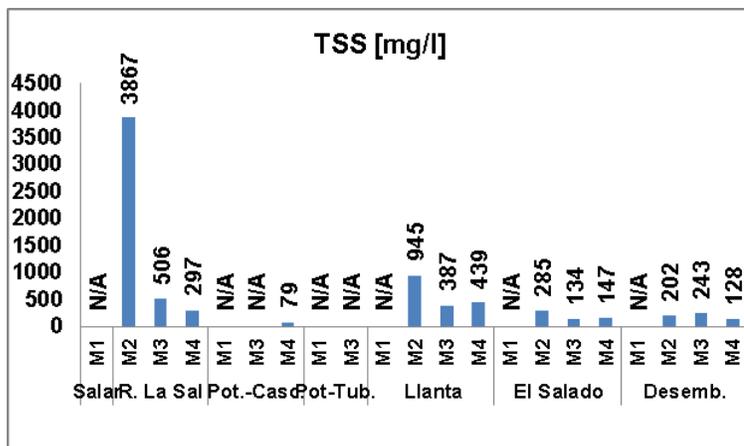


Fig. 8. Sólidos suspendidos totales.

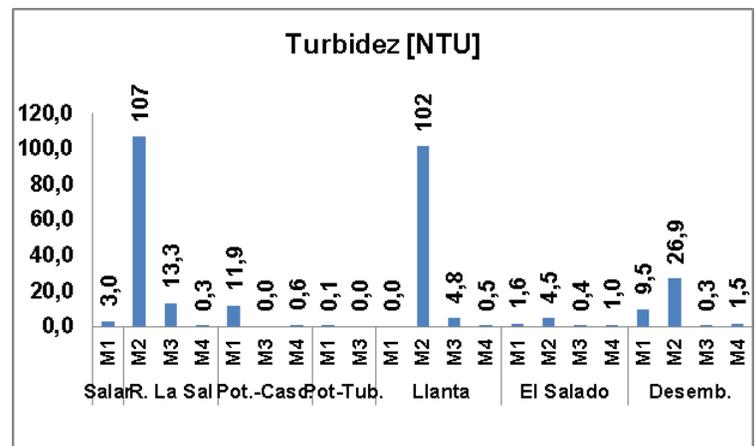


Fig. 9. Turbidez

Los resultados evidencian una disminución de la conductividad del Río del Salado, luego de su paso por el poblado de Diego de Almagro y El Salado (Fig. 5). Este efecto evidencia aportes de agua dulce, que contribuye a la dilución del agua salada que trae el Río de La Sal, desde su origen.

Los niveles de conductividad que registra el Río de La Sal (Mapa 1), son extremos y reflejan una condición muy poco común que se explica dado que el río proviene directamente desde el Salar de Pedernales. A modo comparativo, la salinidad estimada en el punto Río de La Sal fluctúa entre 311-374 g/L, rango que es aproximadamente 10 veces superior a la salinidad del Mar; y en el punto Desembocadura, entre 79-85 g/L, aproximadamente 2 a 3 veces superior al agua de mar.

Como exhibe la tabla 4, si bien existe una disminución de conductividad y salinidad estimada entre los puntos Río de La Sal y Desembocadura (desde 24 a 12 S/m y 343 a 82.1 g/l, respectivamente) los 4 puntos estudiados a lo largo de la cuenca del río exhiben en todas las épocas del año, un nivel de conductividad que se encuentra entre 2 a 3 órdenes de magnitud por sobre lo que expone la Norma Chilena para Aguas de Riego, siendo posible concluir que el alto contenido de sal que exhibe el río a lo largo de toda su cuenca, imposibilita su uso directo (sin un pre-tratamiento) como agua de riego.

Se detectó, tanto visualmente como cuantitativamente (Fig. 10), un aumento del caudal del río tras su paso por El Salado, así como la presencia evidente de contaminación procedente de actividad urbana. Se observa, además, crecimiento bacteriano en el río tras su paso por la localidad de El Salado, lo que se explicaría por el aporte de materia orgánica procedente de la actividad urbana.

Como muestra la tabla 4, en general todas las muestras de la cuenca del Río Salado exhiben un nivel de conductividad alto (Mapa 1), exceptuando los puntos Cascada-Potrerillos y Potrerillos-Tubería, con valores que son dos órdenes de magnitud menores en relación a los cuatro puntos de monitoreo definidos para la cuenca del Río Salado (R. La Sal, Llanta, El Salado y Desembocadura).

Los niveles de conductividad medidos en los muestreos M2, M3 y M4 muestran valores similares en los puntos Río de la Sal y Llanta, siendo éstos mayores (el doble) a los registrados en los puntos El Salado y Desembocadura. Lo anterior se explica por el aporte de aguas dulces

(posiblemente potables, residuales y/o domiciliarias) al cauce del río, luego de su paso por los poblados de Diego de Almagro y El Salado.

Por su parte, los niveles de sólidos suspendidos totales (TSS) y de turbidez, en el muestreo 2 (M2) se presentan significativamente aumentados en Río de la Sal y Llanta, en comparación con El Salado y Desembocadura. En este caso, es necesario indicar que la presencia inusual de lluvias (13 mm aprox.) antes del segundo muestreo de aguas, es un factor que explicaría el mayor arrastre de material particulado.

Con respecto a los resultados analíticos (Tabla 4), en varias de las muestras analizadas, se evidenciaron concentraciones altas de algunos metales tóxicos (Mapas 2 – 5), tales como, cobre (Cu), plomo (Pb), Molibdeno (Mo), Selenio (Se) y Arsénico (As), respecto a los límites máximos permitidos según las normas chilenas para: Agua Potable (Nch 409/01 2005), Agua Riego (Nch 1333/1978, Mod.1987) y Descargas a aguas marinas dentro de la zona de protección litoral (ZPL) (DS-90/2000).

Los resultados indican que, para el Cu, el 25 % de las muestras analizadas son mayores a las del límite máximo recomendado para Agua de Riego (Mapa 2); en el caso del Mo, el 95% de las muestras analizadas registraron concentraciones sobre el límite recomendado para agua de riego y el 75% sobre el límite recomendado para Agua Potable (Mapa 3).

El As, por su parte, presentó concentraciones por sobre los límites recomendados para Agua Potable, Agua de Riego y Descargas a aguas marinas (Mapa 4) dentro de la zona de protección litoral en el 95%, 80% y 55% de las muestras analizadas, respectivamente. Aún más, el nivel de As detectado en M2-2 Llanta correspondiente a 15.66 mg/L, superó en 2 y 3 veces el orden de magnitud los límites máximos permitidos para Agua Riego y descarga a aguas marinas dentro de la zona de protección litoral (ZPL); y agua potable, respectivamente. Siendo menor la concentración de As en la estación M2-1 Río La Sal (considerada control con escasa o nula influencia industrial o antropogénica evidente) en un orden de magnitud, queda planteada la interrogante sobre cuál es la posible fuente que estaría aportando arsénico a la cuenca del río, antes de Llanta. Aún más, la significativa disminución de conductividad entre M2-1 Río La Sal y M2-2 Llanta, respecto de los siguientes muestreos, sugeriría que el origen provendría de aguas dulces. Sin embargo, cabe destacar que las concentraciones de As detectadas a nivel de Desembocadura no superan el límite máximo permitido para descarga a aguas marinas dentro

de la zona de protección litoral (ZPL). Esta situación contrastante, denota que existe una tendencia donde las concentraciones máximas detectadas en Rio La Sal, son uno o incluso dos órdenes de magnitud menores en la desembocadura. Este efecto deja planteada la pregunta si existen procesos de sedimentación natural de As a lo largo de la cuenca.

Por otra parte, remarcable son también las cantidades de Boro encontradas en Rio de La Sal y Llanta, entre los muestreos M2 y M4; no obstante, siendo los niveles de este elemento siempre mayores en el punto Rio La Sal (307-323 mg/l) que en Llanta (207-286 mg/l), esta situación aparece como una condición natural.

Finalmente, cabe destacar la elevada concentración de Cobre que se detecta en M1-3 Potrerillos-Cascada, M2-2 Llanta, M3-5 Potrerillos-Cascada, M4-3 El Salado, M4-4 Desembocadura y M4-5 Potrerillos-Cascada. Estos puntos exhiben concentraciones sobre 114 y 611 µg/l, que son entre 1 y 2 órdenes de magnitud mayores al rango basal detectado en las muestras tomadas en Salar (Pedernales) y estación control Rio La Sal, con niveles que fluctúan entre 1.9 y 3.4 µg/l, y que solo eventualmente (en M4-1), alcanzan a 91 µg/l. Los resultados evidencian que las muestras provenientes de Potrerillos (M1-3, M3-5 y M4-5 Potrerillos-Cascada), presentan los mayores niveles de concentración de cobre, comparado con el resto de los puntos muestreados, en cada época del año. Si bien, las concentraciones de cobre no sobrepasan los rangos establecidos para agua potable y descarga a aguas marinas DZP⁶, si están sobre los límites máximos permitidos para de agua de riesgo (Mapa 2).

Si bien, en todas las muestras tomadas en el punto Potrerillos- Cascada presentan menores niveles de conductividad y mayores niveles de pH que en el resto de los puntos de la cuenca del Rio Salado, en el muestreo 1 exhiben los mayores niveles de **sodio, cobre y arsénico**. En el caso de los niveles de cobre y arsénico, son uno o dos órdenes de magnitud mayor al presente en el resto de los puntos de la cuenca de rio. Este escenario sugiere que las aguas que vierte Potrerillos y que provienen directamente de la fundición (Planta Potrerillos, com. pers.), presentan características que no se relacionan con las aguas naturales de la cuenca del Rio Salado, tales como, altas concentraciones de sodio, cobre y arsénico.

⁶ Dirección Zonal de Pesca

En M2, el punto Llanta presenta niveles aumentados de cobre, manganeso y arsénico, en a lo menos un orden de magnitud en comparación al resto de los puntos monitoreados. En M3, los niveles de cobre son mayores en Llanta y Desembocadura; y los de Arsénico, mayores en Río La Sal y Llanta.

Estudio de caudal

A continuación se expone el caudal de cada punto, registrado en cada muestreo, para ilustrar la variación estacional.

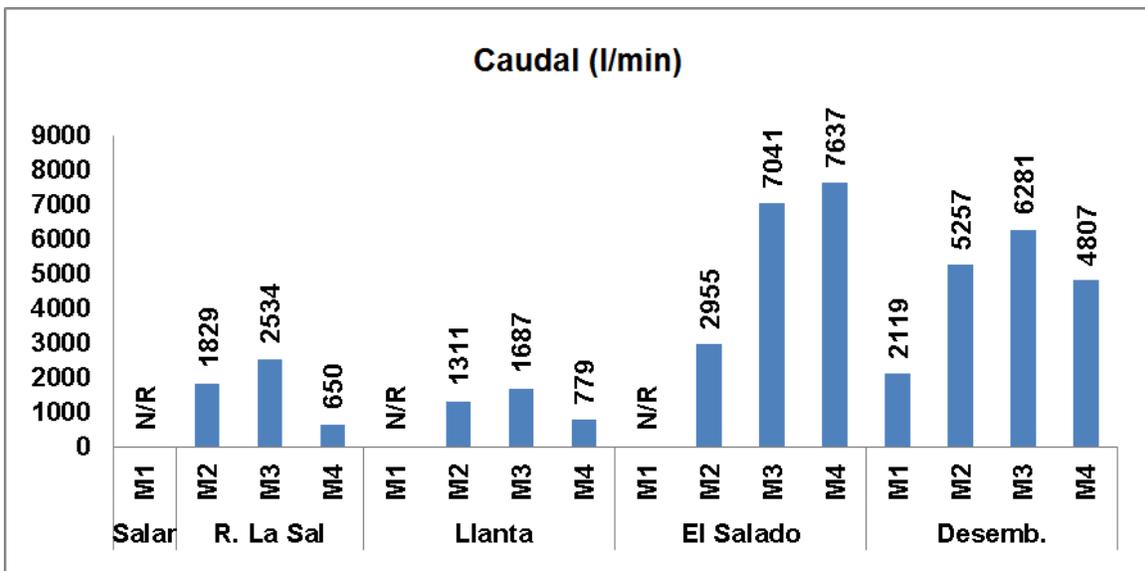


Fig. 10. Caudal por punto de muestreo.

Como se aprecia la Fig. 10, todos los puntos de muestreo exhiben una tendencia estacional, registrándose el menor y mayor valor de caudal, durante los muestreos de verano (M1) e invierno (M3), respectivamente. La única excepción a la tendencia anterior, es el punto El Salado, que registra mayor caudal en M4, en comparación a M3.

En relación a la cantidad de caudal, en general se aprecia que los puntos Río La Sal y Llanta, muestran para cada estación, rangos que son similares entre sí, pero significativamente menores a los presentes en El Salado y Desembocadura. Considerando que se ha descrito anteriormente un aporte significativo de agua dulce al cauce del río, entre las localidades de Llanta y El Salado, consecuentes con una disminución de la conductividad de las aguas, es posible indicar que el aporte de agua dulce entre dichos asentamientos urbanos sería fluctuante

en el tiempo y podría explicar el hecho de que el punto El Salado, salga de la tendencia estacional denotada por caudal (como se describe en el párrafo anterior).

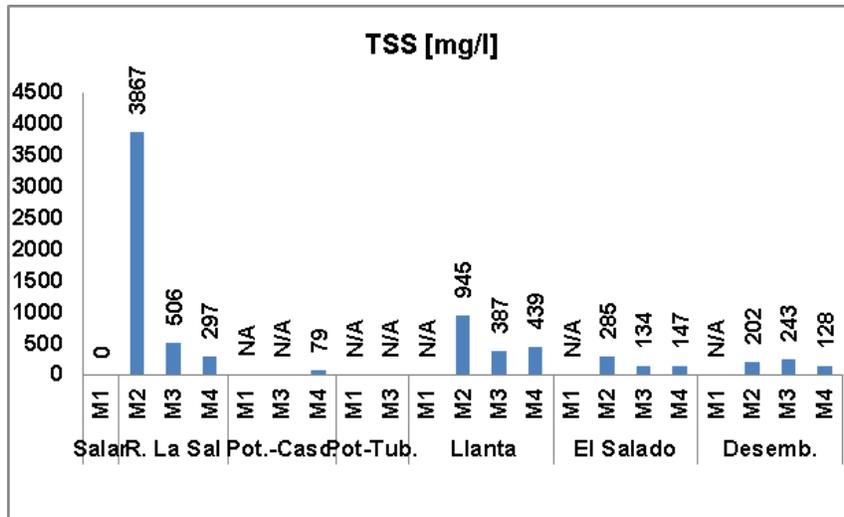


Fig. 11. Concentración de los sólidos suspendidos totales. [mg/l]

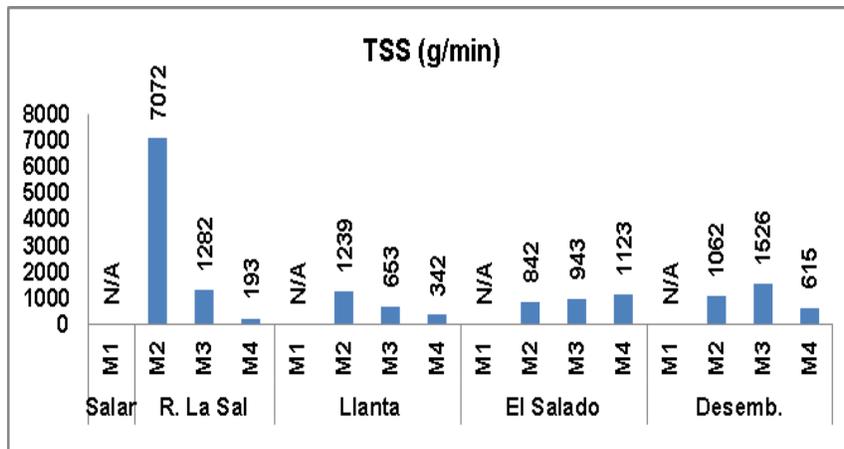


Fig. 12. Flujo másico (transporte) de los sólidos suspendidos totales [g/min]

La Fig. 11, exhibe la concentración de los sólidos suspendidos totales (TSS), la tendencia muestra que no hay relación directa con el caudal. Mientras los mayores caudales fueron registrados en M3 (Fig.10), el parámetro TSS presenta valores mayores en M2 (Fig.11); principalmente, en zonas altas de la cuenca, asociado a los puntos Rio La Sal y Llanta. En este contexto, es necesario indicar que de forma previa a M2 se presentaron lluvias en la Región,

situación que por una parte, explica un mayor arrastre de material particulado; pero por otra, no significa necesariamente mayores niveles de caudal en el cauce del río.

Considerando que se cuenta con determinaciones de caudal (en los 4 muestreos para el punto Desembocadura y en los últimos 3 muestreos para el resto de los puntos) (Fig. 10), es posible estimar los flujos máxicos (producto de la multiplicación del caudal por la concentración) de algunas variables de importancia de calidad de agua a lo largo del río, tales como, TSS (Fig.12), Cu (Fig.13) y As (Fig.15). De esta forma, también es posible estimar la cantidad de masa de compuestos relevantes que son transportados y vertidos al mar, durante los muestreos realizados en las 4 estaciones del año, para el punto Desembocadura.

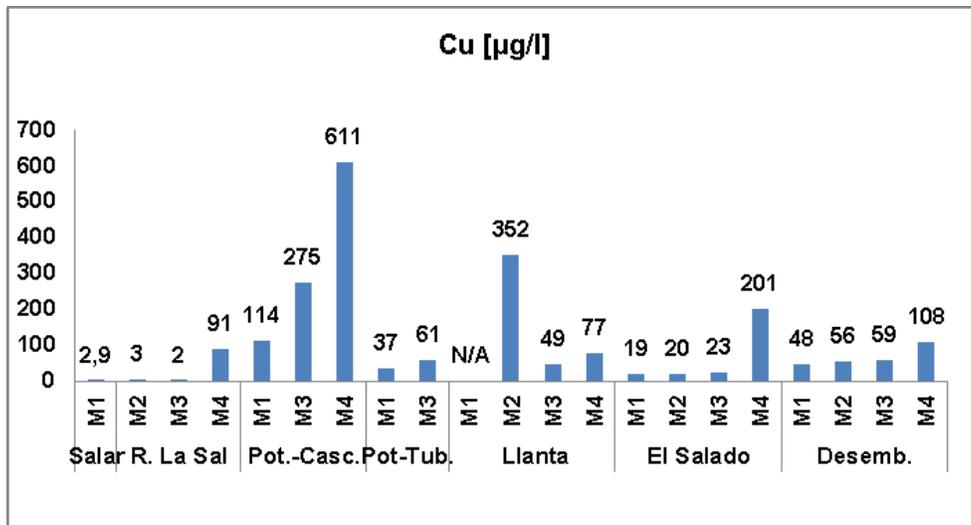


Fig. 13. Concentración de cobre. [µg/l]

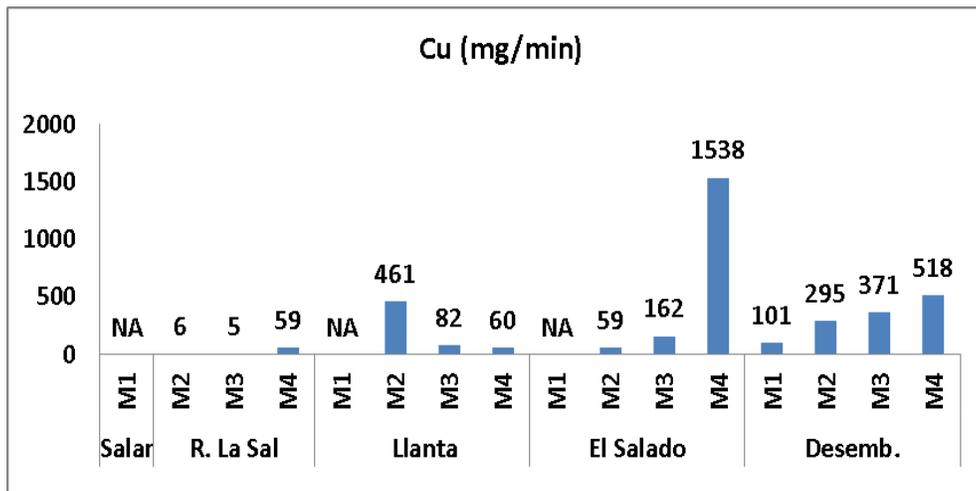


Fig. 14. Flujo máxico de cobre. [mg/min]

Como muestra la Fig.12, en el muestreo 2 (M2, luego de lluvias) se detecta una significativa alza en el transporte de sólidos suspendidos totales (7072 g TSS/min) en el punto Río La Sal (en zona alta de la cuenca). Sin embargo, el resto de los puntos de monitoreo (aguas abajo) mantiene un rango estable (que oscila entre 0.2 y 1.5 g TSS/min). Estos resultados sugieren que, en M2 existió un significativo aumento del transporte de sólidos, pero que no significó un aumento significativo del caudal. Sin embargo, río abajo y a la altura de Llanta (M2-2) se presentan rangos basales que se ubican 3 órdenes de magnitud por debajo de lo detectado en Río La Sal. Consecuentemente, si bien existió un aumento significativo del transporte de sólidos, en el punto Río La Sal, estos sólidos no alcanzaron a afectar significativamente los siguientes puntos ubicados aguas arriba del poblado de Llanta y abajo del poblado de El Salado, sedimentando probablemente la mayoría del arrastre una vez que el cauce atenúa su pendiente, de forma posterior a Río la Sal y antes de Llanta.

En relación al flujo másico de cobre, el gráfico anterior exhibe un comportamiento altamente variable en términos de tiempo y espacio. Por una parte, en M2 se presenta un valor de flujo másico de alto (461 mg Cu/min), tanto en comparación con el mismo punto en otras épocas del año (60-82 mg Cu/min), situación que sugiere un aporte de cobre de forma previa a Llanta, que no se relaciona a un origen natural, acorde el valor bajo registrado en Río de la Sal. Por otra parte, en M4 se presenta nuevamente un flujo másico de cobre alto (1,54 g/min), en ámbito de tiempo y espacio, sugiriendo un aporte de cobre, de forma previa a dicho poblado.

Finalmente, el punto desembocadura, muestra un aumento sostenido de vertimiento de cobre (en mg/min) al mar, durante el periodo estudiado. Este vertimiento no se relaciona con la tendencia estacional descrita por el caudal, indicando un aporte significativo de cobre, principalmente, en el último muestreo (M4, 26.11.14).

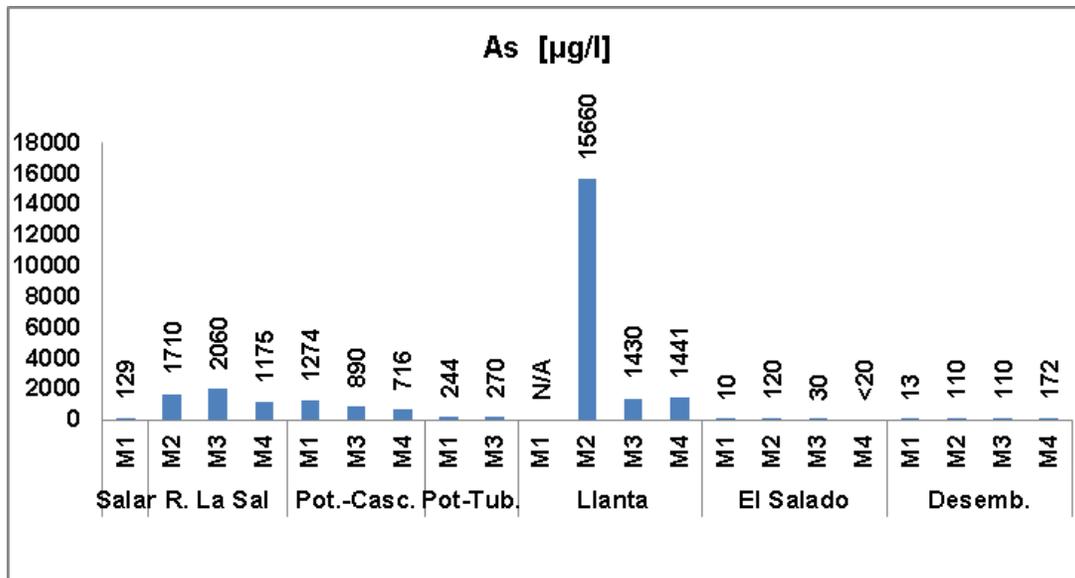


Fig. 15. Concentración de Arsénico. [µg/l]

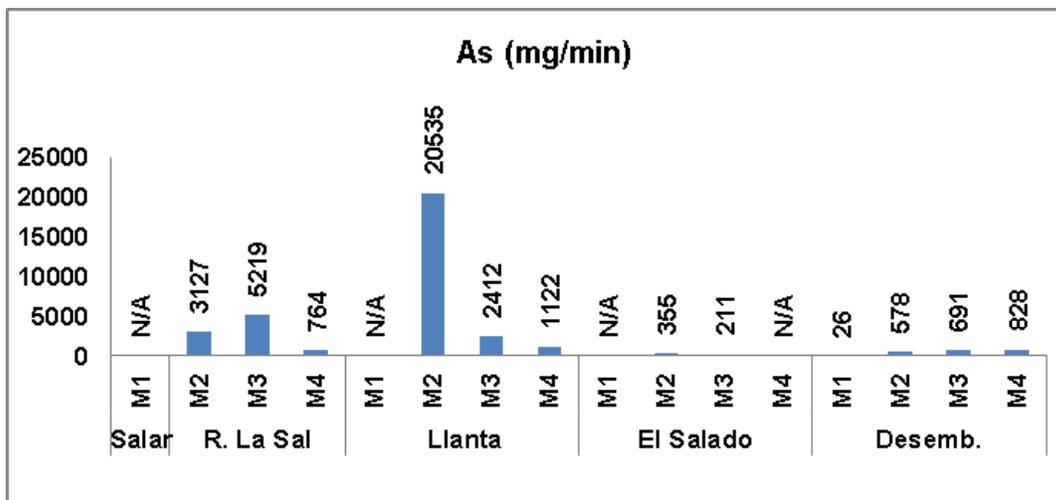


Fig.

16. Flujo másico de Arsénico. [mg/min]

En relación al flujo másico de Arsénico (Fig.16), también se presenta un escenario variable en términos de espacio y tiempo. Sin embargo, se observan por una parte, valores altos en M2-2 Llanta (1 orden de magnitud mayor al Río La Sal), y tendencia al aumento en el tiempo en desembocadura, a lo largo del estudio. Esta situación es consecuente con la tendencia descrita para el flujo másico de cobre, en ambos puntos, pero no se relacionan las tendencias de ambos parámetros en M4-3 El Salado, sugiriendo que podría existir aumento en el tiempo de los aportes de cobre y arsénico de forma posterior al punto El Salado y antes de Desembocadura.

Basado en lo anteriormente descrito, la cuenca del Río Salado estaría siendo afectada por aportes de diferentes orígenes y en diferentes puntos, por lo que, se recomienda identificar y consolidar un inventario de las principales fuentes que vierten residuos a la cuenca del Río Salado.

4.1.3 Mapas de Afectación por impacto de contaminación

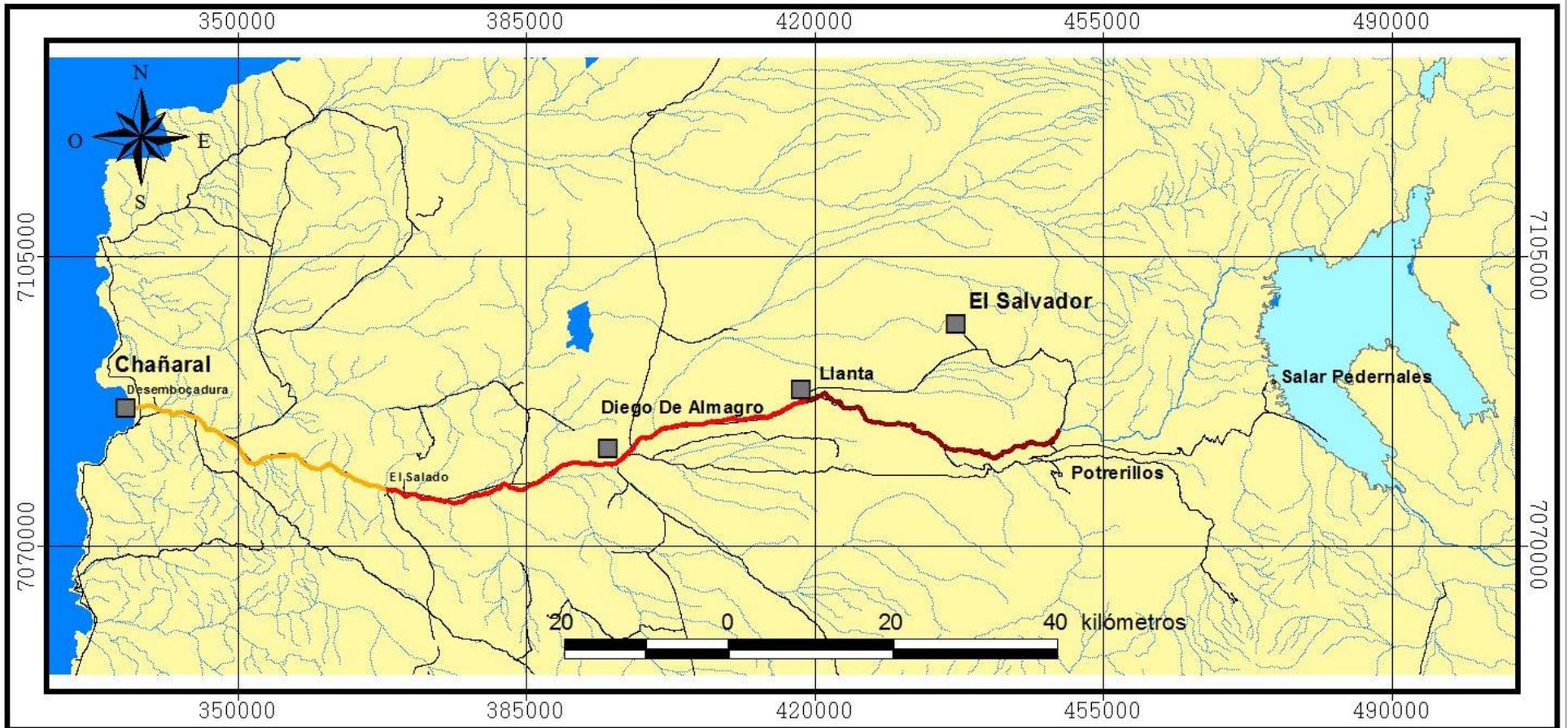
En base a los resultados mostrados en la Tabla 4 (Resultados obtenidos por puntos y períodos de muestreo), se construyeron dos tipos mapas de afectación, el primero relacionado al impacto de la contaminación asociada a procesos que generan metales pesados. En este caso se consideró el parámetro: Conductividad (c).

El segundo tipo de mapa de afectación tiene relación con los niveles de contaminación por metales pesados, utilizando para agua potable la NCh 409/01 2005, para agua de riego NCH 1333/1978 Mod1987 y para descargas a aguas marinas dentro de la ZPL la DS-90/2000.

Los metales considerados en esta gráfica de acuerdo a los índices entregados en la tabla 4 fueron: Cobre (Cu), Molibdeno (Mo), Arsénico (As) y Plomo (Pb). En los mapas se encuentran señalados cursos de agua y los distintos niveles de afectación, señalando además en círculos los puntos de muestreos utilizados en el estudio.



MAPA DE AFECTACION POR IMPACTO DE LA CONTAMINACION POR MATERIALES PESADOS EN DISOLUCION PARA AGUA DE RIEGO



FUENTE:
Cartas IGM, Escala 1:250.000
Visita terreno , puntos G.P.S.
DATUM WGS84
Proyección UTM, Huso 19 sur

NOTA: Rango permitido entre 75 y menor a 750 $\mu\text{S/cm}$
NCH 1333/1978

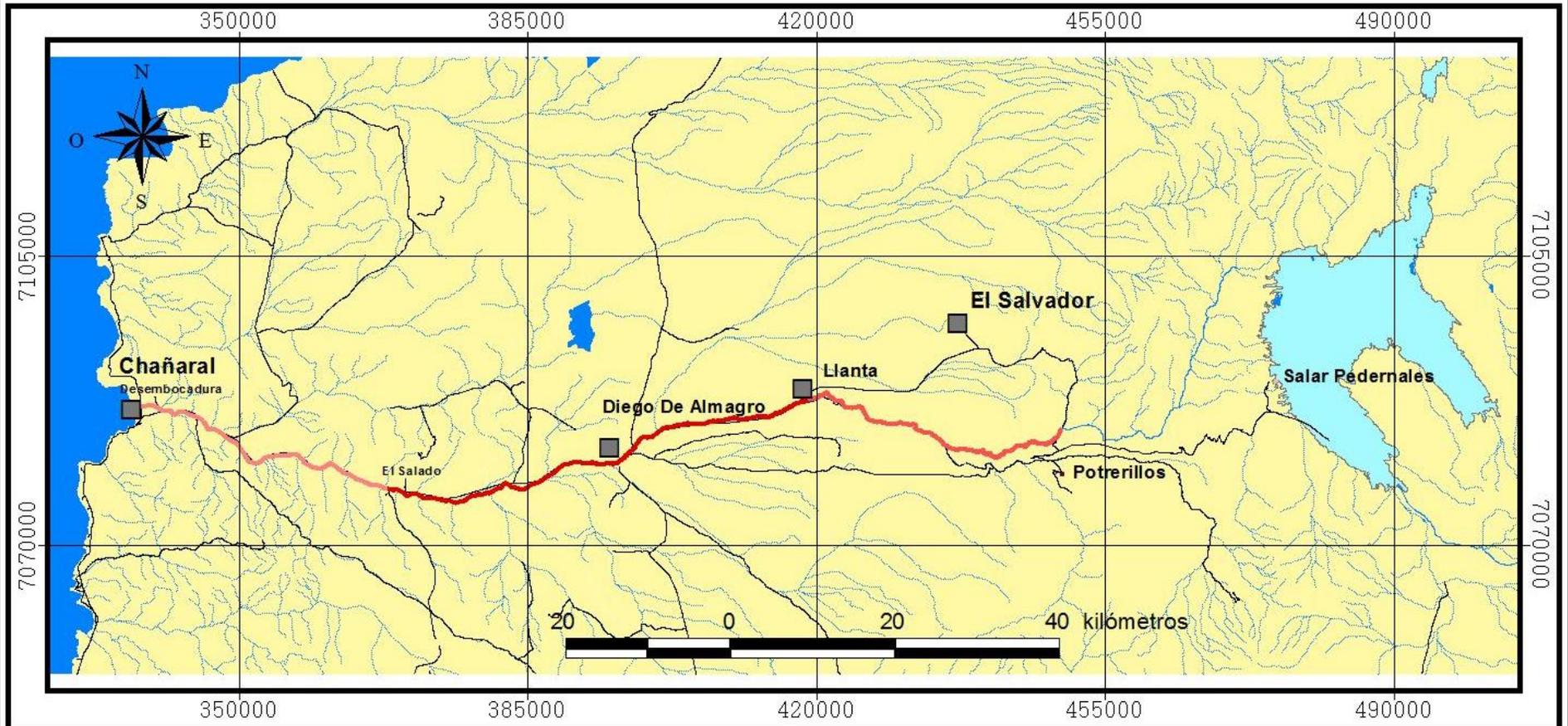
TRAMOS Y SECTORES	RANGO CONDUCTIVIDAD [$\mu\text{S/cm}$]	
Rio de La Sal- Lianta	207.000	244.000
Lianta - El Salado	119.200	228.000
El Salado- Desembocadura	118.500	134.370
Salar Pedernales		21.100
Potrerillos	6.800	9.670

■	Pueblos, Localidades
—	Caminos
—	Cursos de agua
■	Embalses o Lagunas
■	Salares

Mapa 1. Mapa de Afectación por impacto de la contaminación por materiales pesados en disolución para agua de riego (Conductividad).



MAPA DE AFECTACION DE CONTAMINACION POR MATERIALES PESADOS (Cu) PARA AGUA DE RIEGO



FUENTE:

Cartas IGM, Escala 1:250.000
Visita terreno , puntos G.P.S.
DATUM WGS84
Proyección UTM, Huso 19 sur

NOTA: Valor permitido 200 µg/l según NCH 1333/1978

TRAMOS Y SECTORES	RANGO VALORES Cu [µg/l]	
	MINIMO	MAXIMO
Salar Pedernales	2.90	2.90
El Salado- Desembocadura	18.80	201.40
Rio de La Sal- Llanta	1.90	351.80
Llanta - El Salado	18.80	351.80
Potrerillos	38.80	611.20

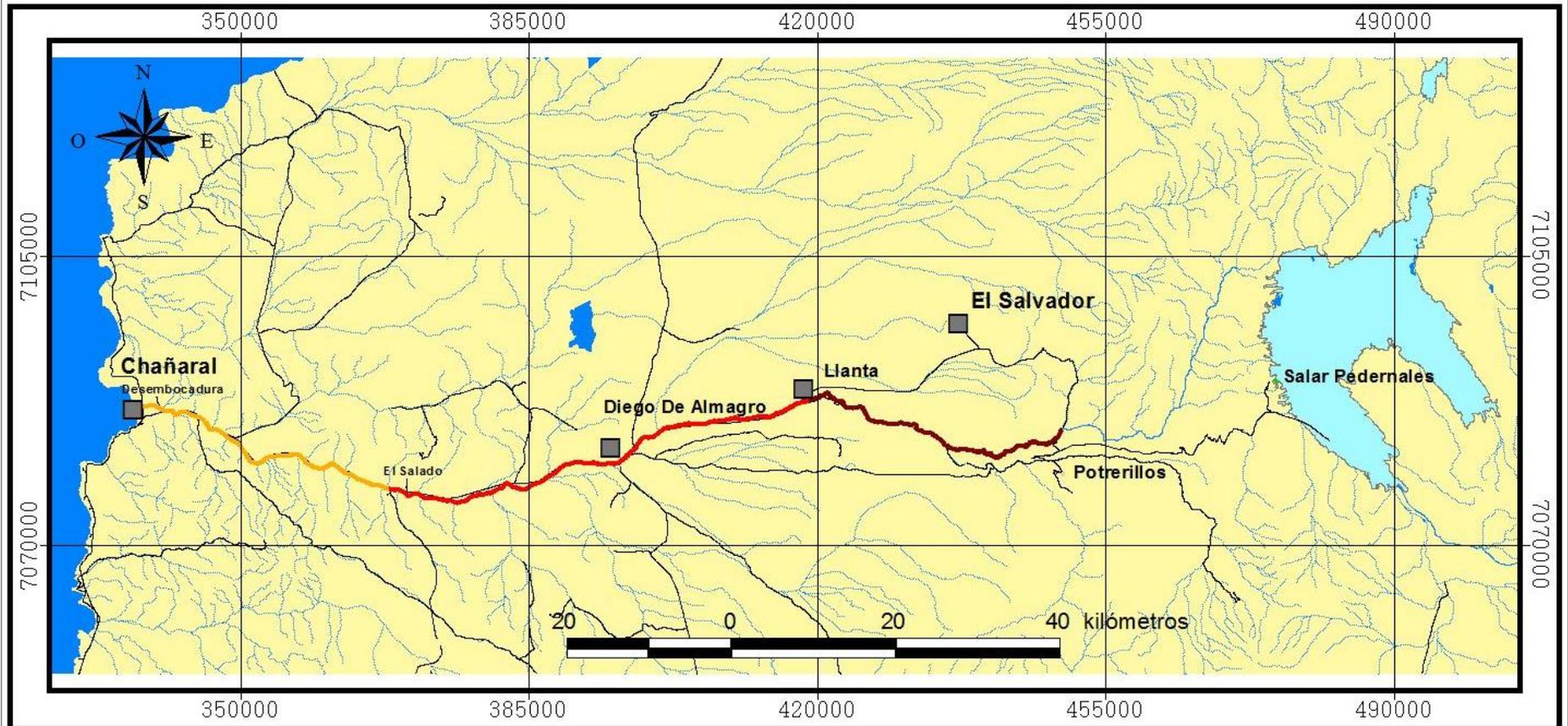
■	Pueblos, Localidades
—	Caminos
—	Cursos de agua
■	Embalses o Lagunas
■	Salares

Mapa 2. Mapa de Afectación de contaminación por materiales pesados (Cu) para agua de riego.



Universidad Austral de Chile
Sede Puerto Montt

MAPA DE AFECTACION DE CONTAMINACION POR MATERIALES PESADOS (Mo) PARA AGUA DE RIEGO Y DESCARGAS A AGUAS MARINAS



FUENTE:
Cartas IGM, Escala 1:250.000
Visita terreno, puntos G.P.S.
DATUM WGS84
Proyección UTM, Huso 19 sur

NOTA: Valor permitido para Agua de Riego 10 ug/l, según NCH 409/ 01 2005
Valor permitido para Descargas a Aguas Marinas dentro de la Zona de Protección Litoral 100 ug/l, según D 590/2000

TRAMOS Y SECTORES	RANGO VALORES Mo [$\mu\text{g/l}$]	
	MINIMO	MAXIMO
Salar Pedernales	1,2	1,2
Potrerillos	95,6	188,6
El Salado- Desembocadura	97,8	275,5
Llanta - El Salado	112,0	517,1
Rio de La Sal- Llanta	382,1	535,6

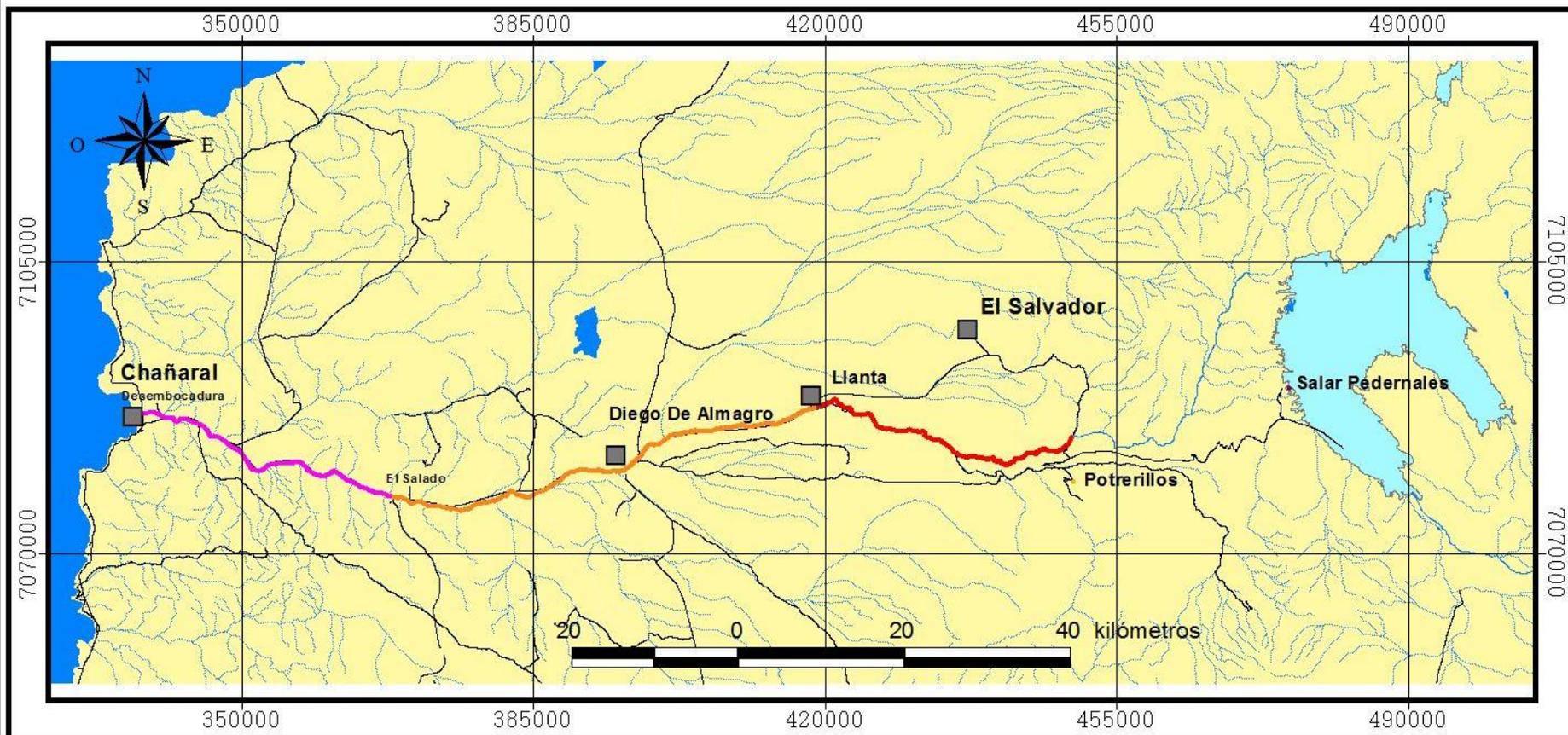
■	Pueblos, Localidades
—	Caminos
—	Cursos de agua
■	Embalses o Lagunas
■	Salares

Mapa 3. Mapa de Afectación de contaminación por materiales pesados (Mo) para agua de riego y descargas marinas.



Universidad Austral de Chile
Sede Puerto Montt

MAPA DE AFECTACION DE CONTAMINACION POR MATERIALES PESADOS (As) PARA AGUA POTABLE, DE RIEGO Y DESCARGAS A AGUAS MARINAS



FUENTE:
Cartas IGM, Escala 1:250.000
Visita terreno, puntos G.P.S.
DATUM WGS84
Proyección UTM, Huso 19 sur

NOTA: Valor permitido para Agua Potable 10 ug/l, según NCH 409/01 2005
Valor permitido para Agua de Riego 100 ug/l, según NCH 409/01 2005
Valor permitido para Descargas a Aguas Marinas dentro de la Zona de Protección Litoral 200 ug/l, según D 590/2000

TRAMOS Y SECTORES	RANGO VALORES As [ug/l]	
	MINIMO	MAXIMO
El Salado- Desembocadura	9.9	172.2
Salar Pedernales	129.1	129.1
Potrerillos	244.3	1274.0
Lianta - El Salado	9.9	15660.0
Rio de La Sal- Lianta	1174.7	15660.0

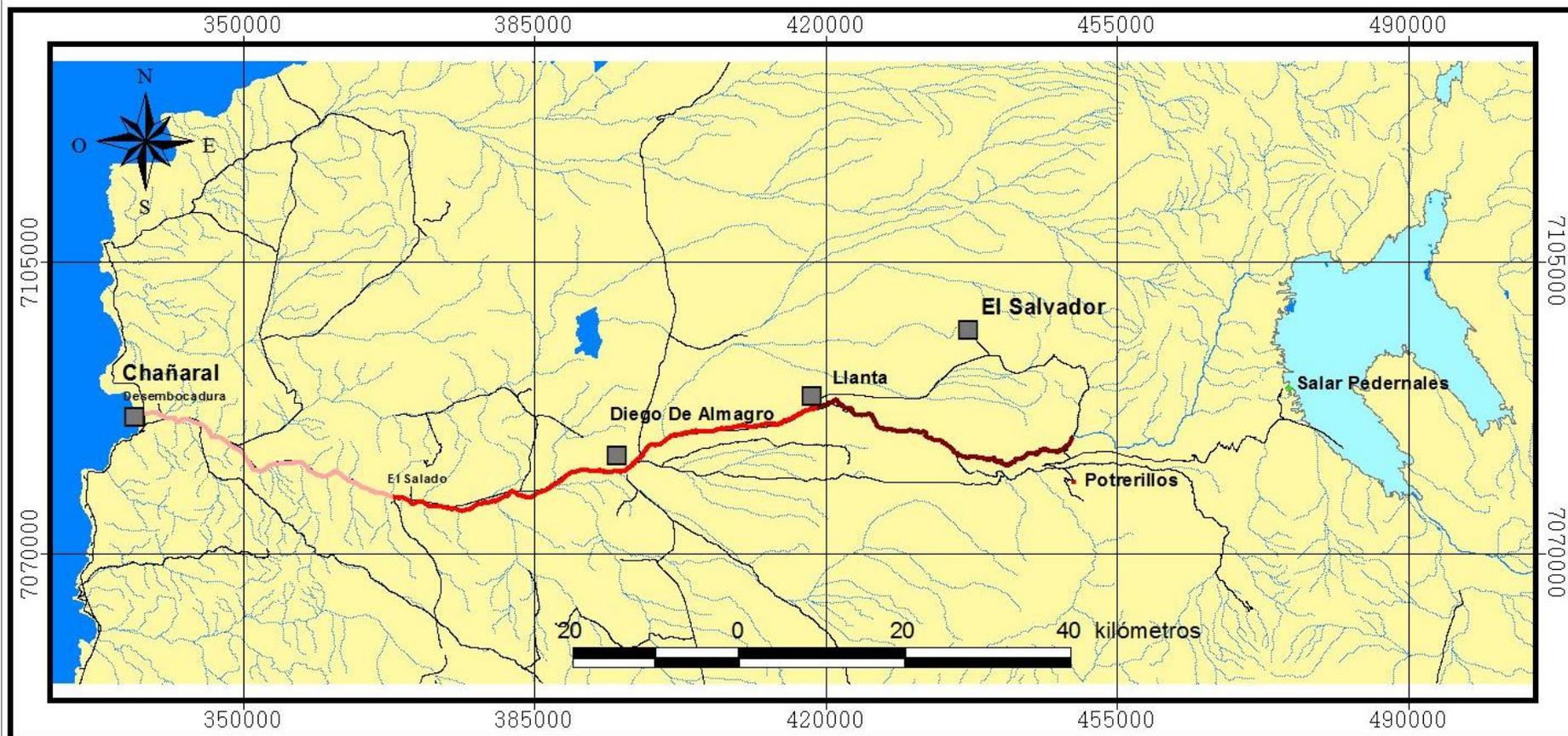
- Pueblos, Localidades
- Caminos
- Cursos de agua
- Embalses o Lagunas
- Salares

Mapa 4. Mapa de Afectación de contaminación por materiales pesados (As) para agua potable, de riego y descargas a aguas marinas.



Universidad Austral de Chile
Sede Puerto Montt

MAPA DE AFECTACION DE CONTAMINACION POR MATERIALES PESADOS (Pb) PARA AGUA POTABLE, DE RIEGO Y DESCARGAS A AGUAS MARINAS



FUENTE:
Cartas IGM, Escala 1:250.000
Visita terreno, puntos G.P.S.
DATUM WGS84
Proyección UTM, Huso 19 sur

NOTA: Valor permitido para Agua Potable 50 ug/l, según NCH 409/01 2005
Valor permitido para Agua de Riego 5000 ug/l, según NCH 409/01 2005
Valor permitido para Descargas a Aguas Marinas dentro de la Zona de Protección Litoral 200 ug/l, según D 590/2000

TRAMOS Y SECTORES	RANGO VALORES Pb [ug/l]	
	MINIMO	MAXIMO
Salar Pedernales	0.1	0.1
El Salado- Desembocadura	0.7	88.4
Lianta - El Salado	0.7	97.5
Potrerillos	13.4	67.4
Rio de La Sal- Lianta	83.5	119.3

■	Pueblos, Localidades
—	Caminos
—	Cursos de agua
■	Embalses o Lagunas
■	Salares

Mapa 5. Mapa de Afectación de contaminación para materiales pesados (Pb) para agua potable, de riego y descargas a aguas marinas.

4.2 Ensayos de precipitación y sedimentación mediante Test de Jarra

4.2.1 Ensayo preliminar al Test de Jarra (Volumen: 10 ml de muestra)

Como muestra la tabla 5, los mayores porcentajes de remoción de turbidez (clarificación >90%) se obtienen utilizando cota-floc (PCA) a una concentración de 10 mg/l, con clarisol 2008 y floco-tac a concentración de 1 mg/l. También se obtiene un alto porcentaje de clarificación, al utilizar cota-floc y floco-tac, a concentraciones de 30 y 1 mg/l, respectivamente.

Tabla 5. Resultados de parámetros físico-químicos de pruebas preliminares de precipitación y sedimentación de la muestra M1-1 (Desembocadura), usando diferentes dosis de coagulantes y floculantes.

Muestra	Identificación muestra	pH	Conductividad (mS/m)	Turbidez (NTU)	Reducción Conduct. (%)	Reducción Turbidez (%)
0	Desembocadura	7.71	13,437	9.53		
1	cota-flo 10/ clarisol2008 1	7.61	5,520	0.78	59%	92%
2	cota-flo 10/ clarisol2008 2	7.64	9,890	2.89	26%	70%
3	cota-flo 10/ floco-tac 1	7.70	10,860	0.82	19%	91%
4	cota-flo 10/ floco-tac 2	7.71	10,590	1.34	21%	86%
5	cota-flo 30/ clarisol2008 1	7.55	9,519	2.54	29%	73%
6	cota-flo 30/ clarisol2008 2	7.51	9,585	2.35	29%	75%
7	cota-flo 30/ floco-tac 1	7.48	9,705	0.92	28%	90%
8	cota-flo 30/ floco-tac 2	7.54	8,900	2.68	34%	72%

En base a los resultados del ensayo preliminar, se concluye que:

- Se obtienen porcentajes de clarificación sobre el 90%, sobre la muestra M1-Desembocadura, utilizando coagulantes y floculantes disponibles en el mercado nacional.
- La turbidez del agua es la variable que mejor refleja el proceso de clarificación del agua en el ensayo de coagulación y precipitación preliminar.
- Los mayores porcentajes de clarificación se obtienen al utilizar el coagulante cota-floc a una concentración del 10 mg/l, para ambos floculantes evaluados.

- Se sugiere la evaluación de concentraciones de coagulante y floculante menores, para establecer la relación óptima a utilizar en el resto de los ensayos de Jarra.

4.2.2 Implementación Test de Jarra, etapa 1: definición de relación óptima de coagulante-floculante (volumen: 500 ml de muestra)

Durante el tratamiento de la muestra M2-4 (Desembocadura), en el ensayo TJ2 (combinación PCA: Floco-tac) se pudo observar que los flóculos de R₂ y R₄ (1 mg/l de Floco-tac) fueron de mayor tamaño que los de R₁ y R₃ (0.5 mg/l de Floco-tac) (Fotos 29 y 30).

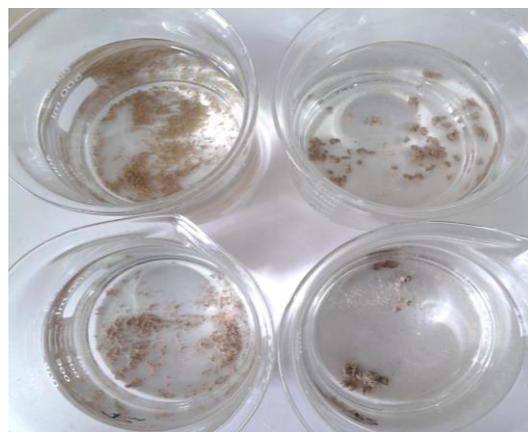
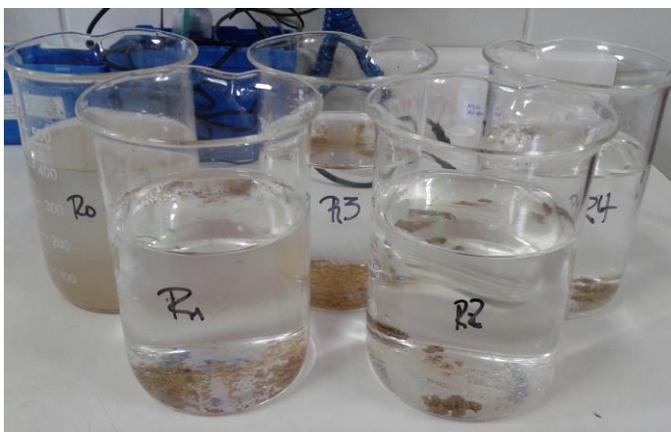


Foto 29. Flóculos en M2-4 TJ2. (Vista frontal). **Foto 30.** Flóculos en M2-4 TJ2 (Vista superior)

En los ensayos asociados al TJ3 (FeSO₄: Clarisol), no se observan diferencias en el tamaño de los flóculos entre los tratamientos, situación similar a la observada en TJ1 (PCA:Clarisol). Adicionalmente, en TJ1 y TJ3, los flóculos fueron de menor tamaño y se evidenció presencia de éstos en la superficie del agua. En contraste, los flóculos generados en TJ2 (PCA:Floco-tac) y TJ4 (FeSO₄: Floco-tac) fueron de mayor tamaño, lo que indica que, al utilizar el floculante Floco-tac (poliacrilamida) se forman flóculos de mayor tamaño que utilizando Clarisol.

Visualmente, al comparar TJ2-R3 con TJ2-R4, se observa diferencia en el tamaño de los flóculos formados. Es decir, a mayor concentración del floculante floco-tac, para una concentración fija de FeSO₄ (de 20 mg/l), mayor es el tamaño de los flóculos.

Las figuras 17 a la 24 muestran la variación de la turbidez en función del tiempo, en cada test de Jarra (TJ) y relación (R) de coagulante: floculante, en las muestras M2-2 (Llanta) (Figs.17-20), y M2-4 (Desembocadura) (Figs. 21-24).

M2-2: Llanta

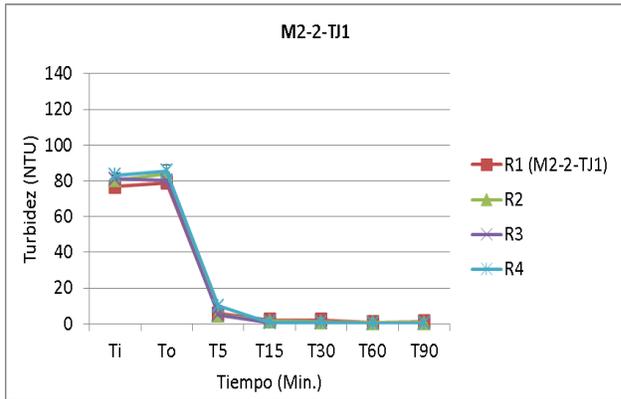


Fig. 17. Muestreo 2 (Mayo), Test de Jarra 1 (Llanta) Jarra 2 (Llanta)

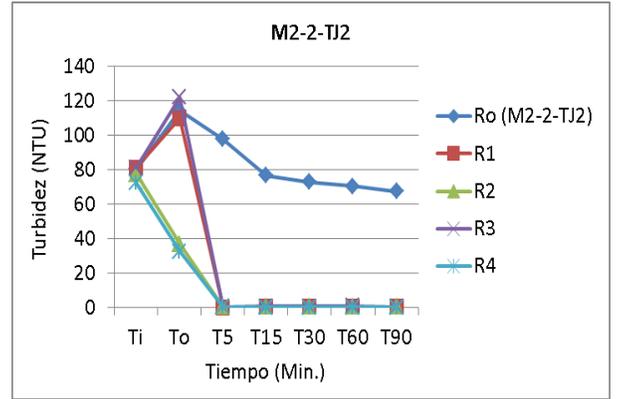


Fig. 18. Muestreo 2 (Mayo), Test de Jarra 2 (Llanta)

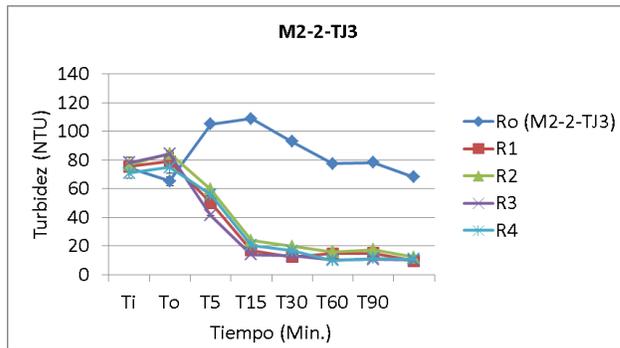


Fig. 19. Muestreo 2 (Mayo), Test de Jarra 3 (Llanta)

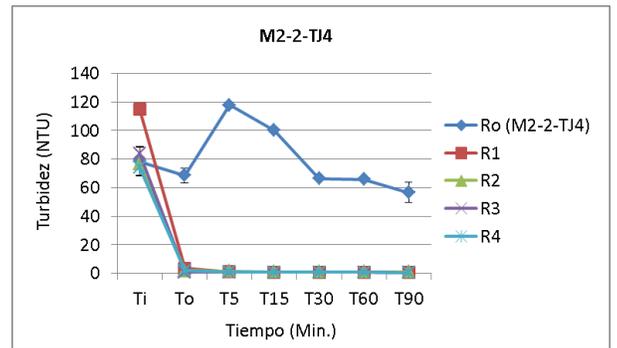


Fig. 20. Muestreo 2 (Mayo), Test de Jarra 4 (Llanta)

M2-4: Desembocadura

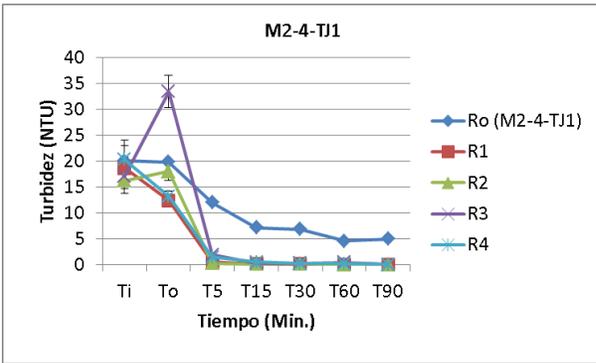


Fig. 21. Muestreo 2 (Mayo), Test de Jarra 1

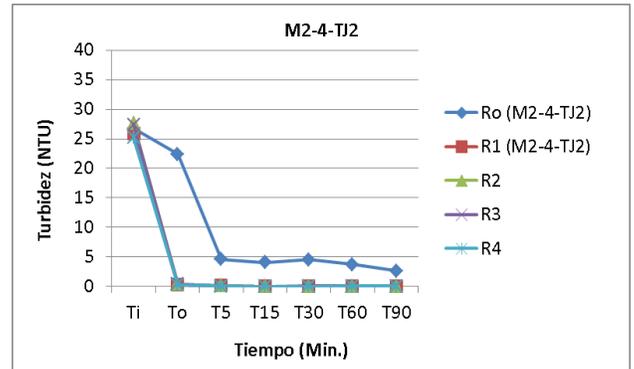


Fig. 22. Muestreo 2 (Mayo), Test de Jarra 2

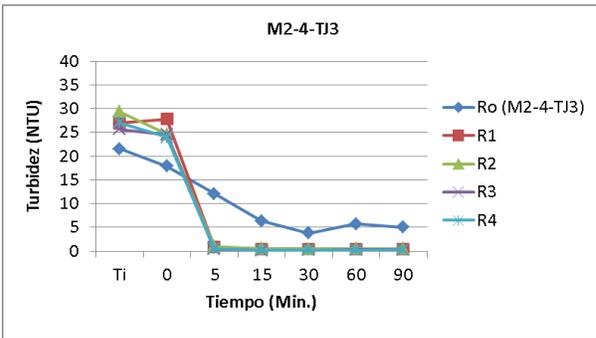


Fig. 23. Muestreo 2 (Mayo), Test de Jarra 3

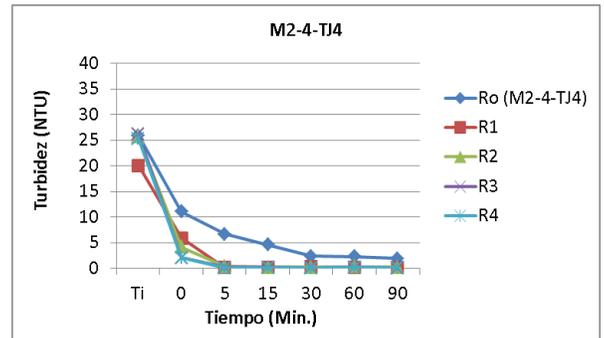


Fig. 24. Muestreo 2 (Mayo), Test de Jarra 4

En M2-2 (Llanta) y M2-4 (Desembocadura), se observa disminución de la turbidez a T_0 (tiempo cero: luego de la adición del coagulante y floculante y previo a la detención de la agitación), para los TJ 4 (Fig. 20) y TJ 2 (Fig. 22), respectivamente. Para las muestra M2-2 y M2-4, se puede evidenciar que los TJ1 y TJ3 no logran llegar en el tiempo cinco (T_5), a valores tan bajos como los encontrados en T_0 , en TJ4 y TJ2, respectivamente. Estos resultados confirman que la poliacrilamida como coagulante, promueve la rápida y eficiente reducción de la turbidez, y también, la formación de flóculos de mayor tamaño. Así, es posible establecer que para las muestras M2-2 Llanta y M2-4 Desembocadura, las combinaciones de coagulantes y floculantes óptimos son: TJ 4 (FeSO_4 : Floco-tac) y TJ2 (PCA:Floco-tac), respectivamente.

Definidas las combinaciones óptimas de coagulante: floculante para cada uno de los puntos seleccionados, y considerando que los mejores resultados de reducción de turbidez ocurren a T_0 , se procede a evaluar los resultados de eficiencia de remoción de turbidez, para cada relación

de concentración de coagulante: floculante (R), en los 4 test de Jarra realizados para el punto M2-2 (Llanta):

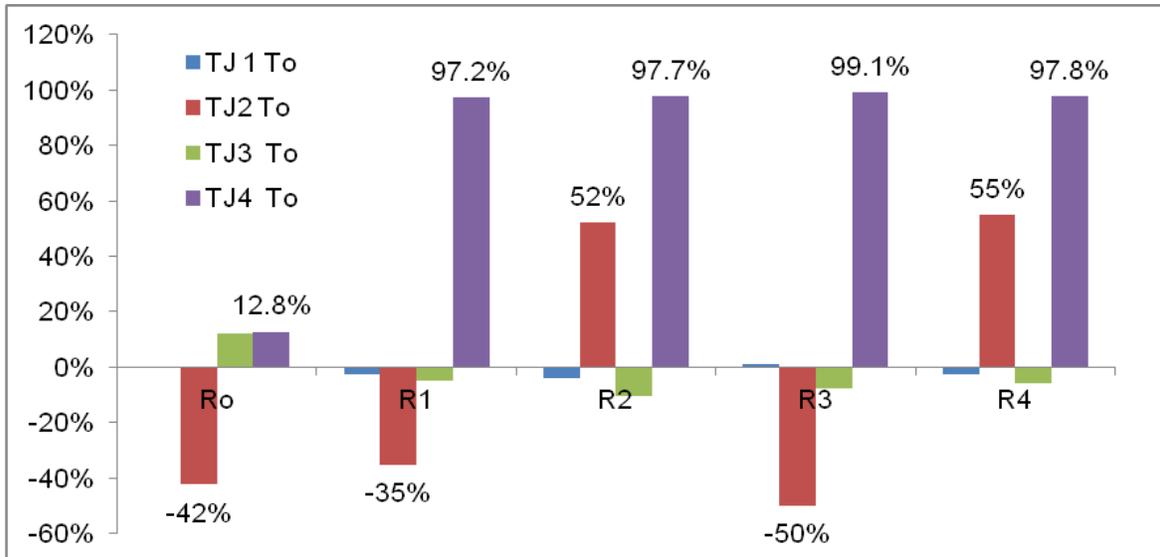


Fig. 25. Remoción de turbidez (%) obtenido en T₀ (comienzo del proceso de decantación), para cada una de las 4 relaciones de concentración de coagulante: floculante (R), en los 4 test de Jarra realizados (TJ) en M2-2 Llanta.

Como muestra la figura. 25, TJ4, en T₀, muestra las mayores eficiencias de remoción de turbidez (sobre el 97%), a todas las relaciones ensayadas. Por su parte, TJ2, exhibe un 52 y 55% de eficiencia, en R₂ y R₄. Dentro de las relaciones de concentración utilizadas en el TJ4, se observa que el óptimo en T₀ es la relación R₃ (20 mg/l FeSO₄ + 0.5 Floco-tac), con 99.1% de reducción de turbidez, sobre las muestra M2-2.

Comparativamente, se observa que un aumento de concentración de Floco-tac en R₄ (desde 0.5 a 1 mg/l) y una disminución de la concentración de FeSO₄ en R₁ (a 10 mg/l), reducen la eficiencia de clarificación, a 97.4% y 97.2%, respectivamente.

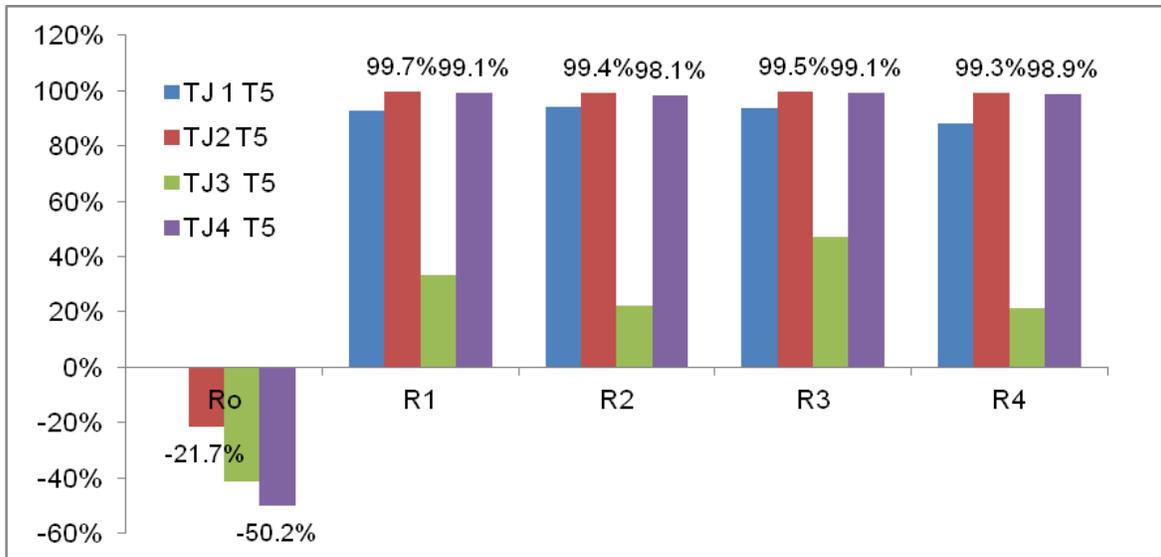


Fig. 26. Remoción de turbidez (%) en T5, en cada relación de coagulante.

Como muestra la figura 26, el óptimo en T5 (M2-2) es TJ2-R1 (10 mg/l PCA + 0.5 Floco-tac), con un 99.7% de reducción de turbidez. Esto indica que el floculante PCA alcanza mayor porcentaje de reducción que el FeSO₄, pero requiere de mayor tiempo de acción.

A continuación se presentan resultados comparativos de los test de Jarra realizados para el punto M2-4 (Desembocadura):

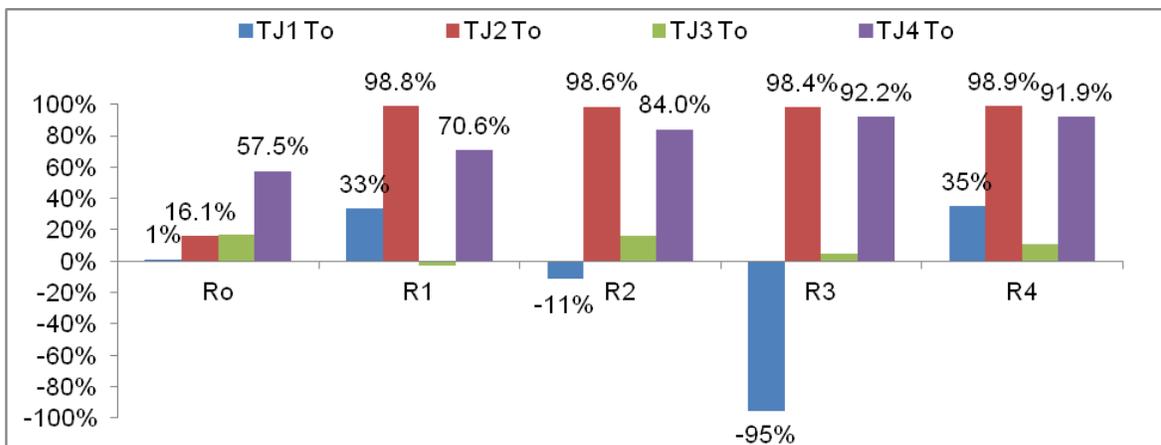


Fig. 27. Remoción de turbidez (%) en To, en cada relación de coagulante: floculante (R) en los 4 test de Jarra (TJ) realizados en Desembocadura.

La figura 27 muestra que, TJ2 (PCA: Floco-tac) en To, alcanza la mayor eficiencia (>98%) en todas las relaciones ensayadas, en comparación con el resto de los TJ. Dentro de las relaciones del TJ4,

la combinación óptima en T_0 es TJ2-R4 (20 mg/l PCA + 1 mg/l Floco-tac), con 98.9% de reducción de turbidez sobre la muestra M2-4.

Comparativamente, una disminución de concentración de Floco-tac (R3, a 0.5 mg/l), de PCA (R2, a 10 mg/l) o de ambas (R1, 0.5 y 10), reducen solo levemente la eficiencia de clarificación, al 98.4, 98.6 y 98.8%, respectivamente. Considerando lo anterior, la concentración de las relaciones ensayadas, parece tener menor influencia sobre la eficiencia (la cual disminuye entre 0.5 y 0.1%), siempre que se utilice PCA y floco-tac, como coagulante y floculante. Sin embargo, si se utiliza $FeSO_4$ (TJ4-R3) y se mantiene el floco-tac, la influencia sobre la eficiencia es mayor, registrándose una disminución del 6.7%.

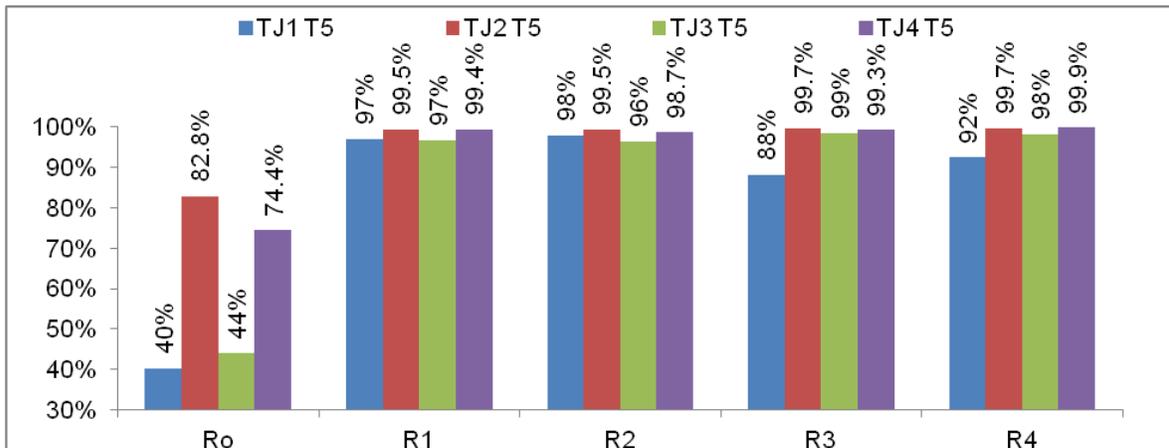


Fig. 28. Porcentajes de remoción de turbidez en cada relación ensayada para los tiempos T_0 y T_5 .

Como muestra la figura 28, a T_5 , TJ4-R4 es el óptimo y alcanza la mayor eficiencia (99.9%), seguido por TJ2-R4 (óptimo en T_0), con 99.7%.

Comparando ambos óptimos, es posible indicar que a T_0 , TJ2-R4 es 7% más efectivo que TJ4-R4; y a T_5 , por el contrario, TJ4-R4 es solo 0.2 % más eficiente que TJ2-R4.

4.2.3 Evaluación Test de Jarra muestras M2, M3 y M4

Con las relaciones óptimas, definidas en las etapas 1 y 2 de la Implementación del test de Jarra, se procedió a evaluar las muestras de Llanta y Desembocadura, correspondientes a los muestreos 2, 3, y 4. En cada test de Jarra, se generaron 10 l de agua tratada de ambos puntos de muestreo (Llanta y Desembocadura).

Los ensayos se realizaron en base a los procedimientos desarrollados en la etapa 1 y 2 y las combinaciones y relaciones óptimas de concentración de coagulante:floculante, las que fueron diferentes según el punto de muestreo. De esta forma, se utilizaron como coagulante FeSO_4 , para el tratamiento del agua tomada en Llanta, y policloruro de aluminio para el agua tomada en la desembocadura. En ambos casos, se utilizó poliacrilamida como floculante.

En los test de Jarra se caracterizó la cinética de remoción de turbidez y se generó el volumen de agua requerido (10 L) para realizar las pruebas de biosorción en NIVA Oslo y caracterización de los metales. Adicionalmente, en las muestras tomadas en invierno (M3) y primavera (M4), se cuantificaron y recuperaron los lodos generados en el tratamiento primario, los que fueron enviados a NIVA Oslo para la cuantificación de metales.

Las figuras 29-34 presentan las curvas de cinética y eficiencia de reducción de turbidez en las muestras obtenidas en los puntos Llanta y Desembocadura, durante los muestreos de otoño, invierno y verano. Los resultados muestran que con, el tratamiento primario evaluado, los porcentajes de eficiencia de reducción de la turbidez alcanzados en las muestras de otoño tratadas, fueron de 91% y 100%, a los 30 min de decantación, para Llanta y Desembocadura, respectivamente. (Figs. 29 y 30). Durante el muestreo de invierno, por su parte, las muestras tratadas mostraron eficiencias de reducción de turbidez de 99% y 100%, a los 15 min de decantación, en Llanta y Desembocadura, respectivamente (Figs. 31 y 32), y por último, las muestras de verano tratadas, mostraron una eficiencia de reducción de turbidez de 99% a los 15 y 20 min, para las muestras de Llanta y Desembocadura, respectivamente (Figs. 31 y 32).

Los resultados demostraron que el proceso de floculación y sedimentación del tratamiento primario evaluado funciona eficientemente, observándose una excelente capacidad para reducir la turbidez en las muestras tratadas.

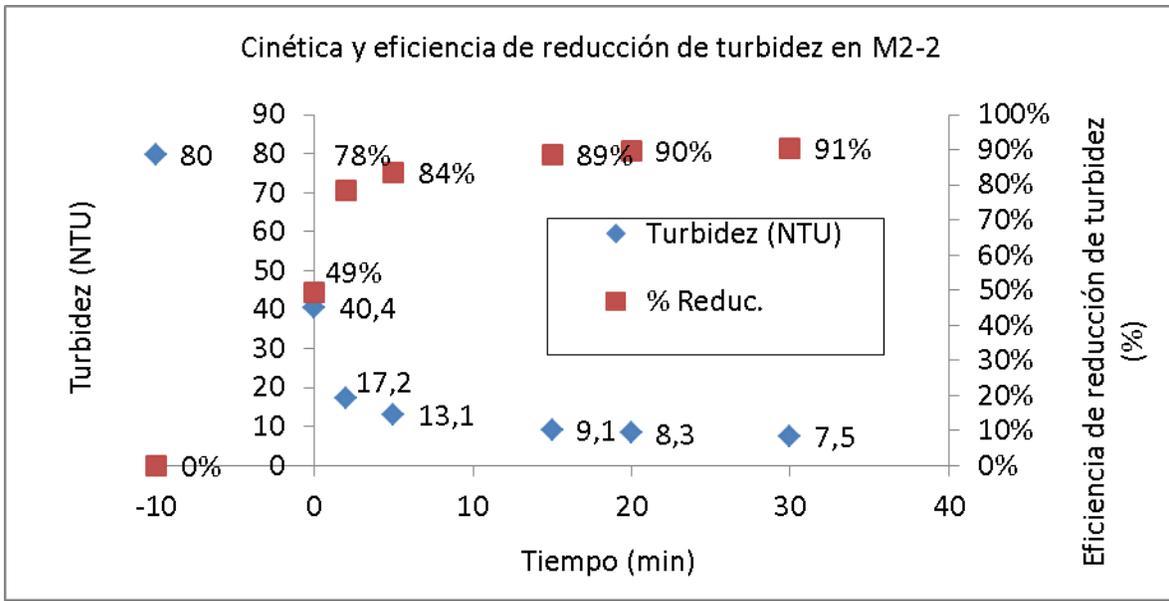


Fig. 29. Cinética y eficiencia de reducción de turbidez en M2-2

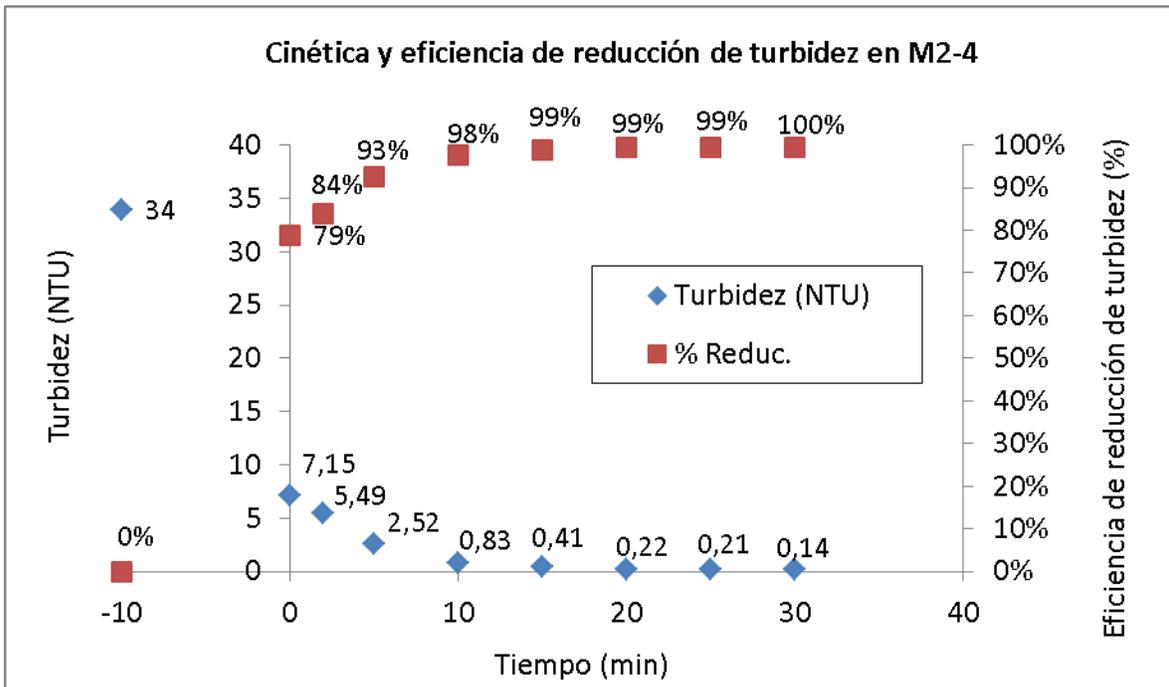


Fig. 30. Cinética y eficiencia de reducción de turbidez en M2-4

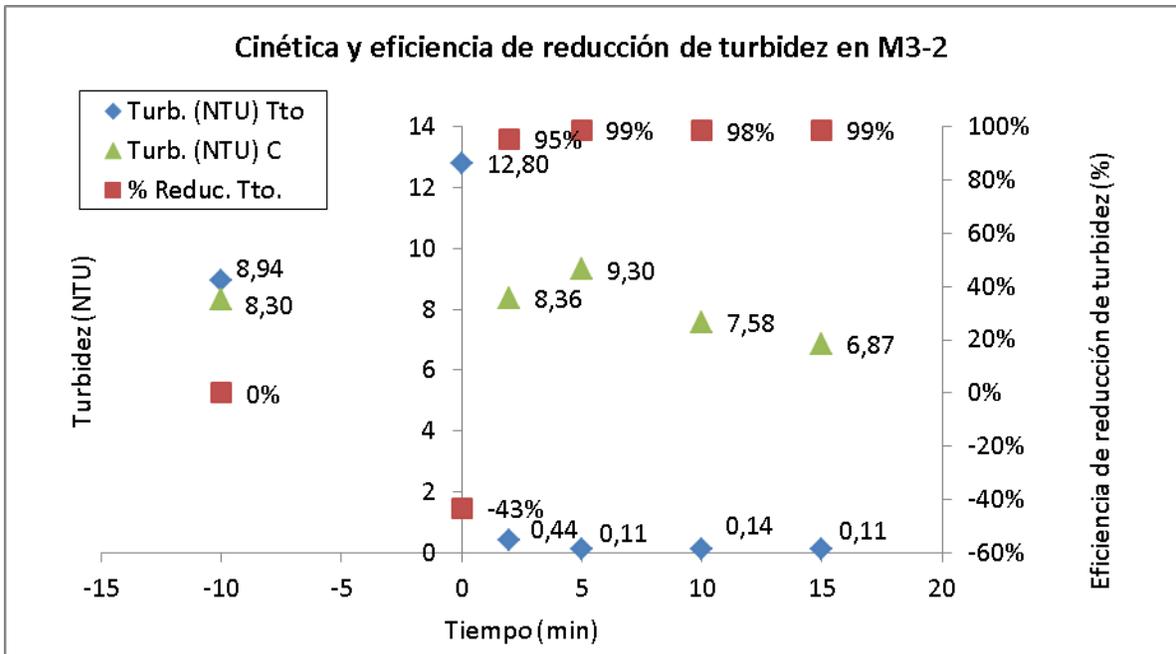


Fig. 31. Cinética y eficiencia de reducción de turbidez en M3-2

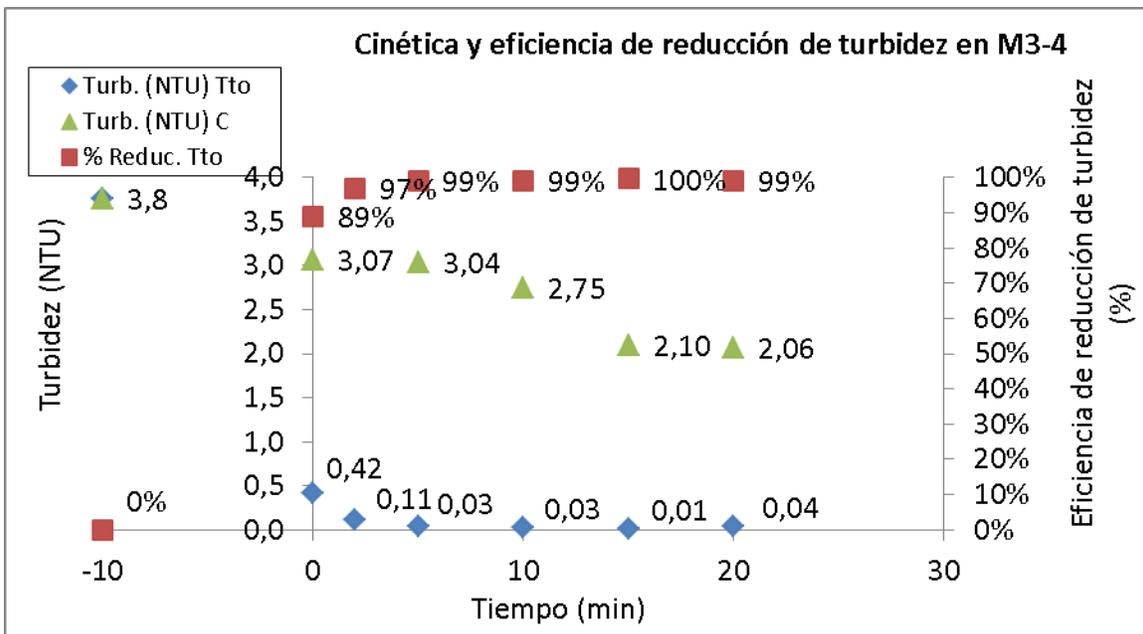


Fig. 32. Cinética y eficiencia de reducción de turbidez en M3-4

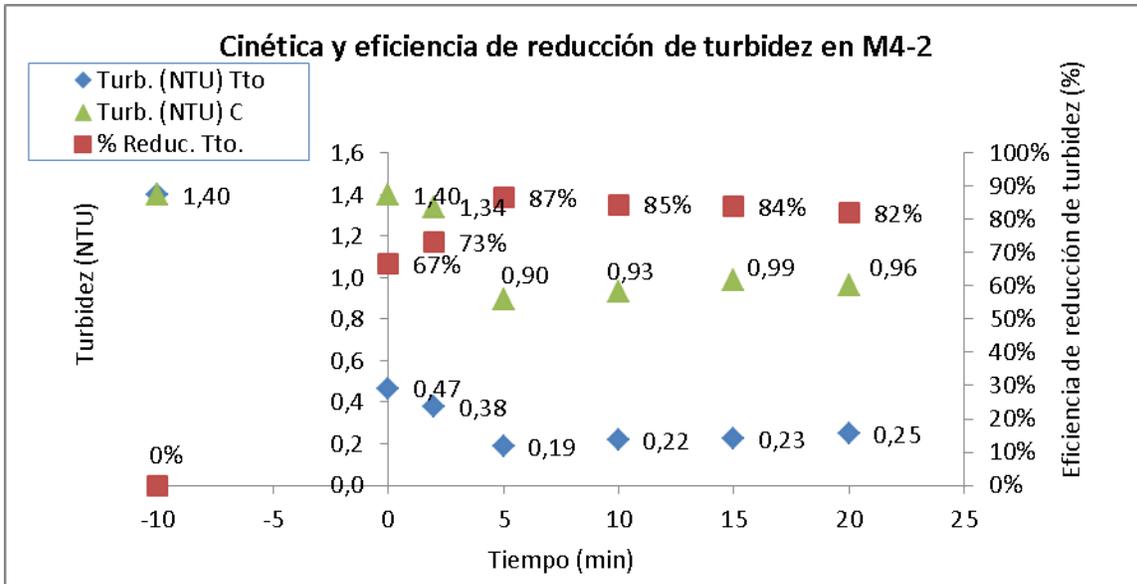


Fig. 33. Cinética y eficiencia de reducción de turbidez en M4-2

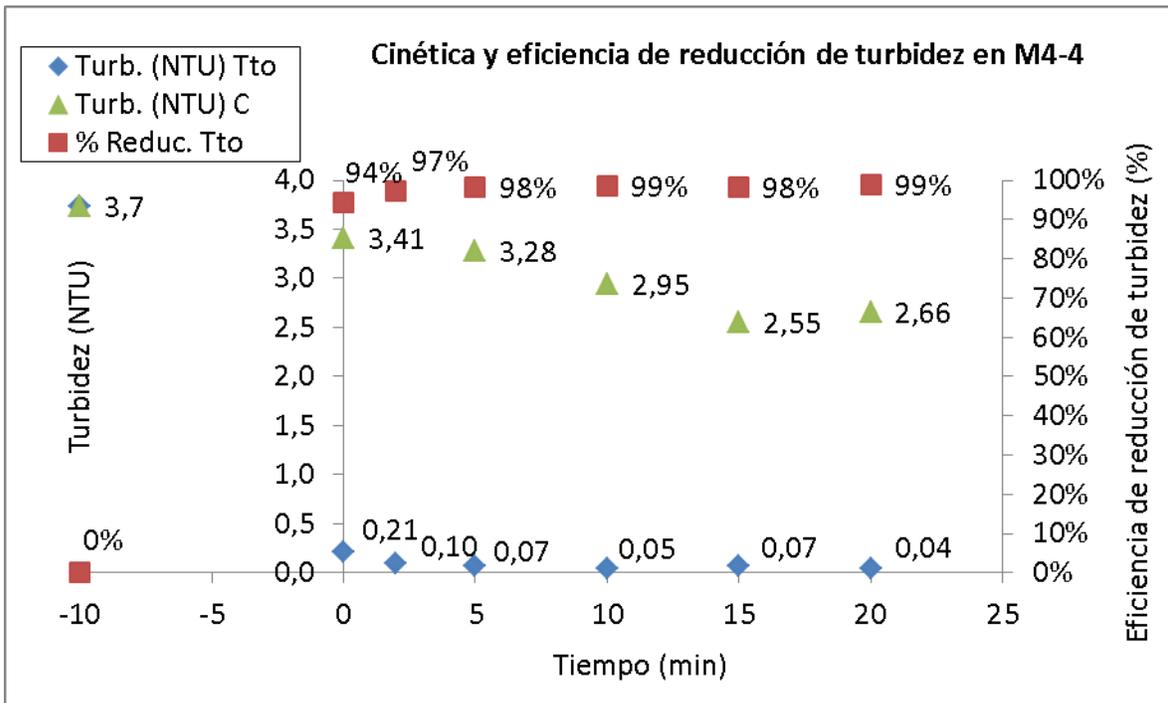


Fig. 34. Cinética y eficiencia de reducción de turbidez en M4-4

Los resultados demostraron una excelente capacidad para eliminar la turbidez de las muestras tratadas.

Como se puede comprobar, el proceso de floculación y sedimentación del tratamiento primario funciona eficientemente con las aguas muestreadas en Llanta y Desembocadura

Tabla 6. Eficiencia de Clarificación en el tiempo y Producción de Lodos, en los puntos Llanta y Desembocadura, por muestreo y estadísticos de promedio y desviación estándar.

Coagulante (Punto)	Identificación genérica de la muestra	Tiempo (min)									Lodo (ml/L)
		-10	0	2	5	10	15	20	25	30	
FeSO ₄ (Llanta)	M2-2 TJ4-R3	0%	49%	78%	84%		89%	90%		91%	3.7
	M3-2 TJ4-R3	0%	-43%	95%	99%	98%	99%				2.1
	M4-2 TJ4-R3	0%	67%	73%	87%	85%	84%	82%			2.3
PCA (Desemb.)	M2-4 TJ2-R4	0%	79%	84%	93%	98%	99%	99%	99%	100%	4.0
	M3-4 TJ2-R4	0%	89%	97%	99%	99%	100%	99%			2.3
	M4-4 TJ2-R3	0%	94%	97%	98%	99%	98%	99%			3.8
Promedio	Prom. Llanta TJ4-R3	0%	24%	82%	90%		90%				2.7
	Prom. Desemb. TJ2-R4	0%	87%	93%	97%	98%	99%	99%			3.4
Desviación Estándar	D.S. Llanta TJ4-R3	0%	59%	11%	8%		8%				0.9
	D.S. Desemb. TJ2-R4	0%	8%	8%	4%	1%	1%	0%			0.9

Como muestra la tabla 6, la eficiencia de clarificación para el punto Llanta alcanza un porcentaje promedio del 90% (± 8), luego de 5 y 15 min de decantación, reflejando estabilidad en dicho período; mientras que el punto Desembocadura alcanza eficiencias del 97% (± 4) y 99% (± 1), en los tiempo 5 y 15 min de decantación, respectivamente. En consecuencia, es posible concluir que el coagulante PCA, en combinación con el floculante poliacrilamida, junto con alcanzar mayores niveles de eficiencia, muestran que su rendimiento continúa mejorando entre los 5 y 15 minutos de proceso de decantación.

Adicionalmente, la producción de lodos (ml de lodo por cada litro de agua tratada) en los test de jarra realizados sobre las muestras provenientes del punto Desembocadura, alcanza niveles promedios de 3.4 ml/L (± 0.9 ml/L), rendimiento que es mayor a los exhibidos para el punto Llanta (2.7 ± 0.9 ml/L). Este hecho indica que la recuperación de lodos en el tratamiento primario también es más eficiente en el punto Desembocadura, comparado con Llanta.

4.2.4 Eliminación de metales pesados y composición de lodos asociados al Tratamiento Primario.

El balance de masas entre la composición de agua pre y post tratamiento primario, permitió conocer la eficiencia de eliminación de metales, la fracción volumétrica y la composición de metales pesados del lodo producido.

Los resultados de porcentaje de eliminación de metales en el agua se calcularon para cada uno de los metales pesados relevantes. El resumen de los resultados de eliminación obtenidos se muestra en la tabla 7.

Tabla 7. Porcentaje de eliminación de metales y cantidad de lodo generado por el tratamiento primario de las muestras provenientes de Llanta y Desembocadura para los muestreos M2, M3 y M4, según el tipo de coagulante utilizado (FeSO₄; PCA)

Coagulante	Identificación genérica de la muestra	Al [µg/l]	Cd [µg/l]	Co [µg/l]	Cu [µg/l]	Mn [µg/l]	Pb [µg/l]	Zn [µg/l]	Mo [µg/l]	Se [µg/l]	Sr [mg/l]	U [µg/l]	As [µg/l]	B [mg/l]	Ba [µg/l]	Be [µg/l]	Si [mg/l]	Lodo (ml/L)
FeSO ₄	M2-2 Llanta	190,0			351,8	118,1	97,5			90,4	30,7	123,5	15660,0	207,4				
	M2-2 TJ4-R3	69,0			160,0	114,0	48,0			70,0	30,6	106,0	13563,0	198,2				3,7
	Efic. Rem (%)	63,7			54,5	3,5	50,8			22,6	0,2	14,2	13,4	4,5				
	M3-2 Llanta										41,5							
	M3-2 TJ4-R3										33,2							2,1
	Efic. Rem (%)										20,0							
PCA	M4-2 Llanta							268,8			33,0	431,4	1440,7			32,0	27,0	
	M4-2 TJ4-R3							246,4			32,4	349,3	89,8			29,0	7,5	2,3
	Efic. Rem (%)							8,3			1,8	19,0	93,8			9,4	72,1	
	M2-4 Desemb.			5,1	56,2			55,2	136,2			104,0	110,0	82,4	0,1			
	M2-4 TJ2-R4			4,0	24,0			18,0	118,0			49,0	29,0	81,7	0,1			4,0
	Efic. Rem (%)			21,6	57,3			67,4	13,4			52,9	73,6	0,8	0,6			
PCA	M3-4 Desemb.										26,3		110,0					
	M3-4 TJ2-R4										24,5		20,0					2,3
	Efic. Rem (%)										6,8		81,8					
	M4-4 Desemb.		16,0			38,6			275,5			208,2	172,2					
	M4-4 TJ2-R3		7,8			11,0			264,9			112,5	89,9					3,8
	Efic. Rem (%)		51,3			71,5			3,8			46,0	47,8					

Como se puede comprobar, el tratamiento primario ha resultado muy efectivo para la eliminación de As, Cu, Co, Zn, U y Pb. El tratamiento con policloruro de aluminio y poliácridamida ha demostrado ser capaz de eliminar más del 70% del As y del 50% del Cu presente en las muestras de agua en la desembocadura del Rio Salado (sobre la muestra M2-4 Desembocadura).

Los resultados indican que una digestión con ácido nítrico concentrado suprapuro y un 5% de peróxido de hidrógeno garantizan la disolución total de los fangos, tanto los obtenidos por coagulación con Fe(III) como los producidos en la coagulación con Al(III). El único residuo sólido observado tras la digestión tenía aspecto de arena, indicando que se trataba de silicatos.

Experimentalmente se comprobó que la producción de fangos del tratamiento primario era de aproximadamente 5 mL por litro de agua tratada. Este parámetro es de gran importancia para el diseño de la unidad de tratamiento de las aguas en terreno, puesto que permite calcular la capacidad y potencia de la bomba necesaria para el drenaje de los fangos. Los fangos producidos fueron caracterizados en composición, estableciendo una clasificación general de los

diversos componentes como: Principales, Mayoritarios, Trazas y Ultratazas (dependiendo de su concentración en el fango). El elevado contenido en Cu, Mn, Ba y As observado en algunos de los casos así como la elevada humedad obliga a recomendar su secado en un filtro-prensa y la gestión de los mismos como residuos peligrosos, procediendo conforme a las normativas regionales establecidas.

Principales (Al, Fe, B).

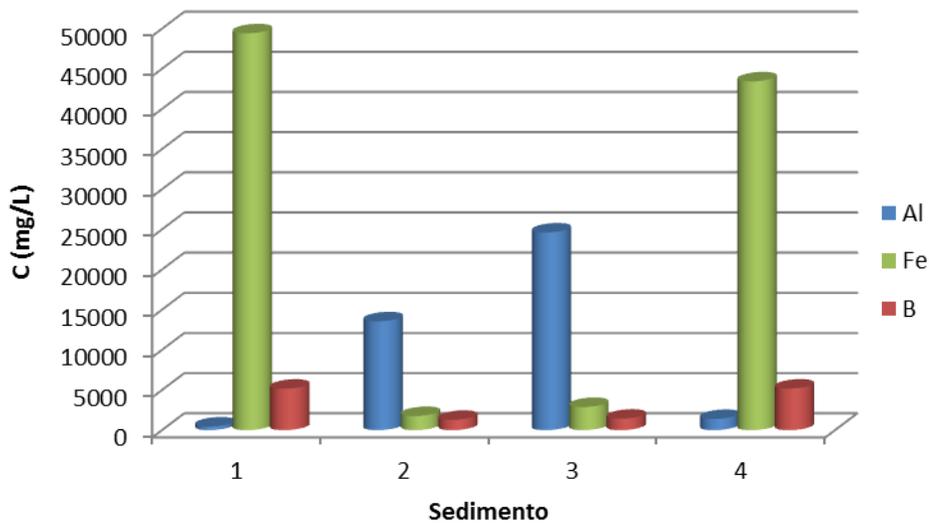


Fig. 35. Contenido de Al, Fe y B en los fangos.

Las muestras de sedimento 1 (M4-2) y 4 (M3-2), corresponden a los tratamientos realizados con sales de hierro, mientras que las muestras 2 (M4-4) y 3 (M3-4) fueron tratadas con sales de aluminio. Como era de esperar, el fango contiene de forma mayoritaria hidróxidos de los elementos anteriores. Sin embargo, es remarcable también el elevado contenido de Boro en el sólido, probablemente debido a procesos de coprecipitación o adsorción en los sólidos formados. Los fangos exhiben un contenido relativamente elevado de otros elementos contaminantes como Cu, V, Zn, Ba, Pb y Mn, tal como se puede comprobar en las figuras siguientes. Es remarcable el tratamiento 3, realizado con sales de Al y que da lugar a la formación de un agregado con más de 1 g de Cu por litro de fango, en M3-4 (Desembocadura) y 0,5 g/L en M4-4.

Mayoritarios (Cu, V, Zn, Ba, Pb, Mn)

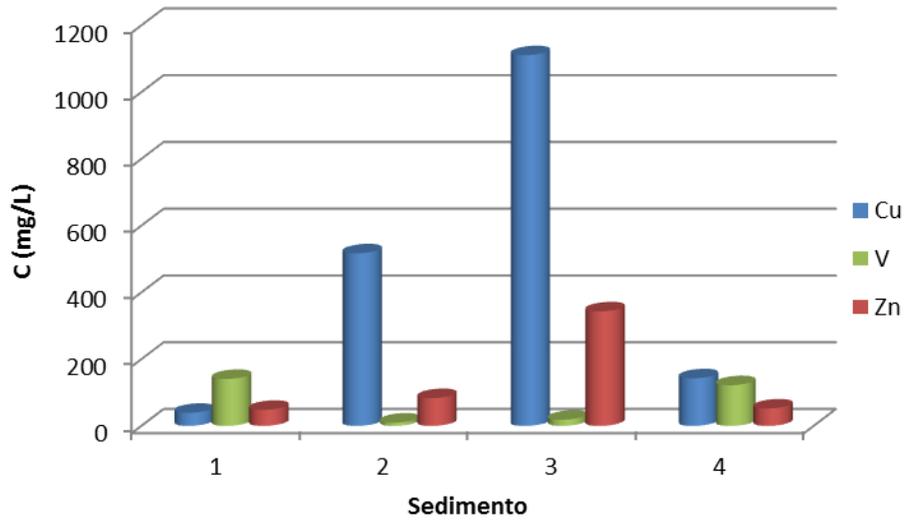


Fig. 36. Contenido de Cu, V y Zn en los fangos.

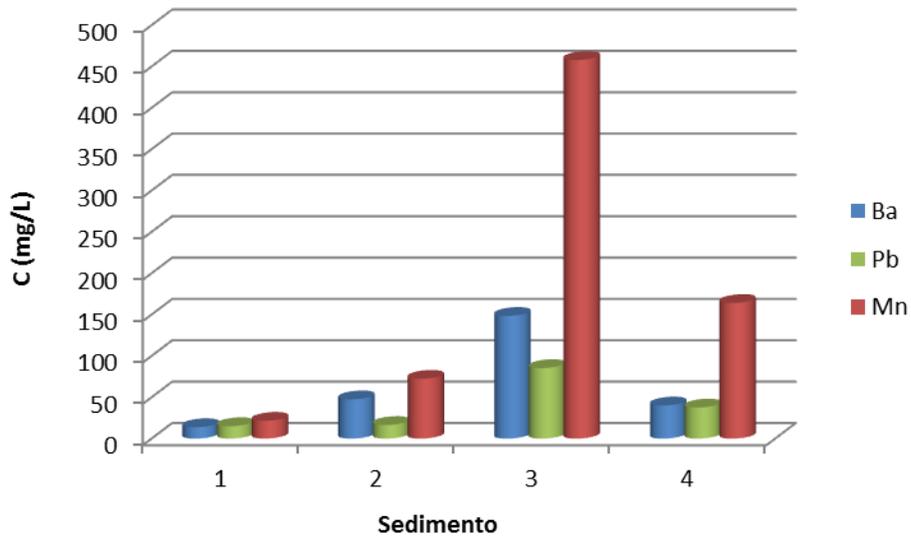


Fig. 37. Contenido de Ba, Pb y Mn en los fangos.

Trazas (Cr, Co, Ni, Se, Mo)

En el nivel de trazas, se encuentran los elementos Cr, Co, Ni, Se y Mo.

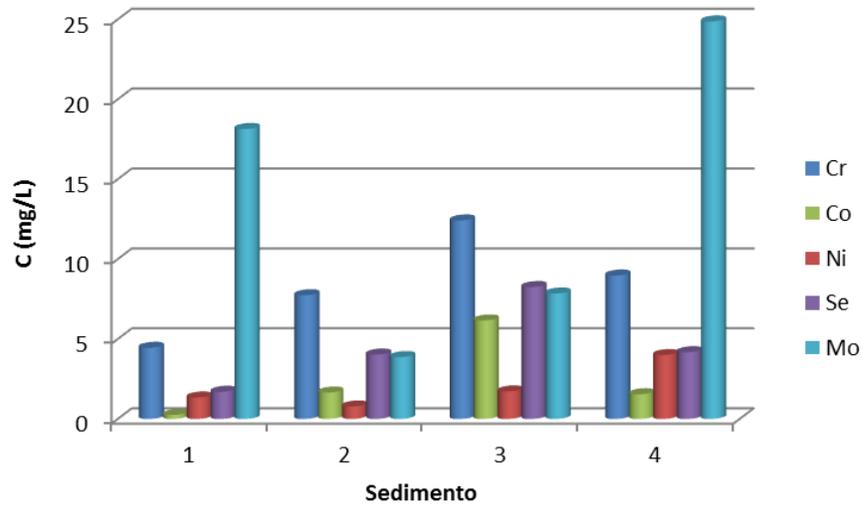


Fig. 38. Contenido de Cr, Co, Ni, Se y Mo en los fangos.

Ultratrazas (Cd, Sn, Sb y U)

En este grupo encontramos los elementos Cd, Sn, Sb y U. Cabe destacar en este caso la buena eliminación de U en el proceso 3, donde se adicionaron sales de Al.

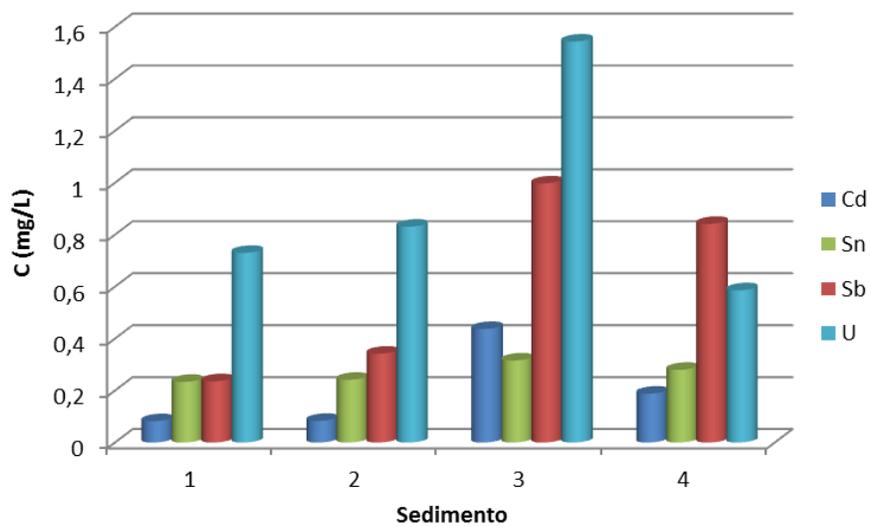


Fig. 39. Contenido de Cd, Sn, Sb y U en los fangos.

Mención especial requiere la caracterización del Arsénico en algunas de las muestras. Como se puede observar en la figura 40, en las muestras 1 y 4 (tratadas con coagulante de base férrica), el contenido de As en los fangos es muy alto (entre 3 y 5 g aproximadamente por litro de fango). Los resultados muestran una buena correlación entre el uso de coagulantes de base férrica y la acumulación de Arsénico en el fango. Se concluye que dicho coagulante, con las aguas tratadas en este esquema, ha demostrado eficiencia en la eliminación de As.

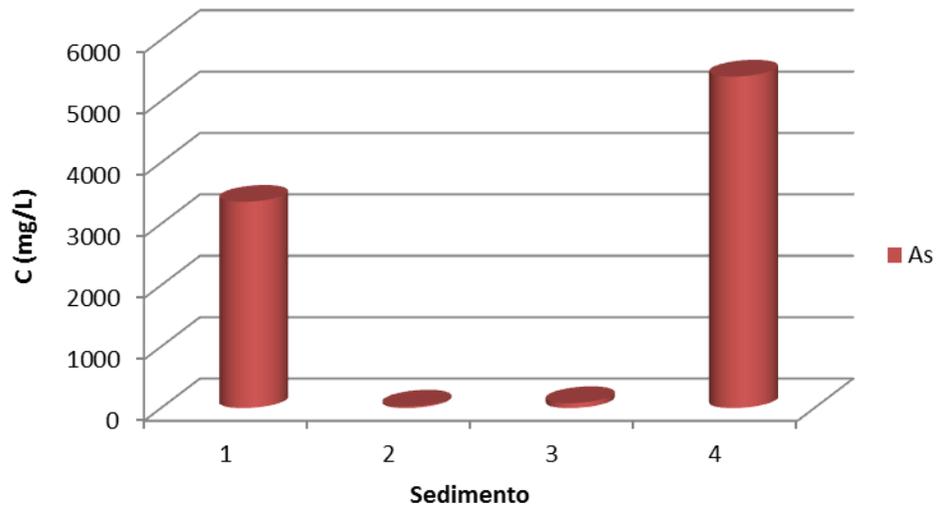


Fig. 40. Contenido de As en los fangos.

4.3 Biología poblacional

4.3.1 Estructura etaria de *L. nigrescens* and *L. trabeculata* en Atacama

a. *Lessonia nigrescens*

Los resultados poblacionales para huiro negro de Pan de Azúcar se muestran en las figuras 41-47. Se observa que esta población es altamente variable, en términos estacionales, en su composición etaria, crecimiento y reproducción a lo largo del año. Al comienzo de los muestreos (meses de verano) se observó una población joven (compuesta en un 80% por reclutas y juveniles), con los valores anuales más bajos de longitud (55 cm) y fenología reproductiva (12%), pero un alto índice de densidad (18 individuos m⁻²). Hacia las siguientes estaciones del año se observa un envejecimiento de la población, y con ello una tendencia al aumento de los indicadores de crecimiento (figs. 41-44), llegando en el mes de Octubre a los mayores valores anuales de longitud total (150 cm), diámetro del disco de fijación (12 cm) y número de estipes (25 estipes).

En el verano subsiguiente (enero - marzo 2015) se aprecia la aparición de una nueva cohorte, con una disminución de los valores de longitud (figs. 41-44), disminución en la población de la cantidad de individuos reproductivos (fig. 45), aumento leve de la densidad de plantas (fig. 46) y cambios etarios (fig. 47), todos atribuidos mayoritariamente al incremento significativo de la proporción de reclutas y juveniles en la población. En los meses de abril y mayo de 2015 estos individuos jóvenes comienzan a crecer, de forma similar al año anterior.

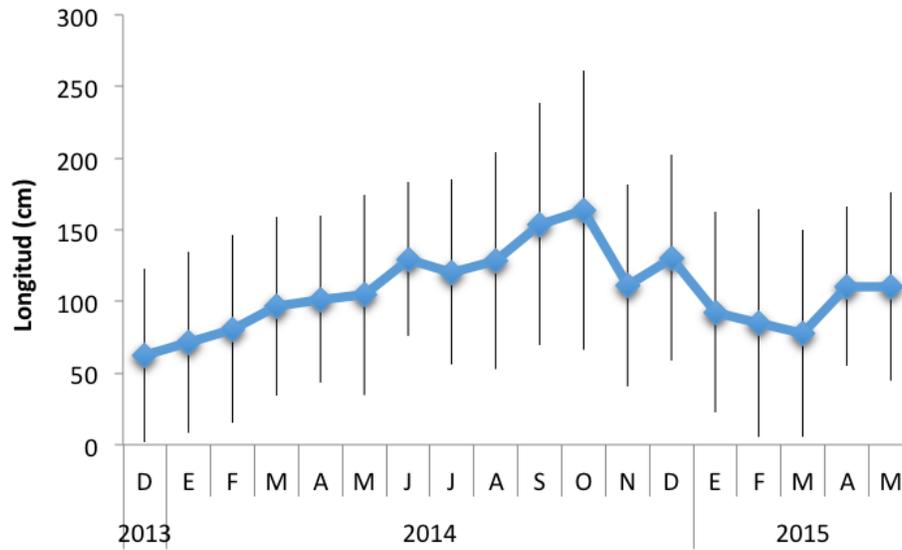


Fig. 41. *L. nigrescens*. Variación mensual de la longitud (total) promedio de la población de huiro negro en Pan de Azúcar, Atacama. Las barras de error indican la desviación estándar de la población.

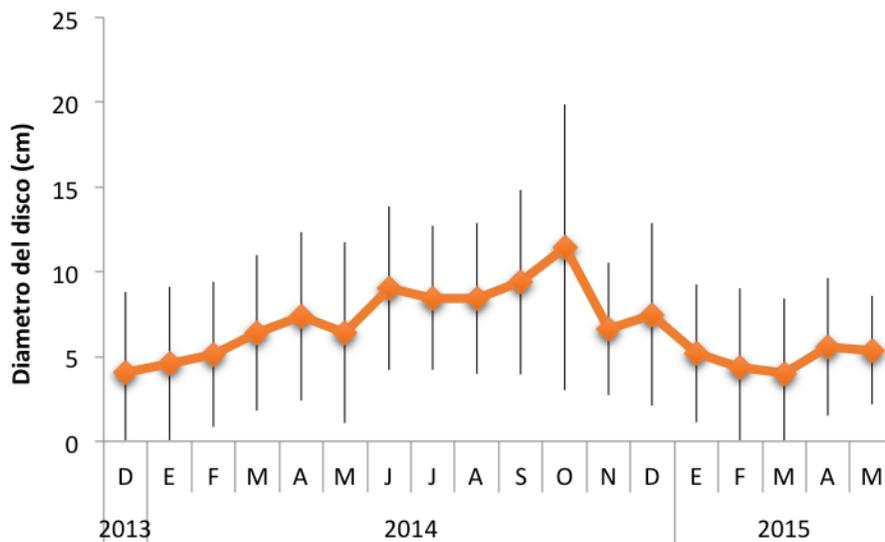


Fig. 42. *L. nigrescens*. Variación mensual del diámetro del disco de fijación (promedio) de la población de huiro negro en Pan de Azúcar, Atacama. Las barras de error indican la desviación estándar de la población.

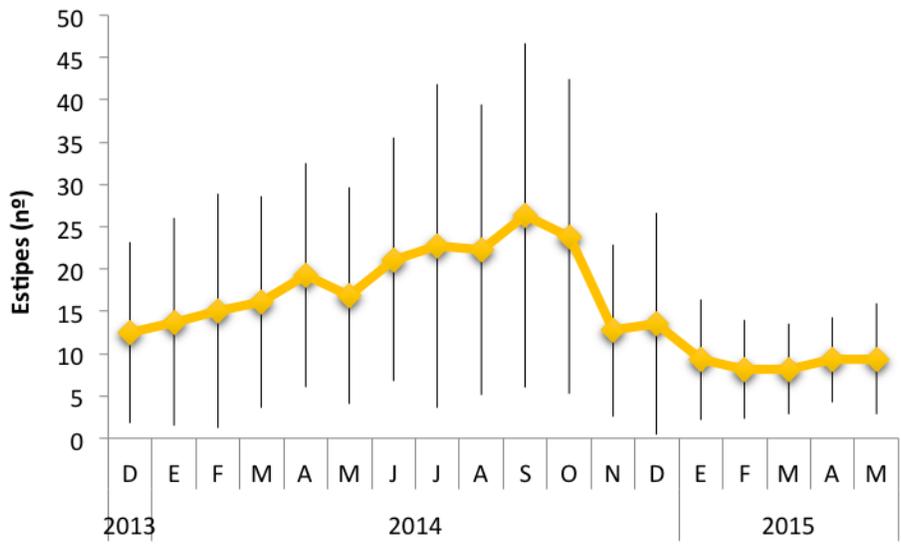


Fig. 43. *L. nigrescens*. Variación mensual del número de estipes promedio (por individuo) en la población de huirón negro en Pan de Azúcar, Atacama. Las barras de error indican la desviación estándar de la población.

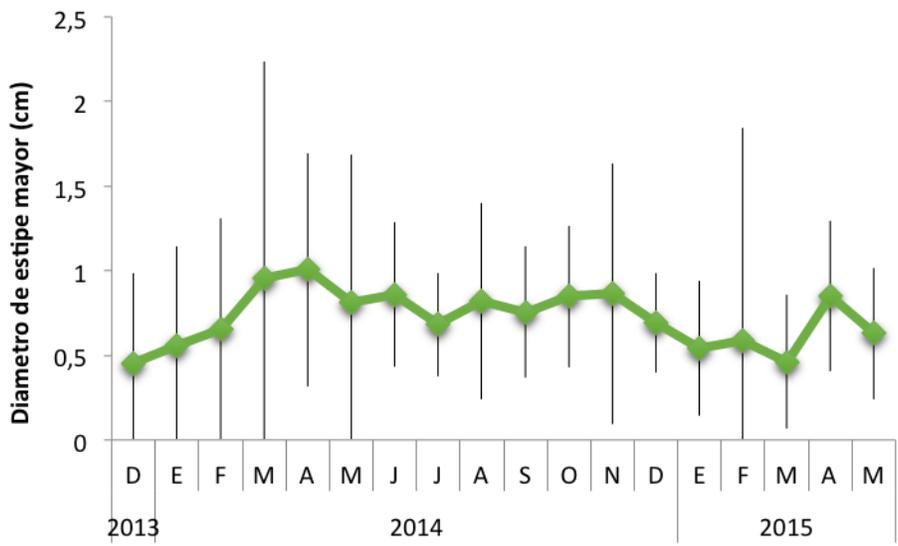


Fig. 44. *L. nigrescens*. Variación mensual del diámetro del estipe mayor promedio (por individuo) en la población de huirón negro en Pan de Azúcar, Atacama. Las barras de error indican la desviación estándar de la población.

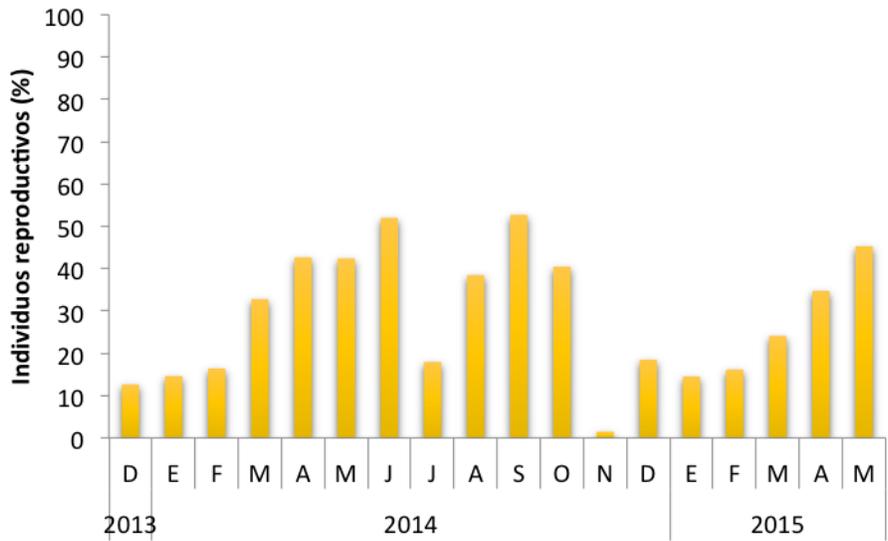


Fig. 45 *L. nigrescens*. Variación mensual de la fenología reproductiva de la población de huiro negro en Pan de Azúcar, Atacama.

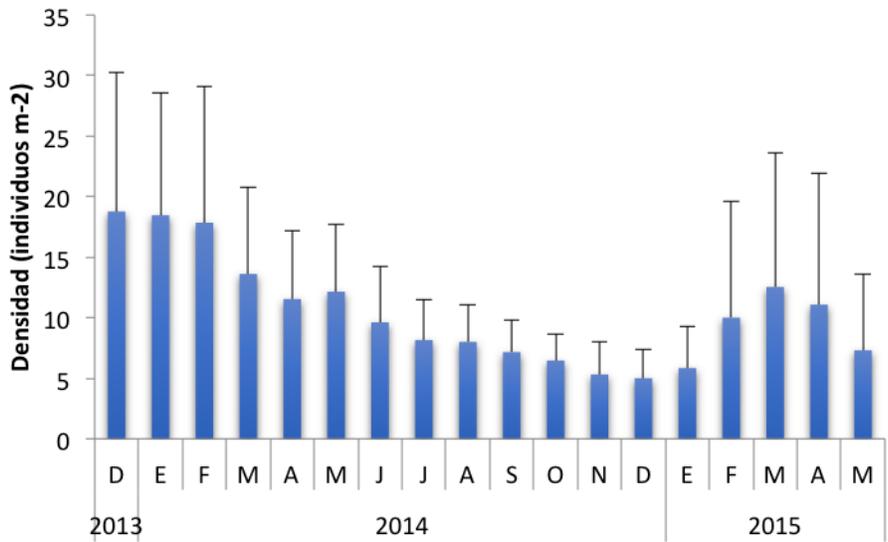


Fig. 46. *L. nigrescens*. Variación mensual de la densidad de plantas dentro de la población de huiro negro en Pan de Azúcar, Atacama. Las barras de error indican la desviación estándar de la población.

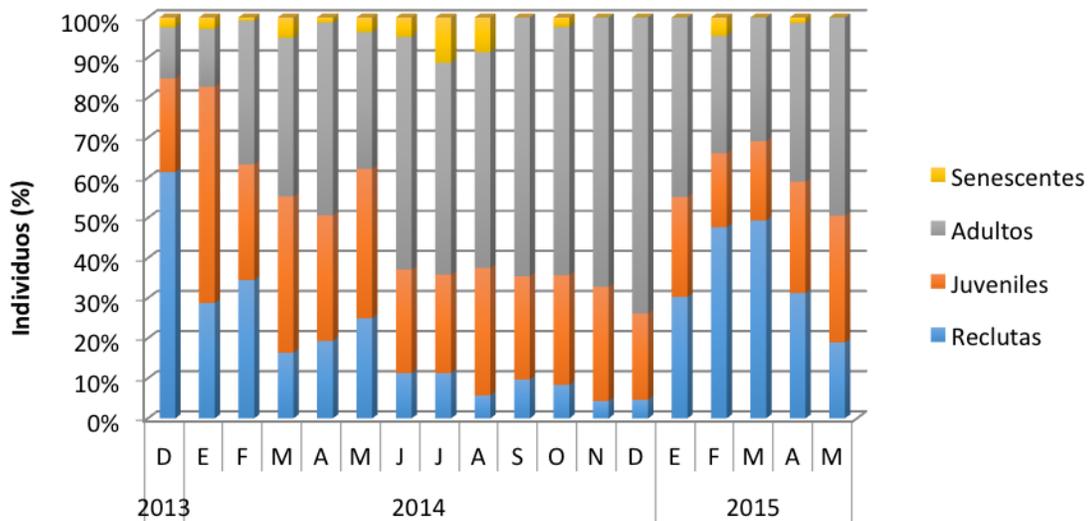


Fig. 47. *L. nigrescens*. Variación mensual de la estructura etaria de la población de huirón negro en Pan de Azúcar, Atacama.

b. *Lessonia trabeculata*

La población de huirón palo, muy por el contrario a *L. nigrescens*, mostró ser una población bastante más estable (figs. 48 - 54), lo que sugiere una longevidad mucho mayor. De hecho, actualmente los valores de longitud total (160 cm; fig. 48), disco de fijación (30 cm; fig. 49), número de estipes (3-4 estipes; fig. 50) y diámetro de estipes (3,5 cm; fig. 51) no difiere considerablemente a los muestreados a comienzo de este proyecto. No obstante, en términos de longitud y disco de fijación se aprecia una tendencia al crecimiento leve, que sugeriría que la población en efecto crece.

Este lento desarrollo también se ve expresado en la fenología reproductiva, densidad de plantas y estructura etaria en el área de estudio. Los individuos son mayoritariamente adultos (100% en mayo 2014), con pocos juveniles y ningún signo de reclutamiento en el área estudiada, a pesar de la gran proporción de individuos reproductivos (ca. 100%) que es posible encontrar durante todo el año, y a la baja densidad de plantas (< 4 ind m⁻²) (Figs. 52 - 54). Estos valores también se han mantenido constantes en la totalidad del proyecto.

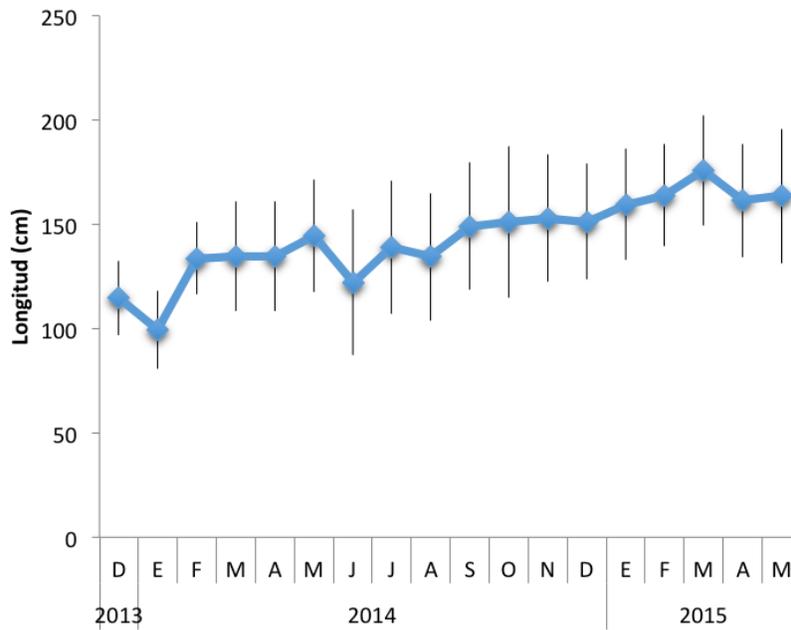


Fig. 48. *L. trabeculata*. Variación mensual de la longitud (total) promedio de la población de huiro palo en Bahía Chasco, Atacama. Las barras de error indican la desviación estándar de la población.

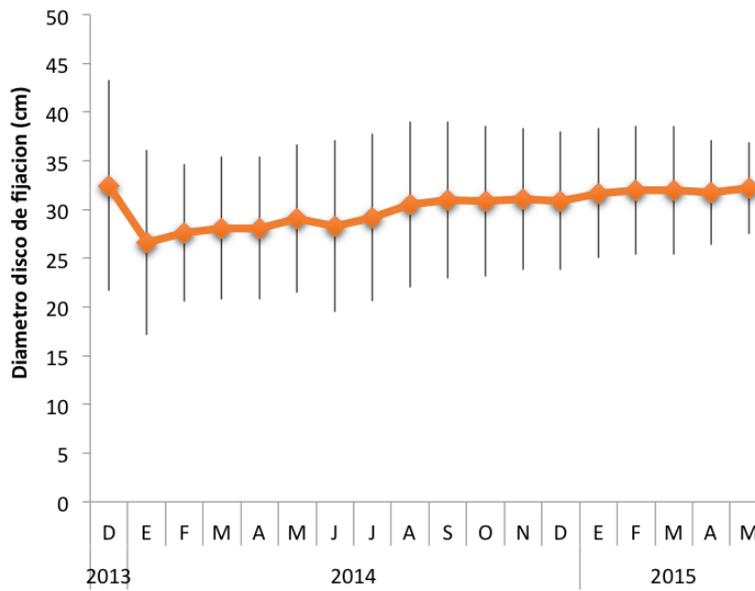


Fig. 49. *L. trabeculata*. Variación mensual del diámetro del disco de fijación (promedio) de la población de huiro palo en Bahía Chasco, Atacama. Las barras de error indican la desviación estándar de la población.

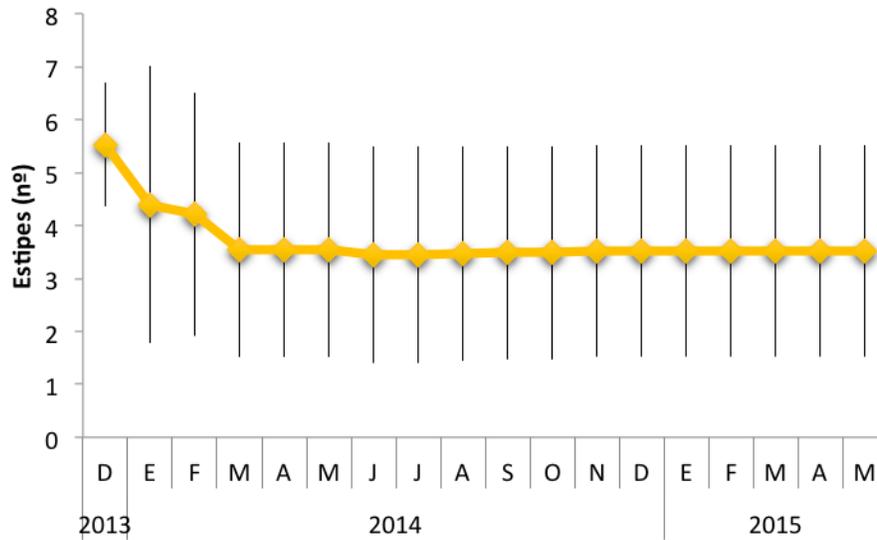


Fig. 50. *L. trabeculata*. Variación mensual del número de estipes promedio (por individuo) en la población de huero palo en Bahía Chasco, Atacama. Las barras de error indican la desviación estándar de la población.

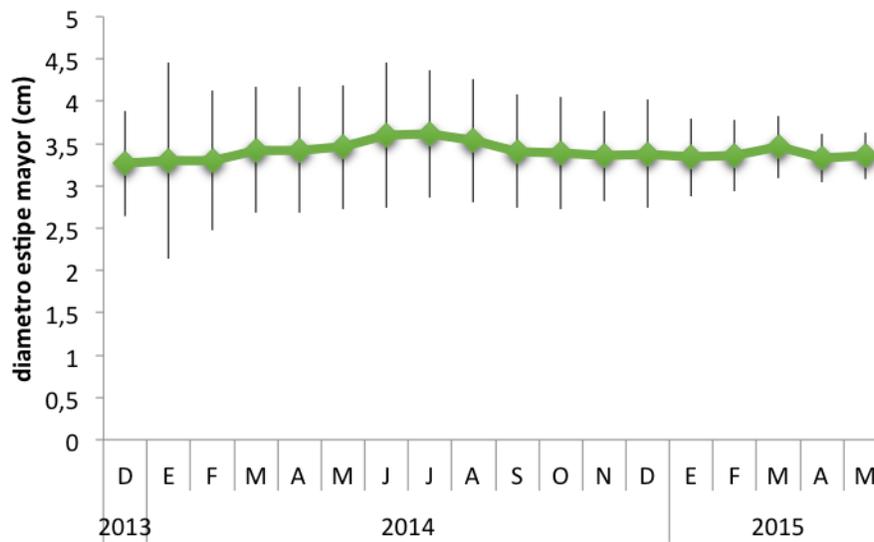


Fig. 51. *L. trabeculata*. Variación mensual del diámetro del estipe mayor promedio (por individuo) en la población de huero palo en Bahía Chasco, Atacama. Las barras de error indican la desviación estándar de la población.

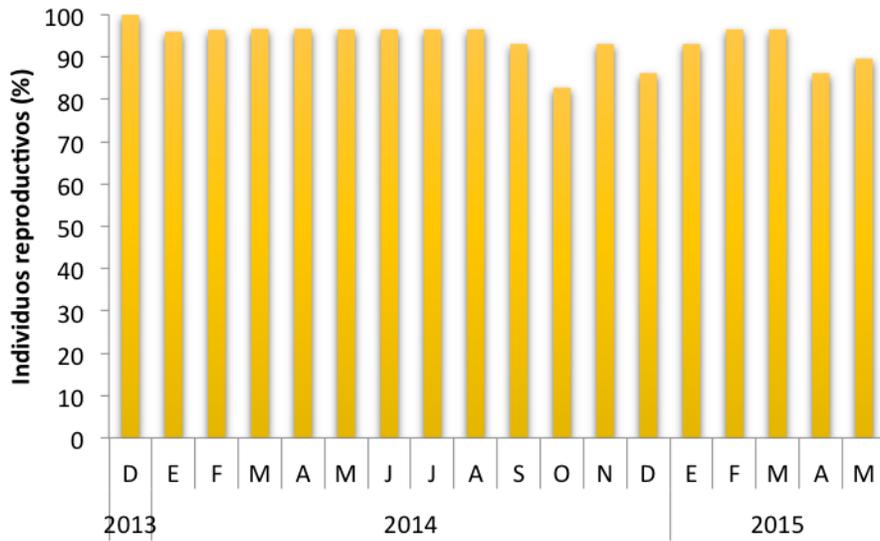


Fig. 52. *L. trabeculata*. Variación mensual de la fenología reproductiva de la población de huiro palo en Bahía Chasco, Atacama.

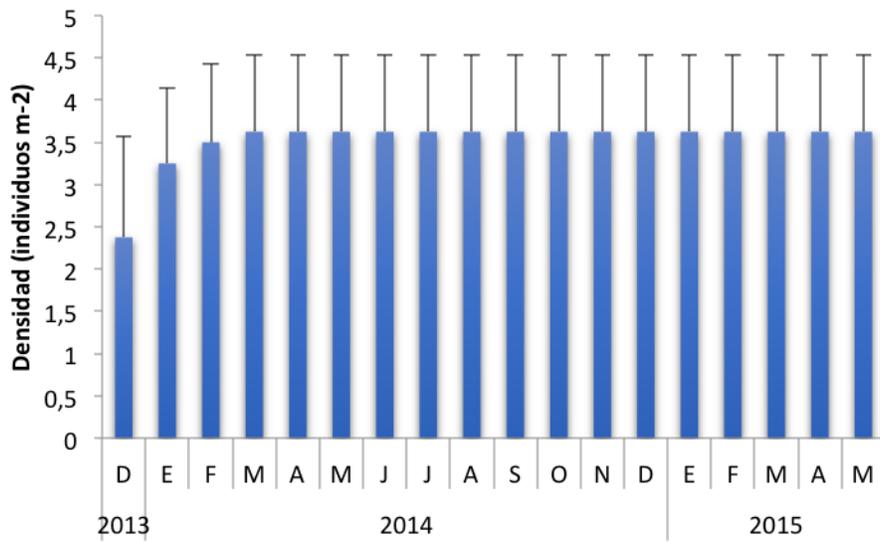


Fig. 53. *L. trabeculata*. Variación mensual de la densidad de plantas dentro de la población de huiro palo en Bahía Chasco, Atacama. Las barras de error indican la desviación estándar de la población.

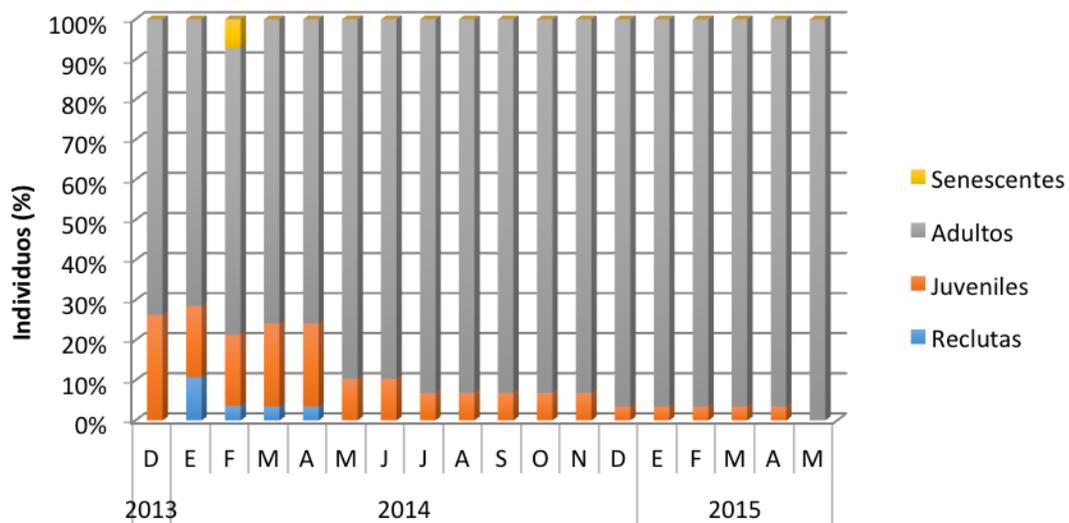


Fig. 54 *L. trabeculata*. Variación mensual de la estructura etaria de la población de huiro palo en Bahía Chasco, Atacama.

4.3.2 Estudios de raleo/despeje de áreas en poblaciones de huiro negro y palo

Los resultados del reclutamiento y posterior crecimiento de estos reclutas después de intervenciones realizadas en otoño 2014 y verano 2015 se muestran en las figuras 55 y 56 para *L. nigrescens* y 57 y 58 para *L. trabeculata*.

En la población de *L. nigrescens*, tras el despeje realizado en invierno fueron necesarios tres meses para que se observasen los primeros reclutas, mientras que en el de verano solo tras un mes los primeros reclutas fueron visibles (fig. 55). Este reclutamiento es variable pero en promedio no supera los 5 individuos m⁻². En los meses sucesivos esta densidad puede llegar a incrementarse hasta 15 individuos m⁻², pero siempre suele estabilizarse en alrededor de 5 – 10 individuos m⁻², independientemente de la época en que se realizó la cosecha (fig. 55). La disminución en la densidad en algunos meses (i.e. enero 2015; fig. 55) se debería a la fuerte competencia intra-específica dentro de esta población, en conjunto con el fuerte oleaje, que facilitarían el desprendimiento de los individuos con menor adhesión al sustrato rocoso. Por otro lado, el crecimiento promedio de estos reclutas siempre tiende al alza, con tasas similares de crecimiento. Los individuos resultantes del despeje de otoño 2014 alcanzaron tamaños (150 cm) que los del despeje en verano 2015 llegaron a 80 cm (fig. 56).

En contraste con huiro negro, el reclutamiento de *L. trabeculata* fue altamente estacional (fig. 57). En el despeje en otoño 2014 el reclutamiento fue enorme, siendo necesarios 3 meses para observar los primeros reclutas y 5 meses para tener hasta 80 individuos m⁻². Esta densidad a medida que pasaron los meses -y los individuos se desarrollaron- empezó a declinar, producto de una competencia por sustrato, estabilizándose en 20 individuos m⁻² en promedio. Muy por el contrario, en la intervención de verano 2015, los primeros reclutas fueron observados después del cuarto mes, y las densidades nunca sobrepasaron los 1 individuo m⁻² en 6 meses de muestreo. Para los ejemplares de ambos despejes los crecimientos fueron dispares, probablemente producto de la diferencia de densidades. Los individuos del despeje de otoño necesitaron 4 meses para lograr tallas superiores a 40 cm, mientras que los de verano 2015 solo la mitad (fig. 58). Una vez los esporofitos alcanzaron los 50 cm en promedio detienen su crecimiento, lo cual también podría deberse a su alta densidad.

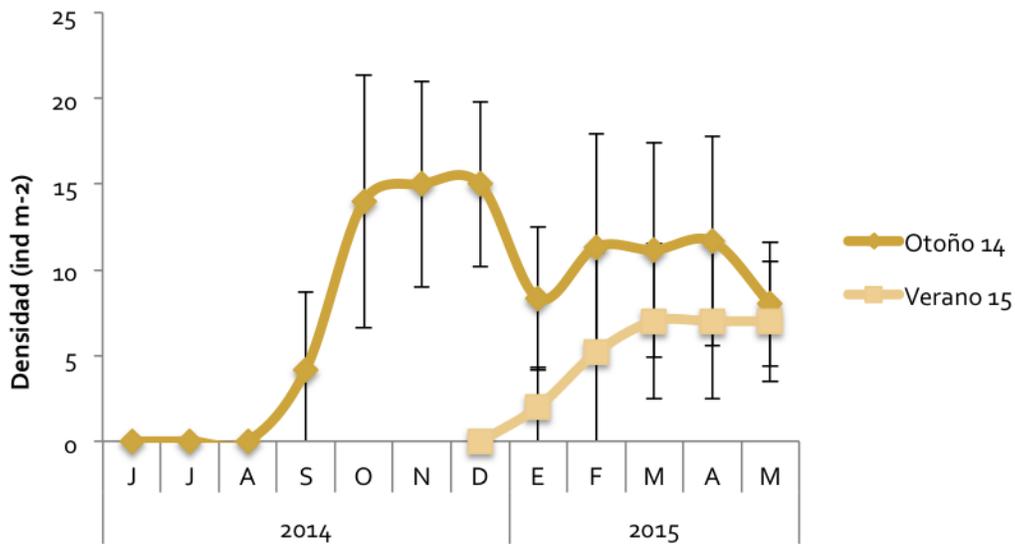


Fig. 55. Variación mensual de la densidad (individuos m⁻²) de *L. nigrescens* después de intervenciones (despejes) realizados en otoño y verano.

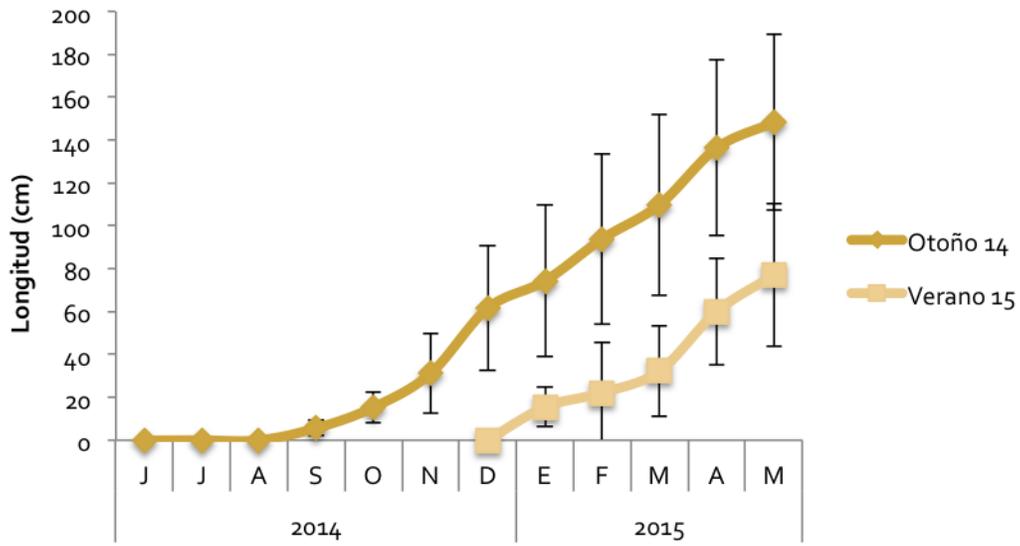


Fig. 56. Crecimiento de *L. nigrescens* después de intervenciones (despejes) realizados en otoño y verano

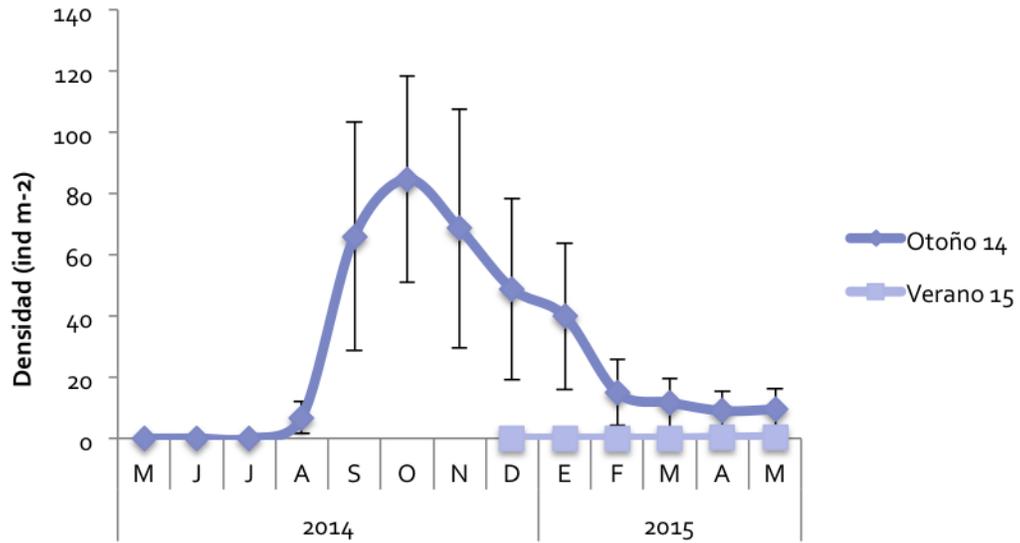


Fig. 57. Variación mensual de la densidad (individuos m-2) de *L. trabeculata* después de intervenciones (despejes) realizados en otoño y verano.

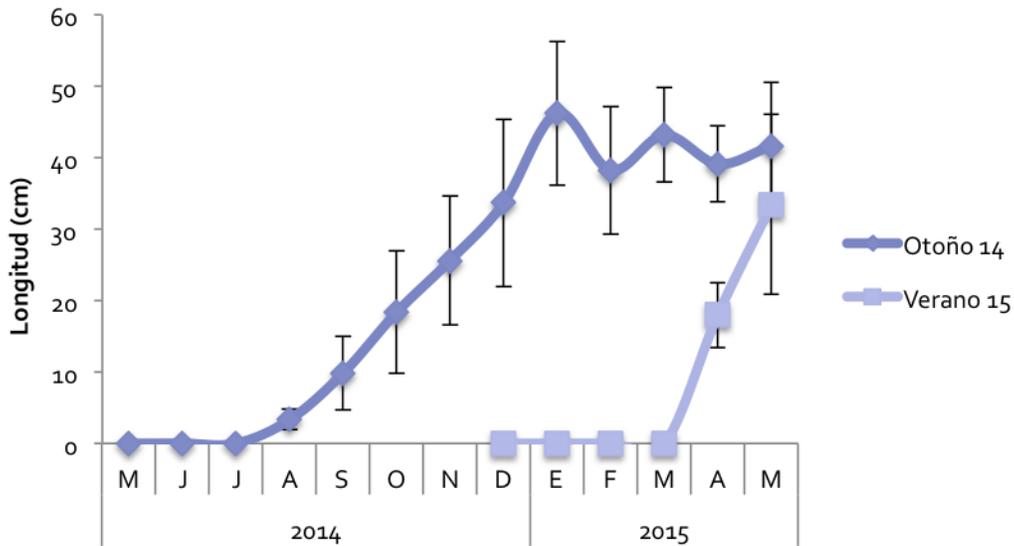


Fig. 58. Crecimiento de *L. trabeculata* después de intervenciones (despejes) realizados en otoño y verano

4.3.3. Estudios de poda en *L. trabeculata*

Los resultados correspondientes a los meses de Marzo 14 – Mayo 15 se muestran en la figs. 59 – 62. Durante los primeros meses se observa una disminución de la longitud total en la mayoría de los tratamientos, consecuencia propia de la poda. No obstante, en la mayoría de los casos no se observa recuperación. Las longitudes se mantuvieron en 60 – 80 cm juveniles y 90 – 130 individuos adultos (figs. 59 y 61) y los diámetros de los discos de fijación entre 15 – 20 cm juveniles y 25 – 30 cm adultos (figs. 60 y 62).

Además de este estancamiento en el crecimiento, se observaron decoloraciones del talo que sugieren la mortalidad de los ejemplares, las que son más frecuentes en plantas podadas completamente (foto 31). Las plantas -no obstante- siguen tan firmemente afirmadas al sustrato como antes de realizar la poda.

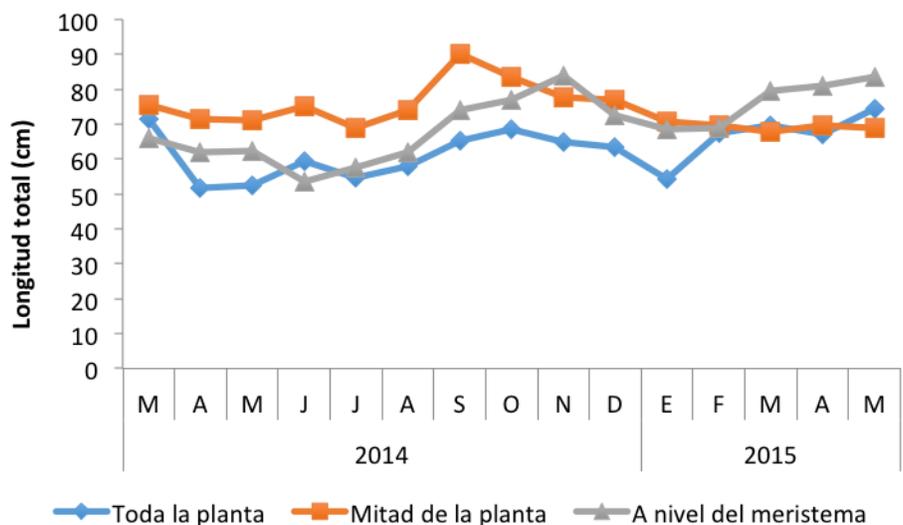


Fig. 59. Crecimiento promedio del talo de individuos juveniles de *L. trabeculata* bajo diferentes tratamientos de poda

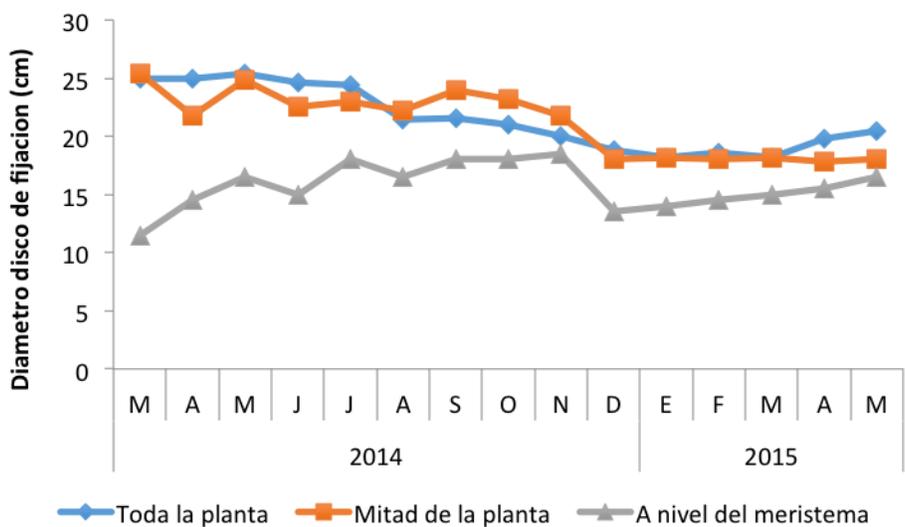


Fig. 60. Crecimiento promedio del disco de fijación de individuos juveniles de *L. trabeculata* bajo diferentes tratamientos de poda

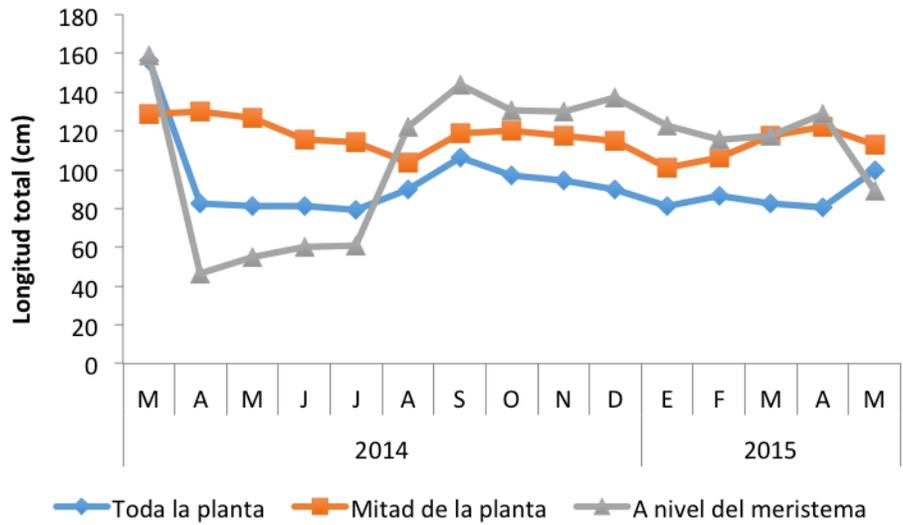


Fig. 61. Crecimiento promedio del talo de individuos adultos de *L. trabeculata* bajo diferentes tratamientos de poda

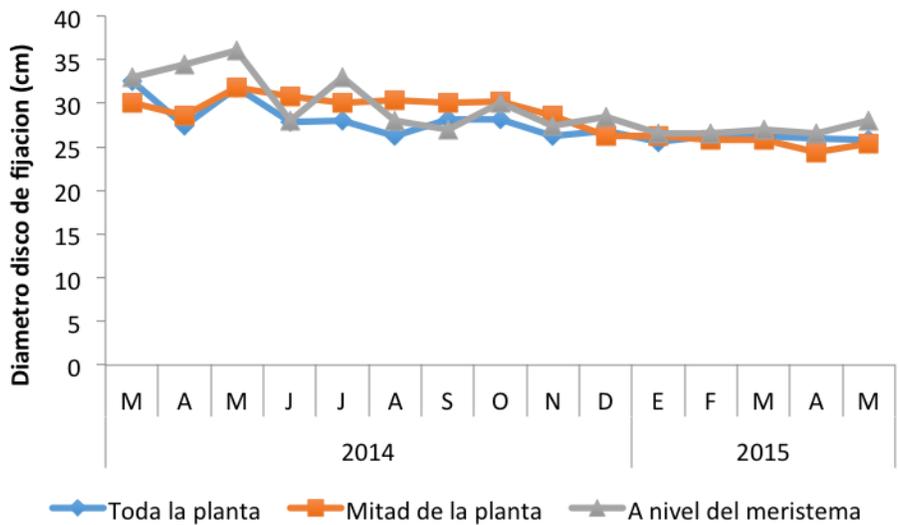


Fig. 62. Crecimiento promedio del disco de fijación de individuos adultos de *L. trabeculata* bajo diferentes tratamientos de poda



Foto 31. Deterioro visual de las plantas podadas. Izquierda: destrucción de ápices en las frondas. Centro: decoloración parcial en zonas del cauloide. Derecha: destrucción total de frondas.

4.3.4 Estudio de la composición química de los huiros negros y palo

Los resultados de estos análisis se muestran en las figuras 63 – 65. En *L. nigrescens*, no se observó una tendencia estacional clara en términos de alginatos, pero sí su alta acumulación en frondas y estipes en los meses de otoño e invierno (> 20 % PS). En *L. trabeculata* sí se observó una leve tendencia estacional con los mayores valores en primavera, especialmente en el disco de fijación (10 – 15% PS; fig. 65).

En huiro negro la concentración de laminarano mostró una tendencia estacional, con mayores valores en otoño. En huiro palo, en cambio, los laminaranos fueron más variables estacionalmente y dentro del talo, con valores mayores a 1% PS en otoño y primavera y entre 0,2 – 0,4% PS en invierno.

Manitol mostró ser el más variable de los tres carbohidratos analizados (fig. 65). En frondas no fueron detectados para las estaciones de otoño e invierno, ni en estipes en primavera a través del método usado. Los valores en *L. nigrescens* oscilaron entre 0,01 – 0,05 % PS, mientras que en *L. trabeculata* los valores fluctuaron entre 0,06 – 0,11 % PS, doblando a *L. nigrescens* en todas las estaciones del año.

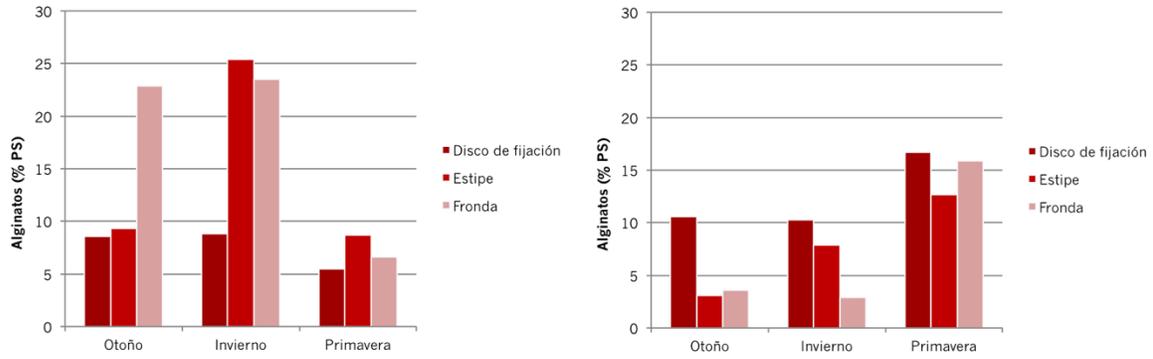


Fig. 63. Composición de alginatos (% peso seco) en *Lessonia nigrescens* (izquierda) y *L. trabeculata* (derecha) de la región de Atacama.

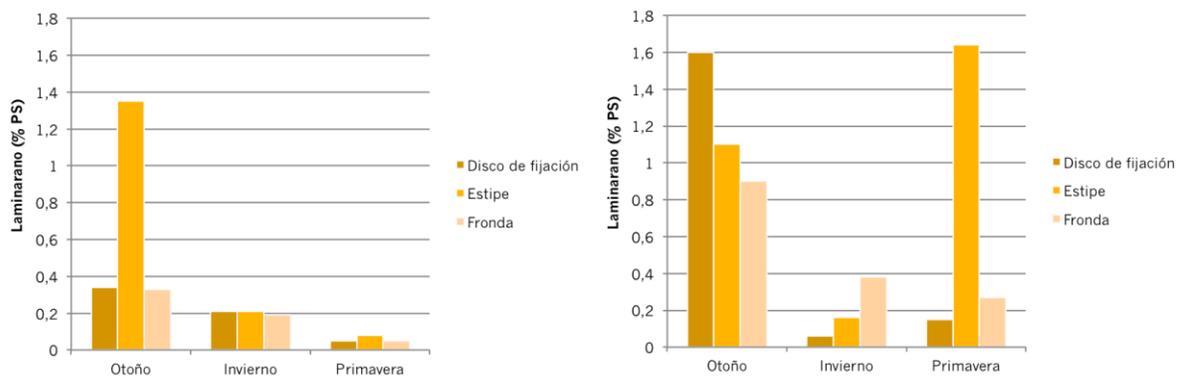


Fig. 64. Composición de laminaranos (% peso seco) en *Lessonia nigrescens* (izquierda) y *L. trabeculata* (derecha) de la región de Atacama.

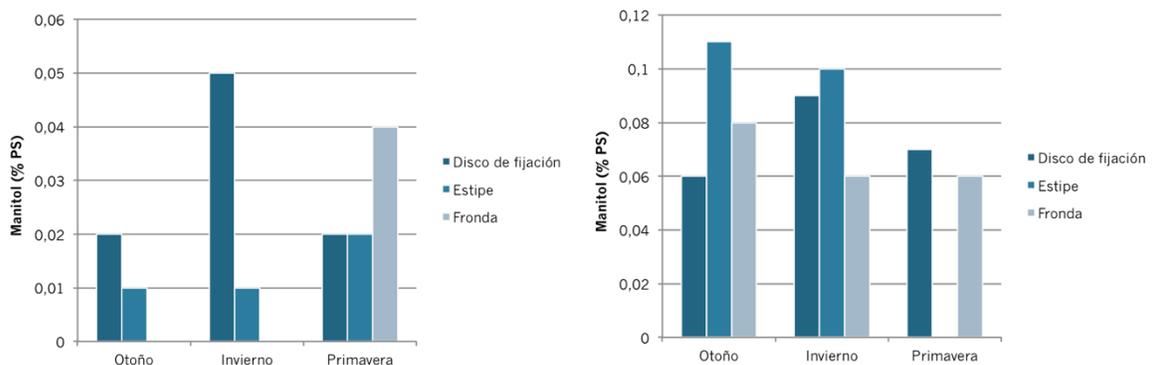


Fig. 65. Composición de manitol (% peso seco) en *Lessonia nigrescens* (izquierda) y *L. trabeculata* (derecha) de la región de Atacama.

4.4 Construcción sistema de biosorción

4.4.1 Evaluación y optimización hidrodinámica del equipo de biosorción

Los resultados de los ensayos de acuerdo al tipo de especie se presentan a continuación:

Tabla 8. Relaciones de hinchado libre de *Lessonia nigrescens* y *trabeculata*.

Especie	Parte de talo	Relación de hinchado
Lessonia nigrescens	Fronda	3,3
	Cauloide	3,0
	Rizoide	2,3
Lessonia trabeculata	Fronda	1,8
	Cauloide	2,2
	Rizoide	1,7

Como se puede observar, *Lessonia nigrescens* exhibe relaciones de hinchado notablemente superiores a las de *Lessonia trabeculata*. El caso límite superior se observa en la fronda de *Lessonia nigrescens*, que triplica su volumen al pasar de su estado seco a su estado plenamente hinchado.

Antes de comenzar los ensayos de biosorción con agua real procedente del área minera, se evaluaron dos modos de flujo en la alimentación de la disolución a la columna de biosorción: *percolado* (alimentación superior a favor de gravedad) y *alimentación inferior* (flujo en contra de gravedad forzado por bomba peristáltica) con el objetivo de seleccionar el óptimo. En ambos regímenes, se ha cuantificado el volumen muerto del lecho observado para las diferentes partes de ambas algas. Con los datos obtenidos, se calculó la porosidad aparente, relacionada con el porcentaje de espacio intersticial existente entre las partículas que componen el lecho. En estos

ensayos de caracterización hidráulica del lecho se empleó agua desionizada circulando con un caudal volumétrico de 30 mL/min. Los resultados se muestran a continuación:

Tabla 9. Porosidades aparentes de lecho hinchado de *Lessonia nigrescens* y *trabeculata*.

		Porosidad aparente (%)	
Especie	Parte del talo	Percolado	Contra gravedad
Lessonia nigrescens	Fronda	0,42	0,36
	Cauloide	0,35	0,28
	Rizoide	0,32	0,25
Lessonia trabeculata	Fronda	0,47	0,34
	Cauloide	0,34	0,23
	Rizoide	0,28	0,17

Los resultados ponen de manifiesto que la mejor opción de alimentación de la columna es en contra de gravedad, puesto que dicha configuración minimiza la porosidad aparente del lecho. Mediante la configuración de alimentación en contra de gravedad se garantiza el máximo tiempo de residencia de la disolución en la columna cargada con el material adsorbente.

4.4.2 Optimización de la eficiencia en la eliminación de metales de la unidad de biosorción

El agua alimentada en el momento de la realización del ensayo de biosorción tiene la siguiente composición (mg/L):

Tabla 10. Composición del agua alimentada a las columnas de biosorción de *Lessonia nigrescens* y *Lessonia trabeculata*.

Al	As	B	Ba	Cu	Fe	Mo	Pb	Zn
0,008	16,9	277,4	0,07	0,08	0,1	0,5	0,1	0,003

Los primeros resultados obtenidos corresponden a las curvas de ruptura de Mo, Cu, Pb y Ba. Los datos se han representado en términos de concentración normalizada (calculada mediante la ecuación anterior) en función del tiempo de operación de la columna.

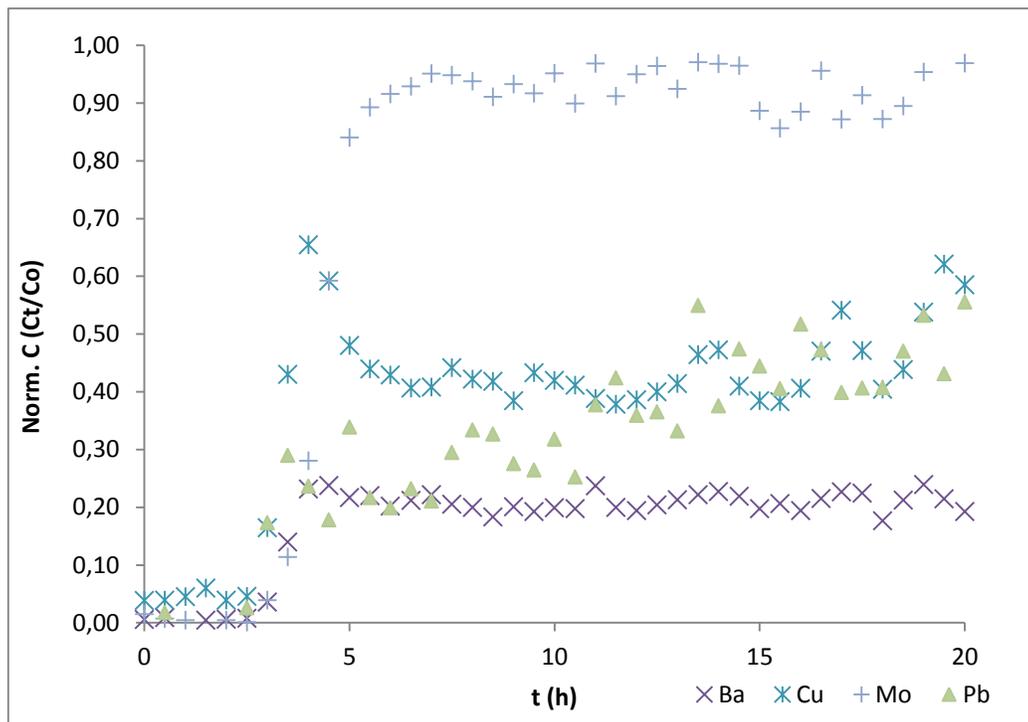


Fig. 66. Curvas de ruptura normalizadas de Mo, Cu, Pb y Ba en la columna de biosorción del rizoide de *Lessonia Trabeculata*.

Como se puede observar, la columna es capaz de eliminar de forma efectiva Ba, Cu, Pb y Mo durante varias horas. En el caso del Cu y Pb, tras 20 horas de operación, la concentración a la salida de la columna es aproximadamente un 60% de la que se alimenta. Particularmente relevante es la elevada retención por parte de la columna del Bario. Tras 20 h de

funcionamiento la columna retiene el 80% del Ba alimentado. Al igual que se hizo con la fracción rizoide de la *Lessonia trabeculata*, se procedió a la determinación de las curvas de ruptura normalizadas de aquellos metales que se observó que eran eficientemente adsorbidos por el lecho. Al igual que ocurría con la fracción rizoide, la fronda de ambas especies presenta un buen comportamiento de adsorción para Mo, Cu y Pb.

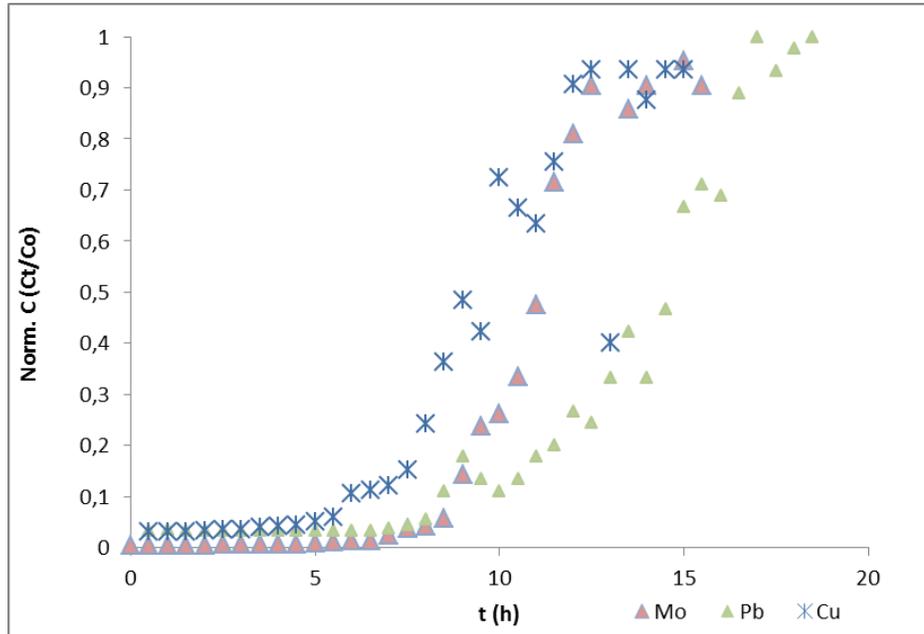


Fig. 67. Curvas de ruptura normalizadas de Mo, Cu, Pb y Ba en la columna de biosorción de la fronda de *Lessonia Trabeculata*.

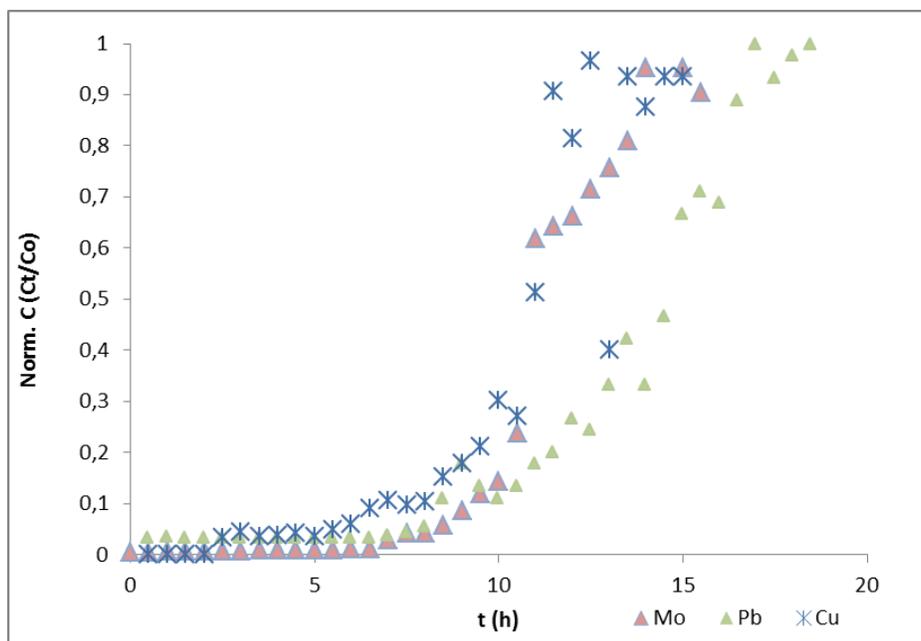


Fig. 68. Curvas de ruptura normalizadas de Mo, Cu, Pb y Ba en la columna de biosorción de la fronda de *Lessonia Nigrescens*.

Se puede observar que las columnas rellenas con las frondas de ambas macroalgas marinas pueden eliminar parcialmente los metales Cu y Pb e incluso Mo. Se comprobó sin embargo que el arsénico eluía de forma rápida, lo que indica que este contaminante apenas interacciona con la columna. El motivo se atribuye a su especiación, puesto que si se trata de As(III) se encontrará en disolución en forma neutra (H_3AsO_3) al pH de operación de las columnas de biosorción (aproximadamente a 7.5). En el caso de que se trate de As(V), la especiación hidroquímica es aniónica en el rango de pH entre 4 y 10, tal como puede observarse en la figura adjunta. Puesto que el principal componente de las algas implicado en la adsorción es el alginato y éste presenta grupos cargados de forma negativa al pH de operación de las columnas, el alga no exhibirá interacciones favorables con ninguna de ambas especies de As.

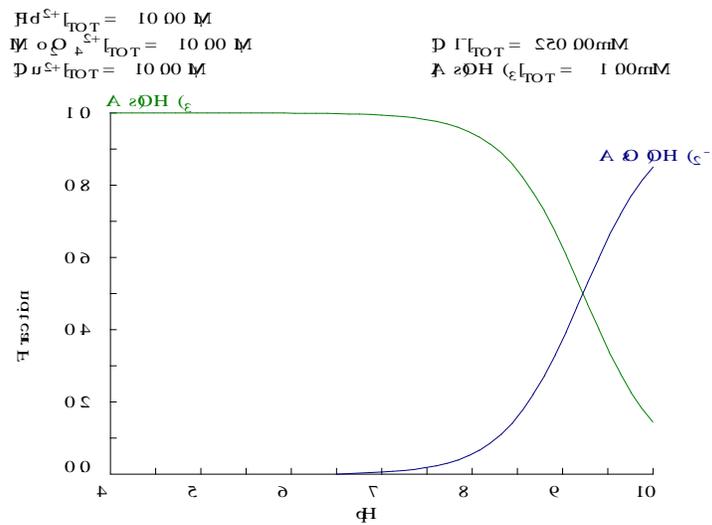


Fig. 69. Especiación hidroquímica del As(III) en la disolución.

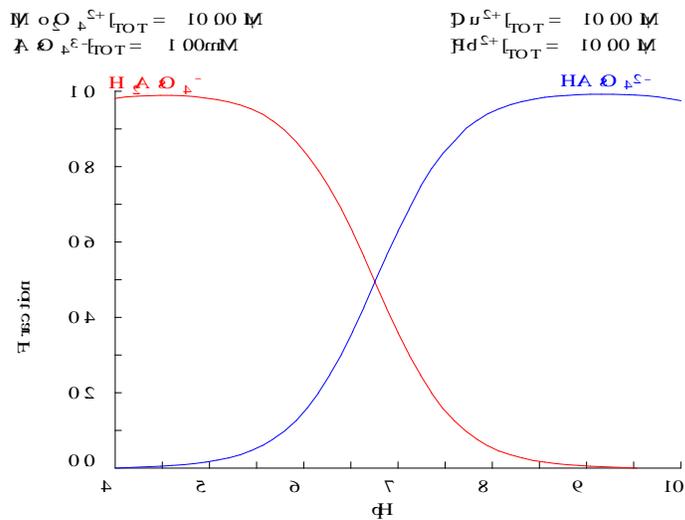


Fig. 70. Especiación hidroquímica del As(V) en la disolución.

Con los resultados de las curvas de ruptura de Cu, Mo y Pb obtenidas en el proceso de biosorción con frondas de *Lessonia trabeculata* y *Lessonia nigrescens* se han obtenido las curvas de acumulación en función del tiempo. Para ello se ha utilizado un método de integración numérica sobre para cada uno de los tiempos de muestreo. Las condiciones de operación de las columnas se muestran en la tabla adjunta siendo: C_0 la concentración de metales en el alimento, Q_v el caudal volumétrico, Q_{sup} el caudal superficial, h la altura del lecho y m la masa de alga introducida en las columnas.

Tabla 11. Características de operación de las columnas de biosorción.

	C_o (mg/L)	Q_v (mL/h)	Q_{sup} (mL/cm ² *h)	h (mm)	m (g)
Cu	0,08	9	12	85	1
Mo	0,52	9	12	85	1
Pb	0,11	9	12	85	1

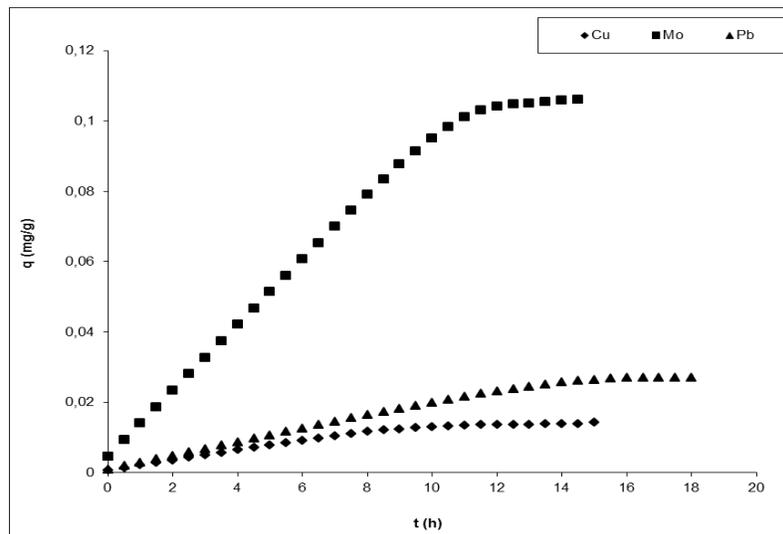


Fig. 71. Capacidad en función del tiempo de contacto para la eliminación de Mo, Cu y Pb en la columna de biosorción de la fronda *Lessonia trabeculata*.

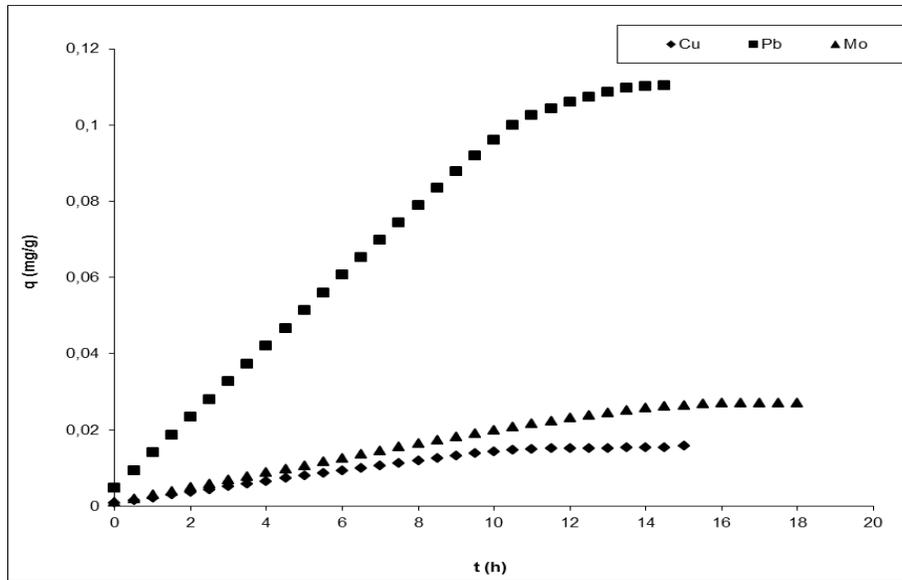


Fig. 72. Capacidad en función del tiempo de contacto para la eliminación de Mo, Cu y Pb en la columna de biosorción de la fronda *Lessonia nigrescens*.

Como se puede comprobar, ambas algas presentan un comportamiento muy similar frente en términos de acumulación frente a la adsorción de los 3 metales. La capacidad alcanzada en equilibrio para ambas algas se resume a continuación:

Tabla 12. Capacidad observada (mg/g) para Cu, Mo y Pb

Capacidad eq. (mg/g)	<i>L. trabeculata</i>	<i>L. nigrescens</i>
Cu	0.014	0.016
Mo	0.123	0.127
Pb	0.027	0.027

Se concluye que el flujo de pistón en contra de gravedad es el óptimo para la explotación de una columna de biosorción tanto en el caso de *Lessonia nigrescens* como de *Lessonia trabeculata*.

De las diferentes partes del alga evaluadas, se recomienda la fronda para cargar columnas de este tipo, puesto que sus características de hinchado, empaquetado, capacidad y resistencia al flujo se consideran óptimas. Con un caudal superficial de 12 mL/cm²*h se observó un comportamiento muy aproximado al flujo de pistón puro, optimizando el contacto de la fracción fluida con el biomaterial. Las algas pueden adsorber de forma efectiva durante más de 10 horas gran parte de los metales contaminantes presentes en la disolución. Las curvas de ruptura generadas en este proyecto suponen un punto de partida para el diseño de una unidad de tratamiento de aguas basada en esta tecnología. Se recomienda en cualquier caso alimentar la unidad de biosorción con las disoluciones más concentradas posibles, puesto que la fuerza motriz de la transferencia de materia en procesos de adsorción es el gradiente de concentración entre fases. Esta unidad encuentra su aplicación óptima en los efluentes industriales de las empresas mineras, antes de que el mismo se diluya con las corrientes acuosas ambientales.

4.4.3 Optimización de la eficiencia de desorción

4.4.3.1 Evaluación de diferentes reactivos desorbentes, caudales y tiempos.

Con los datos obtenidos en el proceso de adsorción, las características de los biomateriales, la porosidad observada para el lecho y la capacidad alcanzada, la experiencia previa en biosorción indica que un desorbente adecuado puede ser el ácido clorhídrico de concentración 0.01 M. Esta concentración es de esperar que dé lugar a curvas de desorción rápidas preservando la estructura intercambiadora de cationes de las macroalgas.

Los resultados de las curvas de desorción características de Cu, Mo y Pb se muestran en las figuras adjuntas en términos de mg/L y porcentaje recuperado respecto a la cantidad adsorbida. La integración numérica del perfil desorción permite calcular el porcentaje de recuperación de metal respecto a la cantidad adsorbida para cada tiempo.

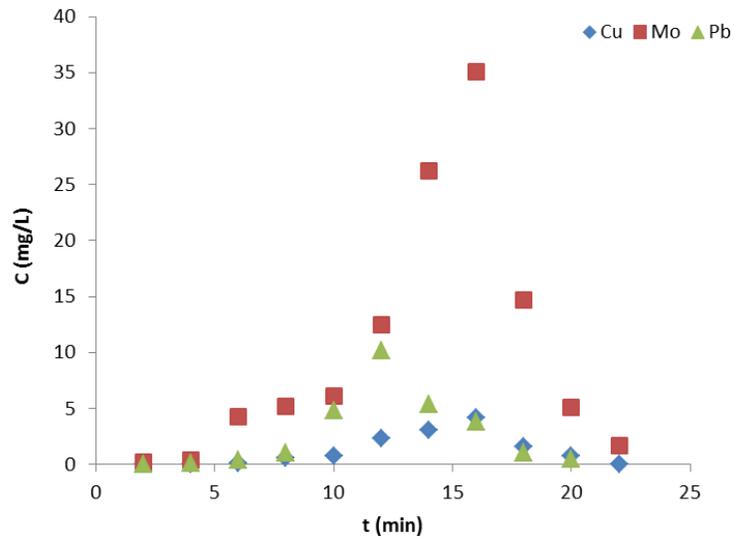


Fig. 73. Perfil de desorción en términos de concentración eluida en la columna rellena con fronda de *Lessonia trabeculata*.

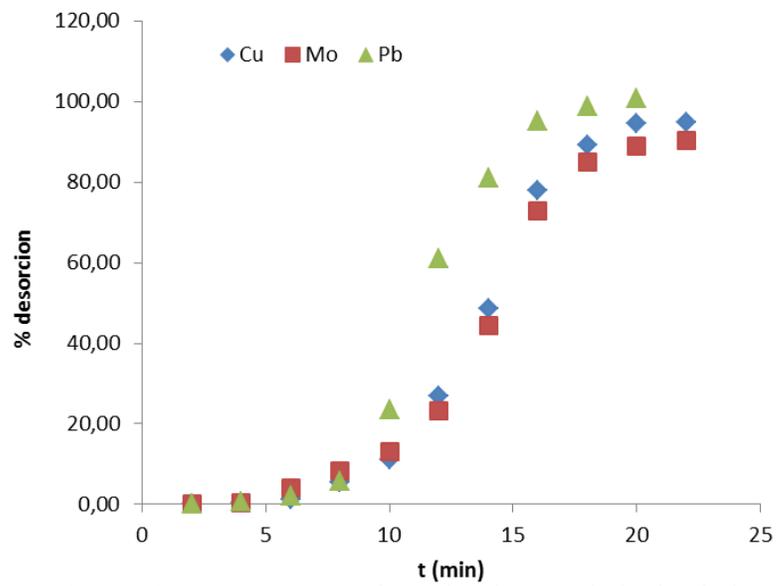


Fig. 74. Perfil de desorción en términos porcentuales sobre la cantidad adsorbida en la fronda de *Lessonia trabeculata*.

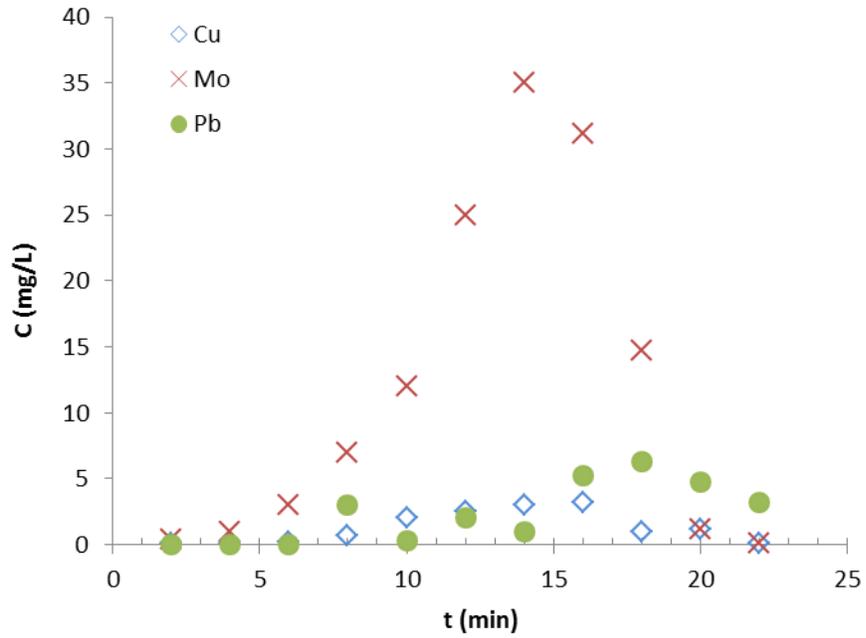


Fig. 75. Perfil de desorción en términos de concentración eluida en la columna rellena con frondas de *Lessonia nigrescens*.

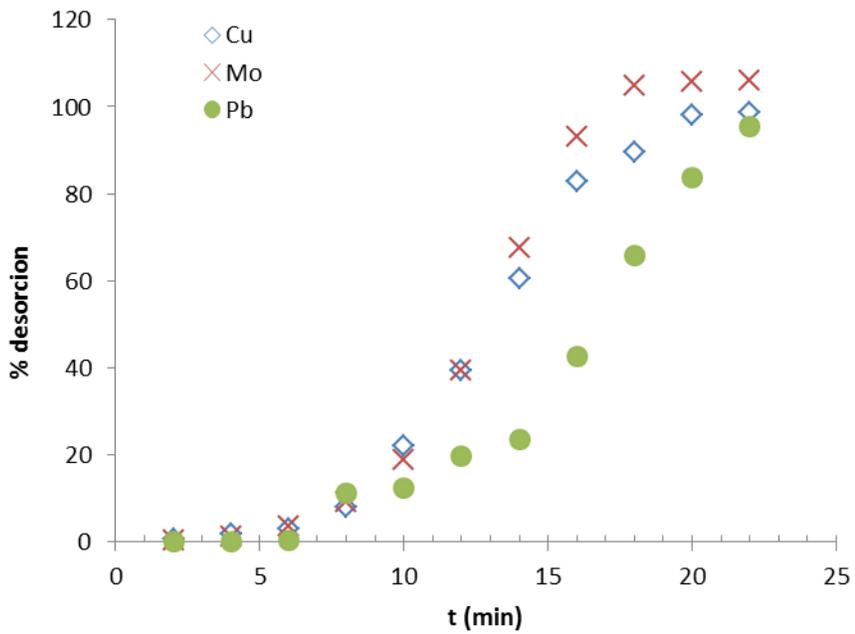


Fig. 76. Perfil de desorción en términos porcentuales sobre la cantidad adsorbida en la fronda de *Lessonia nigrescens*.

Como se puede comprobar, cuando se alimenta la columna de biosorción con ácido clorhídrico tiene lugar un proceso de desorción que conduce a un incremento de la concentración en el efluente de salida de la columna hasta alcanzar un máximo, seguido de una caída progresiva en la concentración hasta 0 (concentración de metales en el alimento ácido). Se observa que el proceso de sustitución de los H⁺ en los centros activos de adsorción transcurre de forma rápida, completándose el proceso en aproximadamente 20 minutos. El esquema de la reacción de intercambio propuesta se muestra a continuación. De forma general, teniendo en cuenta las características de las algas y su elevado contenido en alginatos, se han designado los grupos activos en forma de átomos de oxígeno.

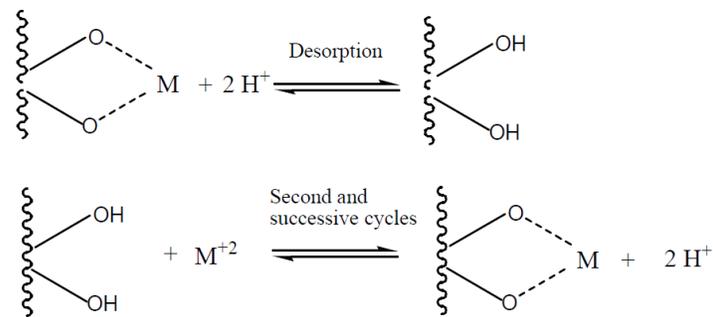


Fig. 77. Proceso de adsorción de metales divalentes y regeneración ácida del biosorbente.

Las diferencias en los perfiles de desorción entre las diferentes algas no son muy acusadas y estos perfiles pueden ser atribuidos principalmente a la diferente naturaleza de los metales, que da lugar a interacciones de mayor o menor intensidad con el adsorbente.

Asumiendo que la desorción apenas produce destrucción de los centros activos del material, el porcentaje de metal eluído ha de ser equivalente al porcentaje de regeneración del lecho biosorbente. Esta afirmación se considera válida en base a la baja concentración de ácido utilizada y a la robustez aparente de las macroalgas evaluadas. Tras el proceso de adsorción, no se evidencia un deterioro significativo del lecho adsorbente. En términos prácticos, se consideraría entonces el lecho regenerado tras 25 minutos tras el inicio de la alimentación de la columna con HCl 0.01 M.

De forma resumida y en base a las evidencias en los procesos de adsorción/desorción, se puede proponer el siguiente esquema visual del proceso:

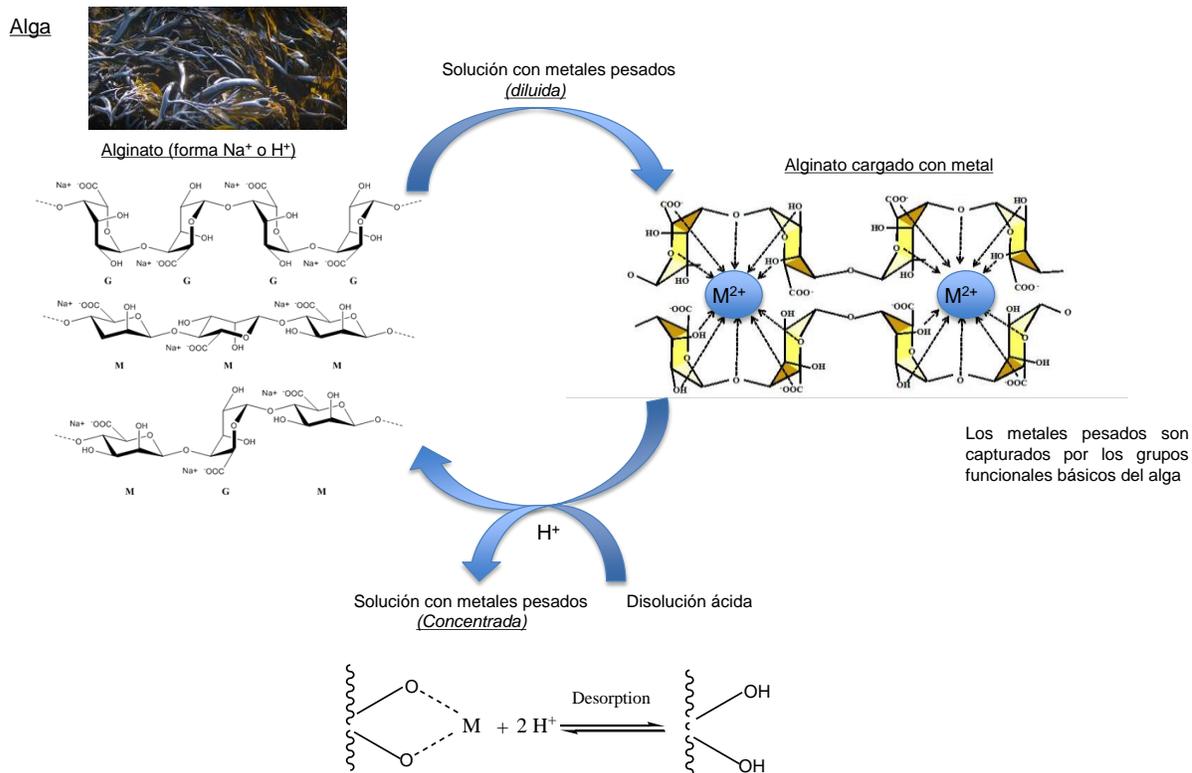


Fig. 78. Proceso de adsorción y desorción de metales pesados en la especie de Lessonia utilizadas.

4.4.4 Esquema general de tratamiento propuesto

En base a los resultados obtenidos, se puede proponer un esquema de tratamiento de las aguas basado en una unidad primaria de coagulación/floculación para lograr la eliminación de gran parte de la carga contaminante seguida de una unidad de biosorción por macroalgas en una columna de relleno operada en contra de gravedad. El plano general de una planta potencial de tratamiento se muestra en la figura 79 del presente documento. El tratamiento comenzaría con la adición a la corriente de agua contaminada de los reactivos coagulante y floculante según las dosis óptimas reportadas por NIVA Chile. Se recomienda una agitación vigorosa en este proceso y un mezclado eficaz de forma rápida para evitar sobreconcentraciones locales de los reactivos. Por ello, en el esquema se ha incluido un agitador tipo turbina en el tanque de mezclado.

Seguidamente, el agua sería enviada a un clarificador, donde se permitiría a los fangos sedimentar y se extraerían del fondo del tanque (diseñado con forma troncocónica) mediante una bomba adecuada. Atendiendo a los resultados de cinética de turbidez tras adición de los reactivos reportados con anterioridad, se recomiendan un tiempo de sedimentación de 5 minutos en el clarificador para garantizar la sedimentación total. Los fangos húmedos se enviarían a un filtro-prensa donde se procedería a eliminar la mayor parte de la humedad. El agua derivada de este proceso se reenviaría al tanque primario y los fangos deshidratados, ricos en metales y arsénico, se deben enviar a gestión (en vertedero controlado o a valorización en industrias auxiliares de procesado).

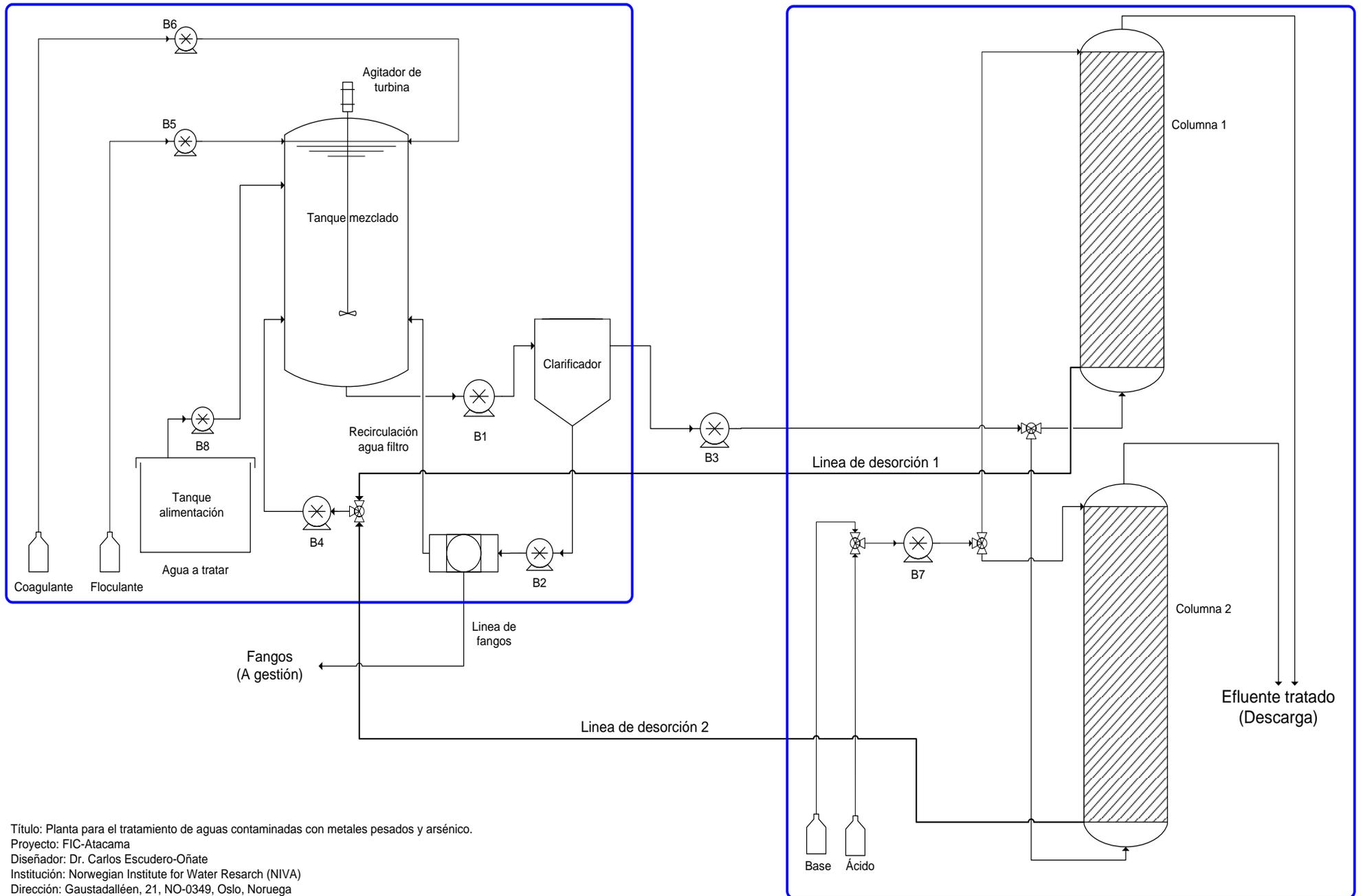
Como interfase de acoplamiento de la unidad primaria y la secundaria (de biosorción en algas) se propone la instalación de una bomba de potencia suficiente para superar la pérdida de carga por flujo a través del lecho relleno con algas. Este proceso será el principal responsable de la pérdida de energía mecánica del fluido en la aplicación real. Como se puede ver en el plano, la instalación de biosorción ha de instalarse en duplicado, para permitir que mientras una columna ejecuta la operación de adsorción, la otra sea regenerada con HCl. El efluente de la desorción se reenvía al tanque de precipitación/coagulación/floculación para el tratamiento del concentrado. Para regular a cuál de las columnas se ha de dirigir el efluente procedente del primario minimizando el número de bombas, se recomienda la instalación de una válvula de varias vías. El efluente eluido por la parte superior de las columnas puede ser enviado a vertido al ambiente.

Una vez la operación de desorción ácida se ha completado, se recomienda hacer circular por la columna una disolución alcalina diluida para permitir el restablecimiento de un pH superior a 6 en el lecho biosorbente antes de comenzar el siguiente ciclo de adsorción. El efluente de acondicionamiento alcalino del lecho de algas se ha de recircular al reactor primario.

A continuación, en la figura 79, se presenta el esquema propuesto.

Unidad primaria: Coagulación/Floculación

Unidad secundaria: Adsorción



Título: Planta para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados y arsénico.
 Proyecto: FIC-Atacama
 Diseñador: Dr. Carlos Escudero-Oñate
 Institución: Norwegian Institute for Water Research (NIVA)
 Dirección: Gaustadalléen, 21, NO-0349, Oslo, Noruega
 Fecha: 27/05/2015

Fig. 79. Esquema propuesto para la planta de tratamiento combinando tratamiento primario, secundario de biosorción y separación de fangos

4.5 Evaluación costo-beneficio de implementación del sistema

4.5.1 Identificar los impactos de la contaminación

Se busca identificar los impactos de la contaminación, pues uno de los principales beneficios de la tecnología es evitar estos impactos. Estos impactos pueden ser daños o riesgos que afecten:

a) La Salud Humana y Calidad de vida

El Arsénico y su impacto

El Arsénico es un componente que es extremadamente difícil de convertir en productos solubles al agua o volátil. En realidad el Arsénico es naturalmente un compuesto móvil, lo que significa que no es probable encontrar grandes concentraciones en un sitio específico. Esto es bueno, pero el punto negativo es que la contaminación por Arsénico llega a ser un tema crítico debido al fácil esparcimiento de éste.

El Arsénico no puede ser destruido una vez que este ha entrado en el Ambiente, así que las cantidades que se han vertido pueden esparcirse y causar efectos sobre la salud de los humanos y los animales en muchas localizaciones sobre la tierra.

Las concentraciones de Arsénico inorgánico que está actualmente presente en las aguas superficiales aumentan las posibilidades de alterar el material genético de los peces. Esto es mayormente causado por la acumulación de Arsénico en los organismos de las aguas dulces consumidores de plantas y hierbas. Las aves comen peces que contienen grandes cantidades de Arsénico y morirán como resultado del envenenamiento como consecuencia de la descomposición de los peces en sus cuerpos. (Emsley, 2003)

La elevada concentración de minerales que posee el agua potable en la región está afectando la calidad de vida de sus habitantes. Existen informes científicos que vienen dando cuenta de la situación desde junio del año 2010: «De acuerdo a la normativa sanitaria respectiva, D.S. N° 735/05 del Ministerio de Salud, los análisis de agua potable, obtenidos en la red de abastecimiento urbana de la Provincia de Copiapó, indican que los Cloruros, Sulfatos y Sólidos Disueltos Totales se encuentran sobrepasando los parámetros reglamentarios».

En la región de Atacama la prevalencia de los cálculos renales puede alcanzar hasta un 20% de los pacientes no así en el resto de las regiones que es de un 3% a un 10%. Una de cada cinco licencias registradas por el Compín en Atacama tiene que ver con esta enfermedad. Existe además un promedio de 260 personas al año que son operadas de cálculo en el Hospital regional de Copiapó.

Una exposición a largo plazo al arsénico provoca **hipertensión** (Chen et al. 1995). Estudios realizados en Chile y en Taiwán revelan que la ingesta de niveles de arsénico entre 0.8 y 1.82 ppm en agua potable (las concentraciones normales de arsénico en agua potable se sitúan por debajo de 0.01 ppm) dan como resultado una mayor prevalencia de enfermedad vascular periférica y de mortalidad cardiovascular (Rosenman 2007). La gangrena de las extremidades, conocida como “enfermedad del pié negro” se ha reportado entre habitantes de Taiwán que consumieron agua de pozos contaminados con arsénico. La prevalencia de la enfermedad aumentaba al incrementarse la edad de los pacientes y también al incrementarse los niveles de arsénico (170–800 ppb) (ATSDR 2007).

El Cobre y su impacto

Junto a la alta y creciente producción de Cobre, los ríos están depositando barro en sus orillas que están contaminados con Cobre. El Cobre es a menudo encontrado cerca de minas, asentamientos industriales, vertederos y lugares de residuos.

Cuando el Cobre termina en el suelo este es fuertemente unido a la materia orgánica y minerales. Como resultado este no viaja muy lejos antes de ser liberado y es difícil que entre en el agua subterránea. En el agua superficial el cobre puede viajar largas distancias, tanto suspendido sobre las partículas de lodos como iones libres.

El Cobre no se disuelve en el ambiente y por eso se puede acumular en plantas y animales cuando éste es encontrado en suelos. En suelos ricos en Cobre sólo un número pequeño de plantas pueden vivir. Por esta razón no hay diversidad de plantas cerca de las fábricas de Cobres, debido al efecto del Cobre sobre las plantas, es una seria amenaza para la producción en la agricultura. El Cobre puede influir seriamente en el proceso de ciertas tierras agrícolas, dependiendo de la acidez del suelo y la presencia de materia orgánica.

El Cobre puede interrumpir la actividad en el suelo, su influencia negativa en la actividad de microorganismos y lombrices de tierra. La descomposición de la materia orgánica puede disminuir debido a esto.

Cuando los suelos de las granjas están contaminados con Cobre, los animales pueden absorber concentraciones de Cobre que dañan su salud. Principalmente las ovejas sufren un gran efecto por envenenamiento con Cobre, debido a que los efectos del Cobre se manifiestan a bajas concentraciones. (Emsley, 2003).

En general, el ser humano necesita consumir niveles mínimos de cobre en su dieta. Sin embargo, estudios han demostrado que niveles por sobre los permitidos podrían causar:

- Efectos a corto plazo: vómitos, diarreas, náuseas, calambres estomacales.
- Reducción del crecimiento del feto (ATSDR, 2004).
- Cirrosis, para el caso de niños que han sido alimentados con líquidos con exceso de cobre. (Merck Manual, 2015)

b) La disponibilidad de recursos naturales

Desembarques en la Región de Atacama

Muchos compuestos inorgánicos en bajas concentraciones son esenciales para la vida, sin embargo, en altas concentraciones se vuelven tóxicas. Mientras que minerales tales como el cobre, hierro y zinc son micronutrientes esenciales para pescados y mariscos, otros como el mercurio, cadmio y arsénico no muestran cumplir funciones esenciales para la vida y son tóxicos, inclusive a bajas concentraciones, cuando se ingieren por un periodo largo (FAO, 2015). De esta manera, la alta contaminación en las aguas de la región de Atacama, afectan directamente a la disponibilidad de los recursos marinos.

De esta manera, se analizaron los desembarques realizados en la Región de Atacama, de acuerdo a lo publicado por el Servicio Nacional de Pesca (Sernapesca) hasta Octubre del año 2014, considerando el 99,4% de la biomasa de los últimos 17 años, obteniendo 20 especies de importancia. Como se puede apreciar en la figura 80, la tendencia de los desembarques está a la baja en la última década, mostrando una disminución sustancial en los últimos 5 años.

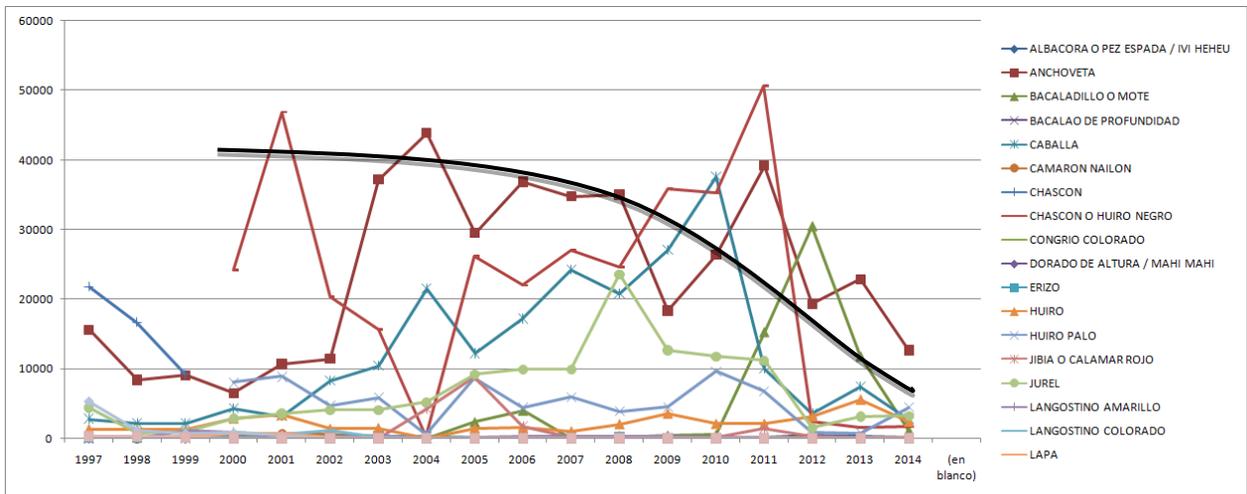


Fig. 80. Desembarques de 20 especies relevantes en la biomasa de peces en la Región de Atacama.

c) La biodiversidad

El número de especies registradas en la región de Atacama según los registros del Servicio Nacional de Pesca, respecto a los desembarque (figura 81), muestra que el número de especies disponibles desde el año 1997 a octubre de 2014, ha crecido. Sin embargo, la cantidad de biomasa que se ha desembarcado de cada especie ha disminuido considerablemente. Si bien este impacto no puede atribuirse directamente a la contaminación de las aguas, no se puede dejar de lado en el análisis de los impactos sobre la naturaleza.

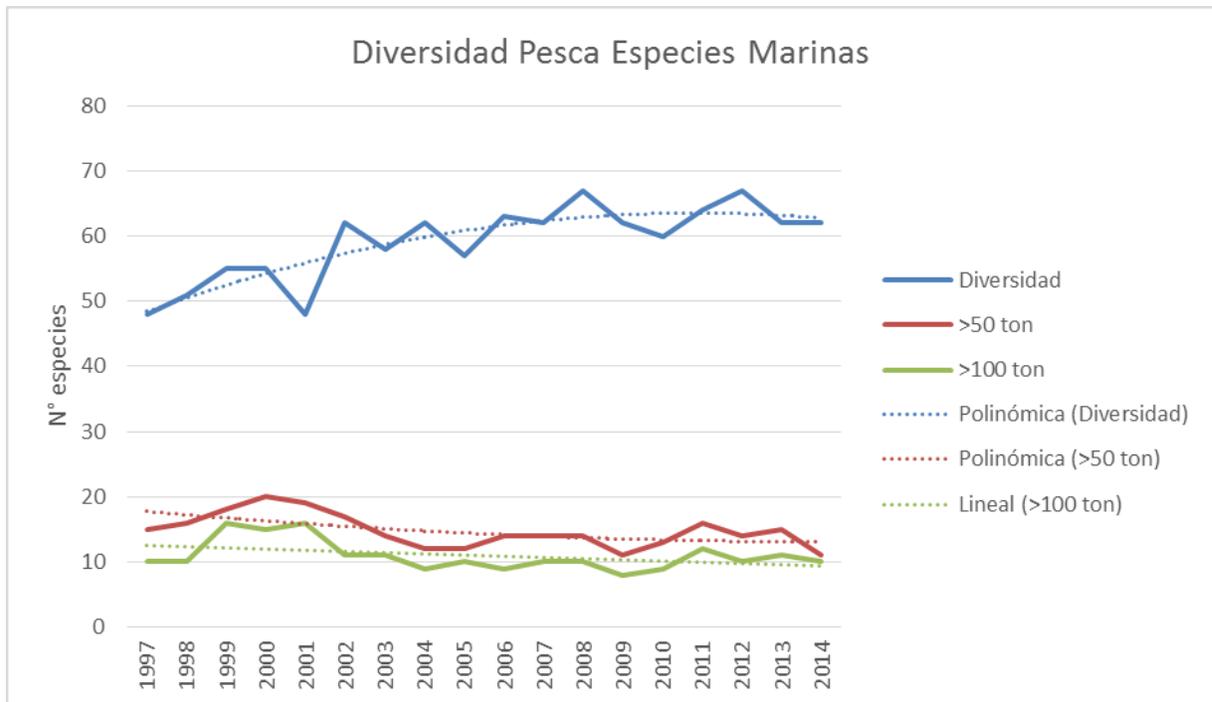


Fig. 81. Biodiversidad de los desembarques en la Región de Atacama. Servicio Nacional de Pesca de Chile.

4.5.2 Estimar un valor económico de los impactos de la contaminación valorizables económicamente

Tal como se ha visto, el consumo prolongado de minerales presentes en el agua o alimentos, causan enfermedades en los seres humanos. Si bien no podemos atribuir el 100% de las enfermedades de estos tipos a la contaminación de las aguas, podemos ver que en las regiones mineras existen niveles de enfermos mucho más altos que en otras regiones.

Para poder obtener tales cifras se realizó un cruce de información considerando el gasto anual del país en enfermedades catastróficas, las causas consideran parte de las mencionadas anteriormente; y luego acotarlas a la región de Atacama, según patología.

GASTOS EN ALZA PARA EL SISTEMA

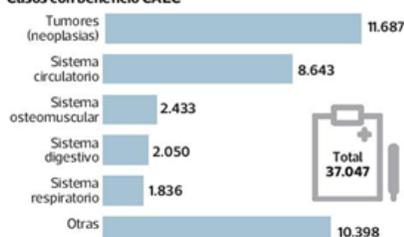
Los costos en coberturas catastróficas han ido en alza en los últimos años por enfermedades como el cáncer.

Total facturado de casos con beneficio de Cobertura Adicional de Enfermedades Catastróficas (CAEC)

Por grupo de diagnóstico. Contempla período entre 2000 y junio 2013, total en miles de millones de pesos.

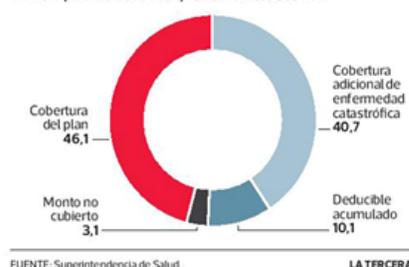


Casos con beneficio CAEC



Cobertura de los gastos para los usuarios

La Superintendencia plantea que los montos totales por una enfermedad de alto costo se distribuyen de la siguiente manera para los usuarios que activan el sistema:



FUENTE: Superintendencia de Salud.

LA TERCERA

Fig. 82. Costos en enfermedades catastróficas en Chile durante el periodo 2000-2013. Superintendencia de Salud, Chile. Publicado en La Tercera el 9 de marzo del 2014.

Tabla 13. Distribución porcentual de las defunciones por grandes grupos de causas de muerte por Región. Chile 2010. (Roco Arriagada, Quiñones Sepúlveda, Acevedo Castillo, & Zagmutt, 2013)

CIE-10	CAUSA	Pais (%)	Arica y Parinacota	Tarapacá	Antofagasta	Atacama	Coquimbo	Valparaíso	Metropolitana de Santiago	O'Higgins	Maule	Biobío	Araucanía	Los Ríos	Los Lagos	Aisén	Magallanes
100-199	Enfermedades del sistema circulatorio	27,7	20,3	24,3	21,7	26,8	27,0	30,4	28,3	28,6	29,1	27,6	25,7	26,0	24,9	26,6	29,9
C00-D48	Tumores (neoplasias)	24,6	22,4	23,8	29,0	22,2	26,2	25,5	25,1	21,6	22,6	24,2	23,9	24,3	24,3	24,6	23,4
J00-J99	Enfermedades del sistema respiratorio	10,2	9,1	7,1	9,1	11,9	9,8	9,5	9,6	12,2	10,8	10,5	11,9	13,1	10,3	11,3	8,9
V00-Y98	Causas externas de mortalidad	8,6	9,0	9,8	9,3	7,9	8,1	6,4	7,7	9,9	12,2	9,1	9,4	9,3	10,7	11,6	8,7
K00-K93	Enfermedades del sistema digestivo	7,2	9,2	8,9	7,2	7,0	5,9	7,1	7,3	7,3	5,8	8,7	5,7	5,7	7,3	6,9	8,2

Al realizar el cruce de información se puede desprender la tabla 14 que expresa el costo anual aproximado de las patologías asociadas a la contaminación por Arsénico en la región de Atacama.

Tabla 14. Costo anual por enfermedad en la Región de Atacama.

Enfermedad	% Region Atacama	Costo país 2000-2013 (millones pesos)	Costo Anual país (millones pesos)	Costo Anual Región de Atacama (millones pesos)
Sistema Circulatorio	26,8	\$ 243.828	\$ 18.756	\$ 5.027
Tumores (neoplasias)	22,2	\$ 275.858	\$ 21.220	\$ 4.711
Sistema respiratorio	11,9	\$ 47.914	\$ 3.686	\$ 439
Sistema digestivo	7	\$ 52.707	\$ 4.054	\$ 284
			TOTAL	\$ 10.460

Por lo tanto el costo anual estimado en enfermedades asociadas al Arsénico superaría los 10 mil millones de pesos chilenos.

Calidad de Vida

Por otro lado, las empresas de agua potable de la región no están ofreciendo un producto de calidad a la población atacameña. En la comuna de Copiapó, por ejemplo, el agua potable posee altísimos índices de sales, nitratos y sulfatos que están generando un real deterioro en la salud de las personas. Por esta razón los atacameños están optando por el consumo de agua embotellada provocando un gasto adicional a los gastos de la familia. Aquellos que no pueden paliar dicho gasto deben sufrir las consecuencias de un agua con problemas de purificación. Por esta razón, la litiasis o cálculos renales afectan mayormente a los sectores sociales más bajos de la población.

Se está consumiendo más agua de lo que los acuíferos están recargando naturalmente. El problema se agudiza producto del descontrol en derechos otorgados, por ejemplo, el río Copiapó, principal torrente de la región, posee un ingreso de agua de 4.000 lit./seg; un gasto de 7.000 lit/ seg.; un déficit de 3.000 lit/ seg.; y derechos de agua que oscilan los 24.000 lit/ seg. Lo anterior muestra una situación alarmante: el río Copiapó está seco y las napas subterráneas contienen agua que durará apenas la mitad de una década.

Cuantificación gasto agua embotellada

Así como el consumo de agua contaminada ha provocado terribles consecuencias a la salud, los habitantes de la región se han visto en la obligación de sumar a su presupuesto mensual, la compra de agua embotellada, gasto que sin duda afecta la calidad de vida de las familias atacameñas. Considerando que “en Chile se llegan a gastar durante febrero alrededor de 170 litros diarios per cápita, pese a que se estima que con 100 litros se pueden satisfacer todas las necesidades sin empeorar la calidad de vida de una persona.” (<http://www.siss.gob.cl>) se puede concluir que una familia que consume en promedio un bidón de 5 lt/día; el costo mensual en agua potable mensual sería de \$43.800 (considerando un valor por bidón de \$1.480).

4.5.3 Identificar beneficios específicos de la tecnología y su valor económico

El uso de esta tecnología, permitirá en el ambiente, disminuir del contenido de minerales en exceso del agua (principalmente Arsénico y Cobre). Se espera que esto contribuya en mejorar los siguientes indicadores:

- Consumo de agua embotellada por las personas de la región.
- Disminución progresiva de incidencia de enfermedades relacionadas con el exceso de minerales en el agua.
- Disponibilidad de recursos naturales
- Biodiversidad

El estudio económico que se puede establecer en un proyecto con las características actuales: prototipo y subsidiado por el estado, no reúne las características, en esta etapa, para llevar a cabo una evaluación económica tradicional.

Lo anterior se debe, en primer lugar, debido a que el nivel prototipo no permite obtener los costos reales que podría tener el proyecto a nivel industrial, que podría traer consigo beneficios de escalabilidad, disminuyendo el valor de purificar un litro de agua. Por otro lado, proyectos que tienen un interés social, en donde los beneficios no pueden cuantificarse fácilmente, ya que mejoran la calidad de vida de las personas o se espera disminuyan costos para la sociedad, por ejemplo relativos a subsidios de enfermedades.

De esta manera, a continuación se propone una evaluación económica social para el uso del prototipo, en donde se harán una serie de supuestos, que permitirán entregar un flujo de caja e indicadores sociales: **que no representan un flujo real de efectivo**, sino que muestra una visión general de los costos y beneficios a lo largo de un período de evaluación.

a) Costos asociados

En la tabla 15 se presentan los costos asociados a la construcción del prototipo desarrollado en este proyecto.

Tabla 15. Costos asociados a la construcción del prototipo de biosorción.

Unidades	Ítem	Costo/u (€)	Total
1	Bomba peristaltica	2000	2000
4	Columna vidrio 1,5x20 cm	35,36	141,44
1	Autosampler	2500	2500
4	Tubo de FEP 1/8" OD	30,09	120,36
4	Ferrula de EFTE 1/8" OD	1	4
4	Válvula hembra luer macho-hembra "1 way stopcock"	4,8	19,2
4	Junta tipo luer a hembra de EFTE	13,7	54,8
			€ 4.840
			\$ 3.436.258

En base a los resultados obtenidos en las dos etapas de implementación y optimización del Test de Jarra, se concluye que, a escala de laboratorio, el tratamiento primario a nivel de reactivos cuesta, para el caso de muestras provenientes de Desembocadura, \$0,67/ litro; y para Llanta, \$23,2/litro, en este último caso, cabe señalar que uno de los reactivos utilizados es para análisis (P.A), es decir, de alta pureza, por lo que éste valor podría reducirse si se utiliza el mismo reactivo con grado técnico.

Tabla 16. Promedio de caudal en tres zonas. [L/min]

	M1 [L/min]	M2 [L/min]	M3 [L/min]	M4 [L/min]	PROMEDIO [L/min]
El Salado	0	2955	7041	7637	5877,7
Río de la Sal	-	1829	2534	650	1671
Desembocadura	2119	5257	6281	4807	4616
Llanta	0	1311	1687	779	1259

En la tabla 17 se muestran los costos directos relativos a la purificación de agua (tratamiento primario) para un caudal promedio de 3500 [L/min] (del promedio de datos de la tabla 16), representado por lo puntos estudiados en este proyecto. Tal como se puede observar, se considera que año a año el costo de purificar disminuye en un 10%, debido al tratamiento continuo del agua.

Tabla 17. Costos anuales directos de acuerdo al caudal promedio de los sitios en estudio.

Período	Costo[\$/L]	Costo Anual [\$/L]
1	0,67	1.232.532.000
2	0,60	998.350.920
3	0,54	798.680.736
4	0,49	628.961.080
5	0,44	485.198.547
6	0,40	363.898.910
7	0,36	262.007.215
8	0,32	176.854.870
9	0,29	106.112.922

En las tablas 18 y 19 se puede apreciar el costo variable asociado a la purificación de la etapa secundaria del proceso de biosorción, que se relaciona directamente con el costo de la especie utilizada. Para este análisis se consideró el valor de 60 pesos por kilogramo de alga.

Tabla 18. Relación de purificación promedio de las dos especies estudiadas.

Masa (<i>L. nigrescens</i> - <i>L. trabeculata</i>)	Parámetro
1 g de alga	0,015 mg/l
3,3 g de alga	0,05 mg/l

Tabla 19. Costo de purificar un caudal promedio.

Caudal	Costo (\$/min)
3500 L/min	699,2

En la tabla 20 se presentan los parámetros utilizados para realizar la evaluación económica del proyecto. Se consideró un período de evaluación de 9 años, un tiempo prudente para estudiar la evolución de la tecnología a utilizar y los beneficios esperados. Se considera una inversión bianual del valor del prototipo, considerando uno de los peores escenarios basados en la depreciación de este tipo de equipos. El costo fijo se considera un valor de tres veces la inversión inicial, y el capital de trabajo como dos veces el valor de inversión, como valores referenciales para la evaluación de este tipo de proyectos. Para el caso de la evaluación del prototipo es un buen valor de referencia, sin embargo, para un nivel industrial podría variar considerablemente, por lo que no se considera un valor referencia para futuros proyectos.

El costo de capital se considera de un 10%, como valor referencial de exigencia al proyecto (El Ministerio de Obras Públicas sugiere un valor mínimo de 6% para evaluaciones sociales de proyectos), lo que permitirá resolver si los beneficios sociales son mayores a los costos de inversión. Finalmente, el financiamiento se supone un subsidio estatal, lo que implica que no habrá costos relativos a tasas de interés o pago de impuestos para la evaluación.

Tabla 20. Parámetros utilizados para realizar la evaluación económica.

Parámetro	Valor
Período de evaluación	9 años
Inversión bianual	\$ 3.436.258
Costo fijo	\$ 10.000.000
Capital de Trabajo	\$ 20.300.000
Costo Capital	10%
Financiamiento	Estatal

b) Beneficios sociales

Tal como se señaló anteriormente, los beneficios que se utilizarán en esta evaluación se calculan en base a los impactos señalados en el punto 4.5.1, y con los siguientes supuestos:

- Una disminución anual de los costos en enfermedades, considerando que año a año esta disminución será menor.
- Una disminución en el consumo de agua embotellada, con un incremento positivo anual.
- Los primeros dos años no se obtienen beneficios (sensibilización del proyecto).

Tabla 21. Beneficios supuestos para la sociedad de la población estudiada.

Período	Demanda U(ton)	Suposiciones Enfermedades	Suposición consumo agua
1	0		
2	0		
3	1.181.012.186	Disminución 10% el primer año	Consumo menos 10% agua embotellada
4	1.184.421.935	Disminución 9% el segundo año	Consumo menos 20% agua embotellada
5	1.193.232.171	Disminución 8% el tercer año	Consumo menos 30% agua embotellada
6	1.110.234.121	Disminución 7% el cuarto año	Consumo menos 40% agua embotellada
7	1.032.636.558	Disminución 6% el quinto año	Consumo menos 50% agua embotellada
8	928.036.558	Disminución 5% el sexto año	Consumo menos 60% agua embotellada
9	796.434.121	Disminución 4% el séptimo año	Consumo menos 70% agua embotellada

c) Flujo de caja

Con los datos obtenidos en las secciones anteriores, se presenta en la tabla 22 un flujo de caja que incluye los conceptos básicos de una evaluación económica, proyectada a 9 años, que servirá para calcular dos indicadores que tradicionalmente se utilizan en una evaluación tradicional, como metodología para analizar el beneficio social de este proyecto.

Estos son el Valor Actual Neto (VAN) y la Tasa Interna de Retorno (TIR). El VAN se calculará con la ecuación que se presenta en la figura 83, y la TIR se obtiene cuando el VAN=0. El VAN privado se calcula sin considerar en el proyecto los beneficios sociales.

$$VAN_s = \sum_{t=1}^n \frac{BeneficioNeto_t}{(1+t)^t} - I_0$$

Fig. 83. El cálculo del Valor Actual Neto.

En el flujo mostrado en la tabla 22, se pueden observar los ingresos y egresos estimados que tendría un proyecto como éste, sin embargo, no se puede evaluar con toda la información que incluyen los costos de inversión en infraestructura y maquinaria correspondiente debido a la etapa de desarrollo en que se encuentra, de esta manera, solo se observa la depreciación de costos asociados a prototipos, y la mayor parte del costo, como un costo variable de funcionamiento, en donde si se incluyen costos que podrían disminuir debido a la escalabilidad.

Tabla 22. Flujo de caja del proyecto prototipo sistema de biosorción.

Períodos	0	1	2	3
Ingresos		\$ 0	\$ 0	\$ 1.181.012.186
Costo variable		\$ 1.600.032.203	\$ 1.365.851.123	\$ 798.680.736
Costo Fijo		\$ 10.000.000	\$ 10.300.000	\$ 10.609.000
Depreciación		\$ 1.718.129	\$ 1.769.673	\$ 1.822.763
UAI		-\$ 1.611.750.332	-\$ 1.377.920.796	\$ 369.899.687
Impuesto		\$ 0	\$ 0	\$ 0
Utilidad neta		-\$ 1.611.750.332	-\$ 1.377.920.796	\$ 369.899.687
Depreciación		\$ 1.718.129	\$ 1.769.673	\$ 1.822.763
Inversión	-\$ 3.436.258			-\$ 3.754.892
Capital de trabajo	-\$ 20.300.000			
Valor de desecho				
Flujo de caja	-\$ 23.736.258	-\$ 1.610.032.203	-\$ 1.376.151.123	\$ 371.722.450

4	5	6	7	8	9
\$ 1.181.012.186	\$ 1.184.421.935	\$ 1.193.232.171	\$ 1.110.234.121	\$ 1.032.636.558	\$ 928.036.558
\$ 628.961.080	\$ 485.198.547	\$ 363.898.910	\$ 262.007.215	\$ 176.854.870	\$ 106.112.922
\$ 10.927.270	\$ 11.255.088	\$ 11.592.741	\$ 11.940.523	\$ 12.298.739	\$ 12.667.701
\$ 1.877.446	\$ 1.933.769	\$ 1.991.782	\$ 2.051.536	\$ 2.113.082	\$ 2.176.474
\$ 539.246.390	\$ 686.034.530	\$ 815.748.738	\$ 834.234.847	\$ 841.369.867	\$ 807.079.461
\$ 0	\$ 0	\$ 0	\$ 0	\$ 0	\$ 0
\$ 539.246.390	\$ 686.034.530	\$ 815.748.738	\$ 834.234.847	\$ 841.369.867	\$ 807.079.461
\$ 1.877.446	\$ 1.933.769	\$ 1.991.782	\$ 2.051.536	\$ 2.113.082	\$ 2.176.474
		-\$ 4.103.072			-\$ 4.483.537
					\$ 20.300.000
					\$ 0
\$ 541.123.836	\$ 687.968.300	\$ 817.740.520	\$ 836.286.382	\$ 843.482.949	\$ 788.955.935

Los resultados del cálculo de los indicadores antes mencionados se pueden apreciar en la tabla 24. Según el Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica (MIDEPLAN, 2014) para poder tomar una decisión de este tipo de proyecto, se consideran las decisiones mostradas en la tabla 23. Por lo que, según los resultados expuestos en la tabla 24, este proyecto debería ser incentivado o ejecutado directamente por el Estado.

La evaluación realizada en este estudio es una evaluación de prefactibilidad utilizando datos de construcción y uso de un prototipo de detoxificación, por lo que no muestran los costos reales que pudiera involucrar una planta de tratamiento de aguas. Un análisis de mayor precisión se pudiera lograr con la evaluación del sistema a nivel industrial.

Tabla 23. Decisiones a tomar en una evaluación de proyectos. (MIDEPLAN, 2014)

	VAN privado > 0	VAN privado < 0
VAN social > 0	Lo hace el privado	El Estado incentiva el proyecto (subsidio) o lo ejecuta directamente
VAN social < 0	El Estado desincentiva el proyecto	No se ejecuta el proyecto

Tabla 24. Resultados de los indicadores de evaluación económica del proyecto.

Indicador	Valor
VAN Social (10%)	\$ 70.158.456
VAN Privado (10%)	-\$ 4.477.818.302
TIR Social	10,6%

4.7 Difusión de resultados

Actividad: Presentación del proyecto al Gobierno Regional de Atacama y a la comunidad de Chañaral

El día martes 27 del mes de mayo se llevó a cabo la Ceremonia de Inauguración del proyecto, en el Local de los Pescadores Artesanales ubicado en Panamericana Norte S/N en la ciudad de Chañaral. Contó con la participación de autoridades de la zona como Gobernador de Chañaral, Seremi del Trabajo, Representantes de las Fuerzas armadas y de Orden, Policía de Investigaciones, representantes de pescadores artesanales y empresas.

Se realizó una pequeña introducción por parte de la Directora del proyecto para continuar con una exposición por parte de los investigadores Dr. Renato Westermeier de la UACH Puerto Montt y el Sr. MSc. Xavier Gutiérrez de NIVA CHILE quienes mostraron a la comunidad los avances y resultados obtenidos hasta la fecha.



Foto 32. La Directora de proyecto, MBA. M. Gabriela Manoli S, presentando proyecto al Gobierno Regional de Atacama, autoridades locales y pescadores artesanales.



Foto 33. El investigador de la UACH Dr. Renato Westermeier H. , presentando la iniciativa “Evaluación de una estrategia de detoxificación de efluentes contaminados con metales pesados utilizando algas marinas chilenas” al Gobierno Regional de Atacama y autoridades locales .



Foto 34. MSc. Xavier Gutiérrez Gerente General de NIVA Chile, presentando la iniciativa “Evaluación de una estrategia de detoxificación de efluentes contaminados con metales pesados utilizando algas marinas chilenas” al Gobierno Regional de Atacama y autoridades locales.



Fig. 85. Invitación ceremonia de inauguración proyecto FIC.

Actividad: Participación en congresos internacionales

a. European Meeting on Environmental Chemistry, EMEC 2014

El objetivo de las actividades de difusión ha sido dar a conocer a la comunidad científica y al público en general las actividades relacionadas con el Proyecto así como expandir el círculo de colaboraciones de las entidades participantes, incrementando la visibilidad internacional de los grupos involucrados y del Gobierno Regional de Atacama.

En el Proyecto se remarcó la necesidad de dar a conocer los resultados obtenidos a diferentes sectores de la población, entre ellos, la Comunidad Científica Internacional. El Dr. Carlos Escudero viajó a la República Checa en diciembre de 2014 con el objetivo de presentar el Proyecto y los resultados derivados del mismo en el European Meeting on Environmental Chemistry (EMEC). El resumen de la comunicación y la primera diapositiva de la presentación realizada se presentan a continuación:

(a) Abstract de la comunicación oral en el European Meeting on Environmental Chemistry

(a)

¹Carlos Escudero-Oñate, ²Xavier Gutiérrez, ²Alejandra Aguilera, ³M. G. M. Sanhueza, ³R. Westermeier

¹Norwegian Institute for Water Research. NIVA Oslo; ²Norwegian Institute for Water Research. NIVA Chile; ³Universidad Austral de Chile

In the Atacama region (Chile), water is one of the most limiting resources in productive activities. Its high pollutant load is mainly due to its high salinity, heavy metal and arsenic content that makes it useless for the development of local communities. This environmental problem was tackled by a joint research team formed by the Norwegian Institute for Water Research in Oslo (Norway) and Puerto Varas (Chile) and the University Austral of Chile in Puerto Montt (Chile).

This project has two main goals: mapping the water pollution scenario in Rio Salado (Atacama) and develop a cheaper, more sustainable and environmentally friendly technological process to carry out the detoxification of the polluted effluents.

To get a complete description of the pollution and time variation, seasonal sampling campaigns were planned. Three sampling campaigns in Atacama have been carried out so far and the research consortium has pointed out the presence of huge concentrations of arsenic in some hot-spots in the mining area. In parallel to the monitoring, the research has demonstrated that a treatment based on coagulation and flocculation is able to efficiently remove most of the toxic heavy metals and also arsenic in a primary treatment. A secondary treatment based on biosorption by using marine algae (*Lessonia nigrescens* and *Lessonia trabeculata*) in a continuous bed up-flow reactor is being evaluated after the primary treatment for the final detoxification of the effluent.



SEASONAL MONITORING OF HEAVY METAL AND ARSENIC POLLUTION IN THE MINING AREA OF ATACAMA (CHILE) AND DEVELOPMENT OF A LOW COST WATER TREATMENT PROTOTYPE

Carlos Escudero-Oñate, C., Gutiérrez, X, Aguilera, A., Sanhueza, M.G.M., Westermeier, R.

European Meeting on Environmental Chemistry Brno, December 2014.,

Project funded by the Regional Government of Atacama, Chile (III Region)



Fig. 86. Primera diapositiva de la presentación realizada.

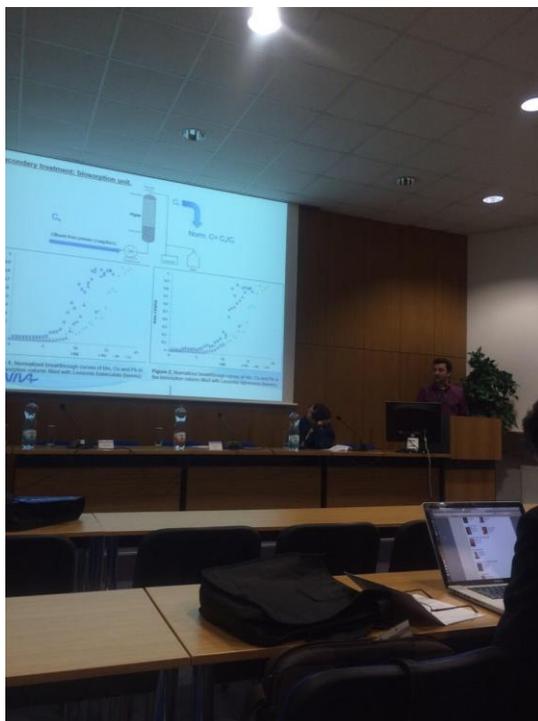


Foto 35. Dr. Carlos Escudero, exponiendo en EMEC 2014

b. Match Making en Atenas: mecanismo de financiación EEA de la Unión Europea

Los datos obtenidos hasta la fecha en el Proyecto han sido presentados en el reciente evento de Match-Making de los proyectos EEA celebrado en Atenas los días 12 y 13 de enero de 2015. El objetivo de la participación fue realizar difusión de la línea de investigación y crear lazos de cooperación con grupos griegos.

c. Seminario en Escocia

Los resultados del Proyecto serán presentados en un futuro seminario informativo en el Environmental Research Institute (ERI) de Thurso, Escocia. El Dr. Carlos Escudero se desplazará a Escocia para tal fin.

d. Reuniones internas en NIVA

Los resultados del Proyecto y sus posibles implicaciones se presentaron en un seminario interno del Instituto Noruego del Agua en el marco del desarrollo de la línea estratégica “Interacciones

Tierra-Océano". Adicionalmente, se celebró un seminario interno con el grupo de Ecotoxicología de NIVA-Oslo, donde se expusieron las actividades realizadas en el Proyecto. En el próximo mes, se celebrará otro seminario interno, esta vez con el grupo de Contaminantes Acuáticos donde se presentarán los resultados más relevantes derivados de las actividades de investigación.

e. EMEC 2015

Los resultados finales derivados del Proyecto serán presentados en el próximo European Meeting on Environmental Chemistry (EMEC), que se celebrará en Turín (Italia) a finales de noviembre. El Dr. Carlos Escudero viajará allí y realizará una presentación oral.

5. Discusión

La dinámica poblacional de *Lessonia nigrescens* (*L. berteroaana*) de Pan de Azúcar mostró tener tendencias similares a las ya reportadas a lo largo de la costa de Chile (Santelices et al. 1980; Ojeda & Santelices 1984; Westermeier et al. 1994; Hoffmann & Santelices 1997). Esto es, plantas con alto potencial reproductivo en verano, y por consiguiente altos valores de reclutamiento en esta fecha y plantas más longevas hacia los meses de invierno. La sobrevivencia de los reclutas estaría determinada en gran parte por la competencia intra-específica de los ejemplares (como el efecto látigo o ensombrecimiento que ejercerían plantas grandes sobre plantas pequeñas), por la fusión de algunos ellos a través de sus discos y por la presencia de herbívoros, lo que suelen estar en mucho menores densidades en áreas expuestas al oleaje como el hábitat tipo de *L. nigrescens* (Santelices & Ojeda 1984; Rodríguez et al. 2013). Este reclutamiento ocurriría todo el año, producto de que los adultos estarían fértiles independientemente de la estación del año, y que al parecer también todo el año habrían gametofitos fértiles y esporofitos en estado de latencia, esperando las condiciones óptimas que ofrece el desprendimiento de individuos más grandes.

Una vez los individuos se arraigan al sustrato y alcanzan la adultez, la principal amenaza a esta población es la explotación humana, que es la más grande a nivel nacional en la Región de Atacama con más de 190,000 t en el 2013 (Sernapesca 2015). En una comunidad donde la especie clave es *L. nigrescens*, la remoción masiva de individuos mayoritariamente adultos (que son el objetivo común de los algueros) trae como consecuencia directa la disminución de la fenología reproductiva de la población, lo que se podría traducir en la disminución de reclutamiento en el largo plazo. Esto traería un desbalance que dependiendo del grado de intervención podría transformar la flora dominante de un hábitat (Ojeda & Santelices 1984). Sin un control de las cosechas en términos de frecuencia y cantidad, así como de su capacidad de recuperación a nivel local, es muy difícil predecir la capacidad de recuperación de estas poblaciones.

Sin embargo, nuestros resultados de despejes demuestran que al menos con cosechas de áreas pequeñas la recuperación es rápida, aunque con pequeñas variaciones en el tiempo. Los reclutas son capaces de alcanzar la adultez rápidamente y con ello recuperar la población inicialmente cosechada, situación que también fue descrita para el morfo *integrifolia* de *Macrocystis pyrifera* en Bahía Chasco, Atacama (Westermeier et al. 2014) y para *L. nigrescens* de

Chile central y sur (Santelices & Ojeda 1984; Westermeier et al. 1994). Esta característica ofrece ventajas importantes para los pescadores artesanales, los que a través de la cosecha serían capaces de manejar la población a través de la estimulación del crecimiento y del reclutamiento. Pero como fue establecido anteriormente y a través de varios otros trabajos, la forma en que se cosecha en términos de dimensión, frecuencia y modo son los factores claves para la sustentabilidad del recurso (Vásquez et al. 2012; Vega et al. 2014)(Westermeier et al 2014).

A diferencia de *Macrocystis* y *L. nigrescens*, *L. trabeculata* mostro una dinámica poblacional con varios aspectos diferentes. El crecimiento en 18 meses de proyecto fue bajo, lo que sugeriría que las plantas muestreadas no estarían creciendo a una tasa cuantificable de forma mensual. Las plantas usualmente conservaban frondas reproductivas, pero prácticamente no se observó reclutamiento bajo la canopia. Probablemente estudios adicionales de la ecología y pesquería de este recurso sean necesarios, teniendo en cuenta que el periodo muestral debe ser mucho mayor considerando el crecimiento neto que ha mostrado en estos meses de proyecto dentro de un área sin intervenir.

No obstante, los resultados obtenidos desde las áreas de los despejes reveló que el reclutamiento de *L. trabeculata* no se estaría produciendo básicamente por la densidad y tamaño de las plantas adultas, las que evitarían que nuevos individuos recluten. Este reclutamiento fue altamente estacional, con un exagerado reclutamiento en otoño (donde cerca del 75% de los reclutas no sobrevivió) y casi nulo en verano. Este es un factor crítico al momento de realizar planes de manejo que involucren la remoción completa de estos individuos, ya que su extracción en una época inapropiada podría conllevar -por ejemplo- el repoblamiento de especies no deseados, y con ello su extinción local.

La casi nula tasas de crecimientos que mostró *L. trabeculata* en los estudios de dinámica poblacional fueron consecuentes con la nula recuperación de esta especie bajo sistemas de podas, igual que como ocurrió con *Lessonia* de otras latitudes (Vásquez & Santelices 1990; Westermeier et al. 1994). Se infiere por lo tanto que este tipo de cosecha no es eficiente, tanto del punto de vista técnico como económico (tardan mucho tiempo en cosechar, especialmente el tratamiento a nivel del meristema) y ecológico, ya que la recuperación, de ocurrir, es demasiado lenta. Según Vásquez & Santelices (1990) las principales consecuencias de este tipo de poda es el aumento de la biota epifita y herbívoros producto de la reducción de la fricción entre las estipes, y la mortalidad de tanto disco como estipes que no son capaces de regenerar

la zona extirpada. Este estudio agregaría una consecuencia adicional, ya que las plantas que estuviesen en vías de morir o ya muertas, no se desprenden del sustrato fácilmente, por lo que los sistemas de poda no solo matarían al ejemplar *per se* sino además tampoco se incentivaría al reclutamiento de nuevos individuos en esa zona. En consecuencia la planta debe ser retirada o cosechada totalmente del sustrato.

La información antes señalada pone en evidencia que la poca atención que ha recibido *L. trabeculata* debe ser remediada. Esta especie es fuertemente explotada en el norte del país tanto para las industrias de los alginatos (estipes) y disco como para la de los abalones (solo frondas), y aun no se determina a ciencia cierta su grado de recuperación, ni cuánto tarda en volverse fértil ni cuánto vive en condiciones naturales. Esto por consiguiente ha impedido establecer planes de manejo razonables acorde a la ecología del recurso. Por estas razones algunas instituciones del país se han interesado en el desarrollo del cultivo (Edding & Tala 2003; Westermeier et al. 2006; Murúa et al. 2013), cuyos resultados son más aplicables desde un punto vista biológico (e.g. plánulas para repoblamiento dirigido) que de uno económico (la tecnología actual y su lento crecimiento impide escalarlo de forma rentable) (Westermeier et al. 2011). Por lo tanto, la solución lógica para asegurar este recurso, sería el diseño de planes de manejo que aseguren una cosecha con intervención mínima de la población.

La composición química de *Lessonia* en las áreas de estudio fue de interés, y que confirmaría el uso actual de estas algas en las industrias abalonera y de alginatos y potencialmente en actividades como generación de biocombustibles de segunda generación, descontaminación o alimentación. Los valores de alginatos de entre 10 – 25% PS –de utilidad en procesos de biosorción- fueron menores a los encontrados en *M. pyrifera* del sur de Chile según (Westermeier et al. 2012a), pero similares a las del mismo género (Matsuhira and Zambrano 1990; Chandía et al. 2005), y no exhibieron una variación estacional tan marcada. Adicionalmente *L. trabeculata* mostró una tendencia opuesta a *M. pyrifera*, con los mayores valores de este alginato en el disco de fijación. En términos de manitol y laminarano—que son importantes para la generación biocombustibles de segunda generación (Enquist-Newman et al. 2014)- los valores de *L. nigrescens* fueron en promedio un orden de magnitud superior de los reportados para *L. trabeculata* en este estudio y casi dos órdenes de magnitud para otras algas pardas (Westermeier et al. 2012a). Ambos son moléculas que al tener un rol en procesos de osmorregulación y fisiología energética suele ser variables (Davison & Reed 1985; Reed et al.

1985). Por lo tanto las condiciones del hábitat de ambos ejemplares podrían haber influenciado dicha composición.

En adición el género *Lessonia* es un alga con valores significativamente altos en algunos aminoácidos (Lisina, Alanina, Metionina y Treonina) y ácidos grasos (Palmítico, Mirístico, Eicosatetranoico y Linoleico), algunos esenciales en alimentación humana y animal, por lo que sería interesante evaluarlo como materia prima de suministros alimenticios (Westermeier et al. 2011).

El esfuerzo dedicado en este Proyecto ha contribuido a crear un conocimiento detallado de la procedencia de la contaminación en la región y de las estrategias posibles para el tratamiento de las aguas contaminadas. En base a los resultados obtenidos en las etapas primaria y secundaria, se ha podido concluir el Proyecto con un esquema de tratamiento válido para las aguas estudiadas. Las perspectivas futuras pasan por involucrar a los principales actores, compañías mineras y Administraciones públicas en la gestión de las aguas, enfocando principalmente en los efluentes de las industrias mineras. NIVA dispone del potencial para proveer de asesoramiento ambiental y técnico certero para la sustitución de los procesos convencionales de tratamiento de aguas en las industrias mineras por sistemas de biosorción basados en algas, recursos sostenibles y ampliamente disponibles en la región de Atacama. Es de remarcar que el amplio conocimiento de la UACH en el campo de la Ficología ha contribuido de forma crucial a la selección de variedades poblacionales extremadamente acertadas para su uso industrial. Desde NIVA Oslo, se puede proporcionar asesoramiento técnico no sólo en la caracterización de un efluente contaminado, sino también en la corrección del problema, ofreciendo bancos de prueba donde la tecnología puede ser expuesta y testada frente a un agua real, proveyendo de los documentos técnicos necesarios para la eficiente explotación de las algas.

6. Conclusiones

1. Considerando la información obtenida durante la jornada de reconocimiento de la cuenca del Río Salado (Anexo 1) y recopilación bibliográfica se puede concluir en relación al área de estudio:
 - a. Se constata la presencia de gran cantidad de plantas abandonadas de recuperación de metales, concentradas principalmente entre los puntos Llanta y Desembocadura. Estos sitios se caracterizan por presentar coloraciones verdes y rojizas en los sedimentos aledaños a las plantas, ubicadas al costado del Río Salado. Pruebas de reacción química realizadas *in situ* sobre sedimentos tomados al costado del punto de muestreo Llanta, indican la presencia de alta concentración de cobre y hierro, encontrándose éstos metales en estados de fácil disolución por lo que ante lluvias se movilizarían al Río Salado siendo transportados a su desembocadura
 - b. Se confirma la presencia de contaminación antropogénica, principalmente de origen domiciliario en el punto El Salado, aguas abajo de la localidad de El Salado, y gran cantidad de basura a lo largo de la ribera del Río Salado.
 - c. Dos grandes plantas con actividad minera se emplazan en la zona, Potrerillos y El Salvador, siendo ambas potenciales fuentes de aporte de contaminación con metales pesados a la cuenca del Río Salado.
2. Los resultados, en general, indican que los puntos Llanta y Desembocadura, presentan niveles diferenciales de conductividad (material disuelto) y de turbidez/TSS (material particulado), y suelen presentar mayores niveles de metales pesados tales como cobre y arsénico. Dado su potencial impacto sobre la población y la biología marina, se posicionan como puntos a ser tratados para disminuir la carga de metales y mejorar su calidad general.
3. Es posible concluir que el alto contenido de sal que exhibe el río a lo largo de toda su cuenca, imposibilita su uso directo (sin un pre-tratamiento) como agua de riego.
4. Los resultados indican que, para el cobre, el 25 % de las muestras analizadas presentan valores mayores al límite máximo recomendado para Agua de Riego y en el caso del Mo, el

95% de las muestras analizadas registraron concentraciones sobre el límite recomendado para agua de riego y el 75% sobre el límite recomendado para Agua Potable.

5. El 95%, 80% y 55% de las muestras analizadas para Arsénico presentaron concentraciones por sobre los límites recomendados para Agua Potable, Agua de Riego y Descargas a aguas marinas dentro de la zona de protección litoral, respectivamente.
6. Las concentraciones de arsénico registradas en los puntos muestreados, denotan una tendencia que sugiere procesos naturales de sedimentación de arsénico a lo largo de la cuenca.
7. La alta salinidad y concentración de Boro detectada en el Río La Sal aparece como una condición natural del lugar.
8. El aporte de agua dulce al cauce del río entre las localidades de Llanta y El Salado es fluctuante en el tiempo, lo que explica el hecho de que el caudal en el punto El Salado, no presente una tendencia estacional, como la registrada en los otros puntos de muestreo.
9. En relación al flujo másico de metales pesados en la cuenca del Río Salado, existe un aporte significativo de cobre y arsénico, previo a Llanta en el muestreo de otoño, que parecen provenir desde fuentes con menor salinidad en relación al Río La Sal.
10. En relación al Test de Jarra, las concentraciones óptimas de coagulante y floculante fueron diferenciales para las muestras tratadas. Así, para la muestra proveniente del punto M2-2 (Llanta), la combinación óptima fue: TJ4-R3, 20 mg/l de sulfato férrico (FeSO_4) y 0.5mg/l de Floco-tac (poliacrilamida); mientras que para M2-4 (Desembocadura) fue: TJ2-R4, 20 mg/l de Policloruro de Aluminio (PCA) y 1 mg/l de Floco-tac (poliacrilamida).
11. El tratamiento primario evaluado en las muestras de Desembocadura, logra una eficiencia de remoción de turbidez del agua, del 97%, luego de 5 minutos de sedimentación. Además, una eliminación del 74% de arsénico y 57 % de cobre presentes en la muestra de agua proveniente durante el muestreo de invierno. Por su parte, en las provenientes de Llanta, el

tratamiento primario logra eficiencias máximas de remoción de cobre y arsénico de 55% y 94%, en los muestreos de otoño y primavera, respectivamente.

12. *L. nigrescens* es una población altamente dinámica y resiliente. En verano es posible encontrar la mayor cantidad de individuos jóvenes y reclutas, y por ende, los índices más bajos de fenología reproductiva y de crecimiento (longitud). Hacia los meses invernales, estos individuos crecen y se vuelven reproductivos, pero a su vez compiten por el sustrato, lo que generaría una disminución de la densidad por desprendimiento de algunos individuos, por la herbivoría sobre ellos o por la fusión de discos de fijación cercanos.
13. *L. trabeculata* por otro lado es una población mucho más longeva y de lento crecimiento. Luego de 18 meses de muestreo, los valores de crecimiento, fenología reproductiva y reclutamiento fueron prácticamente invariables, lo que sugiere que la dinámica de estas poblaciones podría ser bianual o incluso de un rango de tiempo mayor, cuando los individuos alcanzan grandes tamaños.
14. Ambas poblaciones fueron altamente competitivas y eficientes en su reclutamiento en invierno, cuando hay sustrato disponible para ello. Prueba de esta afirmación fueron los resultados de reclutamiento después de los despejes de áreas, donde dos meses fueron necesarios para observar la aparición de decenas de nuevos reclutas por metro cuadrado. Una vez aparecen, estos nuevos individuos crecen rápidamente para ocupar mayor cobertura del sustrato.
15. No obstante al punto anterior, mientras el reclutamiento en *L. nigrescens* es relativamente constante a lo largo del año, las intervenciones hechas en Diciembre en la población de *L. trabeculata* demostraron que el reclutamiento es altamente estacional en esta última, y en verano poco productivo. Especial atención hay que tener al momento de realizar cosechas de esta especie, considerando que en verano es altamente probable que el espacio disponible después de cosechar sea ocupado por otras especies de algas oportunistas o reclutamiento más constante, como *Macrocystis pyrifera*.
16. Al igual que como fue demostrado para *L. nigrescens* del centro y sur de Chile, los sistemas de podas no son eficientes para *Lessonia* en Atacama y no se recomienda su uso. Esta

indicación se respalda desde un punto de vista biológico, ya que independiente del tipo de poda el alga tiende a descomponerse o parar el crecimiento, pero por el contrario no se desprende fácilmente, lo que evita que nuevas plantas recluten. Asimismo, el sistema de poda es un proceso lento que demanda muchas horas de trabajo físico bajo el agua y que puede ser perjudicial para el usuario en grandes extensiones de estas algas.

17. No se observó una variación estacional demostrable en los carbohidratos analizados en este estudio. No obstante, los alginatos que son de interés para la industria de ácido alginico y que gracias a este proyecto podrían tener fines de detoxificación de cuerpos de agua, mostraron valores altos en disco de fijación.
18. De los puntos anteriores se infiere que el mejor sistema de cosecha para ambas especies es la extracción racional de individuos completos. Desde el punto de vista comercial, tanto *L. nigrescens* como *L. trabeculata* tienen mercado para todos los órganos de la planta (disco de fijación, estipes y frondas). Más importante aún, el espacio disponible que dejaron los individuos colectados en la pradera sería recolonizado por la descendencia de los gametofitos en estado de latencia (similar a las semillas en plantas superiores) o por los propágulos que liberen los individuos adultos remanentes en esas poblaciones. La recuperación en consecuencia sería más rápida que con otro método de manejo.
19. No obstante, destacamos la preocupación que debe haber para *Lessonia trabeculata*. Su lento crecimiento, nula recuperación tras podas y su reclutamiento altamente estacional urgen que los planes de manejo para esta especie sean tratados de forma individualizada, ya que su dinámica poblacional es totalmente diferente a otras algas pardas chilenas como *Macrocystis pyrifera* y *Lessonia nigrescens*. De esta forma, se debe considerar la magnitud de la demanda de estas algas para estas nuevas aplicaciones (ya sea de biosorción como de otro tipo), ya que una mayor extracción requerirá inherentemente el diseño de planes de manejo más acabados y de forma más individualizada para cada especie/lugar.
20. Por lo tanto, se concluye que las concentraciones óptimas de coagulante y floculante fueron diferenciales para las muestras tratadas, a tiempo cero (T_0). Así, para la muestra proveniente del punto M2-2 (Llanta), la combinación óptima fue: TJ4-R3, 20 mg/l de sulfato férrico ($FeSO_4$) y 0.5mg/l de Floco-tac (poliacrilamida); mientras que para M2-4

(Desembocadura) fue: TJ2-R4, 20 mg/l de Policloruro de Aluminio (PCA) y 1 mg/l de Floco-tac (poliacrilamida).

21. En base a los resultados obtenidos, se puede proponer un esquema de tratamiento de las aguas basado en una unidad primaria de coagulación/floculación para lograr la eliminación de gran parte de la carga contaminante seguida de una unidad de biosorción por macroalgas en una columna de relleno operada en contra de gravedad. El plano general de una planta potencial de tratamiento se muestra en la figura 79 del presente documento. El tratamiento comenzaría con la adición a la corriente de agua contaminada de los reactivos coagulante y floculante según las dosis óptimas reportadas por NIVA Chile. Se recomienda una agitación vigorosa en este proceso y un mezclado eficaz de forma rápida para evitar sobre-concentraciones locales de los reactivos. Por ello, en el esquema se ha incluido un agitador tipo turbina en el tanque de mezclado. Seguidamente, el agua sería enviada a un clarificador, donde se permitiría a los fangos sedimentar y se extraerían del fondo del tanque (diseñado con forma troncocónica) mediante una bomba adecuada. Atendiendo a los resultados de cinética de turbidez tras adición de los reactivos reportados en informes previos, se recomiendan un tiempo de sedimentación de 5 minutos en el clarificador para garantizar la sedimentación total. Los fangos húmedos se enviarían a un filtro-prensa donde se procedería a eliminar la mayor parte de la humedad. El agua derivada de este proceso se reenviaría al tanque primario y los fangos deshidratados, ricos en metales y arsénico, se deben enviar a gestión (en vertedero controlado o a valorización en industrias auxiliares de procesado).

22. Como interfase de acoplamiento de la unidad primaria y la secundaria (de biosorción en algas) se propone la instalación de una bomba de potencia suficiente para superar la pérdida de carga por flujo a través del lecho relleno con algas. Este proceso será el principal responsable de la pérdida de energía mecánica del fluido en la aplicación real. Como se puede ver en el plano, la instalación de biosorción ha de instalarse en duplicado, para permitir que mientras una columna ejecuta la operación de adsorción, la otra sea regenerada con HCl. El efluente de la desorción se reenvía al tanque de precipitación/coagulación/floculación para el tratamiento del concentrado. Para regular a cuál de las columnas se ha de dirigir el efluente procedente del primario minimizando el

número de bombas, se recomienda la instalación de una válvula de varias vías. El efluente eluido por la parte superior de las columnas puede ser enviado a vertido al ambiente.

23. Una vez la operación de desorción ácida se ha completado, se recomienda hacer circular por la columna una disolución alcalina diluida para permitir el restablecimiento de un pH superior a 6 en el lecho biosorbente antes de comenzar el siguiente ciclo de adsorción. El efluente de acondicionamiento alcalino del lecho de algas se ha de recircular al reactor primario.

24. La evaluación realizada en este proyecto corresponde a una evaluación de pre factibilidad a nivel de prototipo, utilizando los impactos sociales como beneficios directos del proyecto. La contaminación de las aguas elevan el costo de vida de la población y la probabilidad de enfermedades, y por ende los posibles beneficios asociados a la implementación de un proyecto de esta envergadura son de gran importancia ya que mejoran la calidad de vida de las personas.

25. Los resultados obtenidos muestran la importancia de incentivar este tipo de proyectos a nivel gubernamental, ya que, al no haber ingresos directos para un privado no se encuentra una razón para ejecutarlos.

7. Bibliografía

(ATSDR) Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007. Toxicological profile for arsenic. Draft for Public Comment. Atlanta: US Department of Health and Human Services. Available at URL: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.html>. Last accessed 1.14.08

(IARC) International Agency for Research on Cancer. 2004. IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans. Some Drinking Water Disinfectant and Contaminants, Including Arsenic. Vol. 84. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer.

(NRC) National Research Council. 2000. Arsenic in Drinking Water. Washington, DC: National Academy Press.

Asensi AO, Küpper FC (2012) Seasonal periodicity and reproduction of brown algae (Phaeophyceae) at Puerto Deseado (Patagonia). *Bot Mar* 55:217–228. doi: 10.1515/bot-2012-0002

Astudillo, F. (2008). "Análisis y propuesta de acción de la problemática ambiental en la Bahía de Chañaral." Departamento de Metalurgia. Copiapó. Universidad de Atacama, Facultad de Ingeniería.

Cáceres, D. (2012). "Contaminación por relaves en la zona costera de Chañaral: Efectos en la salud ambiental infantil: Un estudio de Caso." Congreso Latino Americano de Prevención de Riesgo y Medio Ambiente. 7-9 Mayo 2012. Santiago, Chile.

Castilla, J. C. & Nealler, E. (1978). "Marine Environmental Impact due to Mining Activities of El Salvador Copper Mine, Chile." *9*(3): 67-70.

Chandia NP, Matsuhiro B, Ortiz JS, Mansilla A (2005) Carbohydrates from the sequential extraction of *Lessonia vadosa* (Phaeophyta). *J Chil Chem Soc* 50:501 – 504.

Chen CJ, Hsueh YM, Lai MS, et. al., 1995. Increased prevalence of hypertension and long-term arsenic exposure. *Hypertension*. 25:53-60.

Correa JA, Lagos NA, Medina MH, et al (2006) Experimental transplants of the large kelp *Lessonia nigrescens* (Phaeophyceae) in high-energy wave exposed rocky intertidal habitats of northern Chile: Experimental, restoration and management applications. *J Exp Mar Bio Ecol* 335:13–18. doi: 10.1016/j.jembe.2006.02.010

Davison IR, Reed RH (1985) The physiological significance of mannitol accumulation in brown algae: the role of mannitol as a compatible cytoplasmic solute. *Phycologia* 24:449–457.

Dold, B. (2006). "Element flows associated with marine shore mine tailings deposits." *Environ Sci Technol.* 40(3): 752-758.

Edding ME, Tala FB (2003) Development of techniques for the cultivation of *Lessonia trabeculata* Villouta et Santelices (Phaeophyceae: Laminariales) in Chile. *Aquac Res* 34:507–515. doi: 10.1046/j.1365-2109.2003.00827.x

Emsley, J. (2003). *Nature's Building Blocks*. New York: Oxford University Press.

Engel RR, Hopenhayn-Rich C, Receveur O, et al., 1994. Vascular effects of chronic arsenic exposure: a review. *Epidemiol Rev.* 16:184-209.

Enquist-Newman M, Faust AME, Bravo DD, et al (2014) Efficient ethanol production from brown macroalgae sugars by a synthetic yeast platform. *Nature* 505:239–43. doi: 10.1038/nature12771

FAO. (Junio de 2015). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Obtenido de Fisheries and Aquaculture Department: <http://www.fao.org/fishery/topic/14815/en>

Faugeron S, Martínez E, Correa J, Billot C (2005) Long-term copper mine waste disposal in northern Chile associated with gene flow disruption of the intertidal kelp *Lessonia nigrescens*. *Mar Ecol Prog Ser* 288:129–140. doi: 10.3354/meps288129

Gómez I, Wiencke C (1998) Seasonal changes in C, N and major organic compounds and their significance to morpho-functional processes in the endemic Antarctic brown alga *Ascoseira mirabilis*. *Polar Biol* 19:115–124. doi: 10.1007/s003000050222

González A, Beltrán J, Hiriart-Bertrand L, et al (2012) Identification of Cryptic Species in the *Lessonia Nigrescens* Complex (Phaeophyceae, Laminariales) 1. *J Phycol* 48:1153–1165. doi: 10.1111/j.1529-8817.2012.01200.x

Guiry MD, Guiry GM (2015) *AlgaeBase*. In: *World-wide Electron. Publ. Natl. Univ. Ireland, Galway*. <http://www.algaebase.org>. Accessed 11 Jun 2015

Hoffmann AJ, Santelices B (1997) *Marine Flora of Central Chile*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago

Martin P, Zuccarello GC (2012) Molecular phylogeny and timing of radiation in *Lessonia* (Phaeophyceae, Laminariales). *Phycol Res* 60:276–287. doi: 10.1111/j.1440-1835.2012.00658.x

Matsuhiro B, Zambrano DM (1990) Carbohydrate constituents of *Lessonia trabeculata*. 183–185.

Merck Manual. (Marzo de 2015). Merck Manual Professional Version. Obtenido de <https://www.merckmanuals.com/professional/nutritional-disorders/mineral-deficiency-and-toxicity/copper-deficiency-and-toxicity>

MIDEPLAN. (2014). Preparación y Evaluación Social de Proyectos. MIDEPLAN.

Murúa P, Westermeier R, Patiño DJ, Müller DG (2013) Culture studies on early development of *Lessonia trabeculata* (Phaeophyceae, Laminariales): Seasonality and acclimation to light and temperature. *Phycol Res* 61:145–153. doi: 10.1111/pre.12013

Ojeda FP, Santelices B (1984) Ecological dominance of *Lessonia nigrescens* (Phaeophyta) in central Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 19:83–91. doi: 10.3354/meps019083

Reed RH, Davison IR, Chudek JA, Foster R (1985) The osmotic role of mannitol in the Phaeophyta: an appraisal. *Phycologia* 24:35–47.

Roco Arriagada, A. M., Quiñones Sepúlveda, L., Acevedo Castillo, C. A., & Zgmutt, O. (2013). Situación del cáncer en Chile 2000 – 2010. Obtenido de <http://www.repositorio.uchile.cl/handle/2250/129061>

Rodríguez D, Oróstica MH, Vásquez J a. (2013) Coalescence in wild organisms of the intertidal population of *Lessonia berteriana* in northern Chile: management and sustainability effects. *J Appl Phycol* 26:1115–1122. doi: 10.1007/s10811-013-0121-5

Rosenman K. 2007. Occupational Heart Disease. In : Rom W and Markowitz S eds. *Environmental and Occupational Medicine*, 4th ed. Lippincott Williams & Wilkins, page 688.

Santelices B, Castilla JC, Cancino J, Schmiede P (1980) Comparative Ecology of *Lessonia nigrescens* and *Durvillaea antarctica* (Phaeophyta) on Central Chile. *Mar Biol* 132:119–132.

Santelices B, Ojeda FP (1984) Recruitment, growth and survival of *Lessonia nigrescens* (Phaeophyta) at various tidal levels in exposed habitats of Central Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 19:73–82. doi: 10.1007/s00227-006-0301-9

Searles RB (1978) The genus *Lessonia* Bory (Phaeophyta, Laminariales) in Southern Chile and Argentina. *Br Phycol J* 13:361–381. doi: 10.1080/00071617800650421

Sernapesca (2015) Anuario estadístico de Pesca 2013. www.sernapesca.cl.

Simeonova PP, Luster MI. 2004. Arsenic and atherosclerosis. *Toxicol Appl Pharmacol.* 198:444-449.

Tellier F, Tapia J, Faugeron S, et al (2011) the *Lessonia nigrescens* Species Complex (Laminariales, Phaeophyceae) Shows Strict Parapatry and Complete Reproductive Isolation in a Secondary Contact Zone1. *J Phycol* 47:894–903. doi: 10.1111/j.1529-8817.2011.01019.x

Vásquez J a., Piaget N, Vega JMA (2012) The *Lessonia nigrescens* fishery in northern Chile: “how you harvest is more important than how much you harvest.” *J Appl Phycol* 24:417–426. doi: 10.1007/s10811-012-9794-4

Vásquez JA, Santelices B (1990) Ecological effects of harvesting *Lessonia* (Laminariales, Phaeophyta) in central Chile. *Hydrobiologia* 204/205:41–47.

Vega JMA, Broitman BR, Vásquez J a. (2014) Monitoring the sustainability of *Lessonia nigrescens* (Laminariales, Phaeophyceae) in northern Chile under strong harvest pressure. *J Appl Phycol* 26:791–801. doi: 10.1007/s10811-013-0167-4

Villouta E, Santelices B (1986) *Lessonia trabeculata* sp. nov. (Laminariales, Phaeophyta), a new kelp from Chile. *Phycologia* 25:81–86.

Westermeier R (1980) The marine seaweed of Chile's tenth region (Valdivia, Osorno, Llanquihue and Chiloe). In: Levring T (ed) *Proceedings of the 10th International Seaweed Symposium*. Walter de Gruyter and Co., Berlin, pp 215 – 220

Westermeier R (1982) Zonierung, Biomases, Energiegehalt und Schwermetallakkumulation Marinen Algas aus Chile, Helgoland und Spanien. 160 pp. Inaugural Dissertation.

Westermeier R, Müller DG, et al (1994) Population Biology of *Durvillaea Antarctica* and *Lessonia nigrescens* (Phaeophyta) on the Rocky Shores of Southern Chile. *Mar Ecol Ser* 110:187–194. doi: 10.3354/meps110187

Westermeier R, Patiño D, Piel MI, et al (2006) A new approach to kelp mariculture in Chile: Production of free-floating sporophyte seedlings from gametophyte cultures of *Lessonia trabeculata* and *Macrocystis pyrifera*. *Aquac Res* 37:164–171. doi: 10.1111/j.1365-2109.2005.01414.x

Westermeier R, Sotomayor A, Blanc J, et al (2011) Informe final: Perfil del Recurso *Lessonia trabeculata* como especie candidata para el Programa de diversificación acuícola 09 PDAC-6896. Puerto Montt

Westermeier R, Murúa P, Patiño DJ, et al (2012a) Variations of chemical composition and energy content in natural and genetically defined cultivars of *Macrocystis* from Chile. *J Appl Phycol* 24:1191–1201. doi: 10.1007/s10811-011-9752-6

Westermeier R, Patiño DJ, Murúa P, et al (2012b) Manual de repoblamiento de *Macrocystis integrifolia* en la Región de Atacama. Universidad Austral de Chile, Puerto Montt

Westermeier R, Patiño DJ, Murúa P, et al (2013) Uso de algas pardas de cultivo para la biorremediación del ambiente costero en la Bahía de Chañaral. Copiapó

Westermeier R, Murúa P, Patiño DJ, et al (2014) Giant kelp (*Macrocystis*) fishery in Atacama (Northern Chile): biological basis for management of the *integrifolia* morph. *J Appl Phycol* 26:1071–1079. doi: 10.1007/s10811-013-0176-3

Anexos

Anexo 1

Jornada de reconocimiento del río salado

Cronograma de viaje:

14 de enero de 2014: recorrido desde la desembocadura hasta Potrerillos y Salar Pedernales

15 de enero de 2014: segunda revisión de puntos específicos, en El Salado y Yanta

16 de enero de 2014: reuniones con funcionarios públicos en Copiapó.

Puntos de observación:

- Chañaral
- Desembocadura del Río Salado (26°16,502'S 70°39,641'W)
- Identificación de punto de muestreo en **Desembocadura** (26°16,502'S 70°39.641'W). Se toma muestra de agua y se realizan mediciones para determinar el caudal
- Caminata en tramo del Río Salado antes de llegar a Diego de Almagro (26°16,508'S 70°39,621'W)
- Diego de Almagro
- Puente sobre el Río Salado en Diego de Almagro (26°19,586'S 69°47,759'W)
- Caminata en puntos del Río Salado entre Diego de Almagro y Llanta (26°19,985'S 69°46,785'W y 26°21,350'S 69°42,346'W)
- Sector El Jardín, vivienda de don Salomón Jerónimo (26°23,938'S 69°32,961'W)
- **Potrerillos** 26°25,912'S 69°29,473'W, a 2.780 mts app. Se toman muestras de agua.
- Posible punto de confluencia de aguas de la quebrada con aguas provenientes de Potrerillos (26°24,694'S 69°30,182'W y 26°24,706'S 69°30,199'W)
- **Salar Pedernales**, identificando un punto en (26°18,640'S 69°14,609'W) a 3.560 metros de altura. Se toma muestra de agua
- Identificación de punto bajo puente en **El Salado**, camino a Manto Verde (26°25,322'S 70°19,515'W). Se toma muestra de agua

- Identificación de punto en **Llanta** (26°19,777S 69°48,791'W), al costado de ruinas abandonadas de una planta de recuperación de metales (también llamada "lavaderos"). Se toma muestra de agua

Reuniones / entrevistas sostenidas

- Reunión en Diego de Almagro con el ex concejal Héctor Zamora, la concejala Cecilia Díaz y Yasna Jerónimo
- Reunión en el sector El Jardín conversamos con el señor Salomón Jerónimo.
- Reunión en Dirección General de Aguas con profesionales del área de hidrografía Víctor González y Luis Carrillo.
- Reunión en Ministerio de Medio Ambiente, seremi de Atacama, con encargado de conservación y protección de recursos hídricos Álvaro Parra.

Descripción general

Primer Día:

Llegamos a Chañaral a eso de las 10 am. Recorrimos la bahía, en la que antes desembocaba el río; observamos sus consecuencias y vimos los avances de un proyecto para controlar la dispersión de arenas contaminadas utilizando plantas resistentes a la aridez. Pronto tomamos el camino a Pan de Azúcar. El río fue canalizado y desde el año 1990 (app.) desemboca algunos kilómetros al norte. A ambos lados del camino es evidente el paso de relaves de cobre, por el color verdoso de las arenas. (Se dice que así eran las arenas de Chañaral antes de que se desviara el río).

Identificamos la desembocadura (26°16,502'S 70°39,641W), y unos 400 metros más arriba (26°16,502'S 70°39.641'W) realizamos el primer muestreo. Xavier determinó el volumen que pasa por tiempo, en un tramo de canal relativamente tranquilo, justo antes de la presencia de cascadas con mayor pendiente que anteceden la desembocadura. El tramo de canal medía 6 metros de largo por 1,53 de ancho. La profundidad en un perfil era de 11 cms y de 9 en el otro. En las mediciones intermedias variaba entre 13 y 16 cms. Hicimos pruebas de velocidad superficial: una pelotita demoraba entre 7,6 y 8,9 segundos en recorrer los 6 metros (excepto en una prueba pegada al perfil norte: 12,1 segundos). Las muestras de agua tomadas por Xavier permitirán realizar un análisis preliminar: pH, conductividad, presencia de hierro, etc.

Al mediodía cogemos el camino que va desde Chañaral hacia el interior. Perdemos de vista el río durante un tramo, pero después de una media hora de viaje está a nuestra derecha, al sur de la ruta, a pocos metros de distancia. El río es muy estrecho y cada cierta distancia hay montículos verdes que testimonian que alguna vez alguien hizo algún esfuerzo por recuperar el mineral desperdiciado, cobre que pudo convertirse en dinero pero que terminó siendo una deuda ambiental.

Antes de llegar a Diego de Almagro recorreremos un tramo de río, en el sector de Planta San Bernardo y frente a Planta de Enami. Comenzamos la caminata en el punto 26°16,508'S 70°39,621'W. No se detecta vertimiento de residuos líquidos industriales (RILes) al río. No obstante, nos queda como duda si este tipo de actividad minera genera RILes y si existirá un catastro de empresas que viertan residuos líquidos al río.

En Diego de Almagro sostenemos una reunión con el ex concejal Héctor Zamora, la concejala Cecilia Díaz y Yasna Jerónimo, proveniente de una comunidad coya de Potrerillos. Nos recomiendan conocer la situación del Río en los sectores cercanos a Potrerillos, donde la fundición y varios proyectos mineros estarían contaminando el río.

Observamos el río en Diego de Almagro, en punto 26°19,586'S 69°47,759'W, donde pueden observarse a simple vista los residuos sólidos domiciliarios arrojados al río. Desde este punto y hacia la cordillera ya se detecta evidencia de sal en lecho y borde de río.

Camino a Potrerillos observamos una planta minera en 26°19,985'S 69°46,785'W. Más adelante un humedal llama nuestra atención, en el punto 26°21,350'S 69°42,346'W, por ser el único sector que presenta un significativo crecimiento de plantas y que contrasta con la acumulación de sal en el río. Frente al humedal se encuentra la planta de tratamiento de agua potable por osmosis inversa.

En el sector, El Jardín, conversamos con el señor Salomón Jerónimo en el punto 26°23,938'S 69°32,961'W, quien nos muestra el tramo de Quebrada Salado frente a su casa: un arroyo estrecho y menos salino, con cierto tipo de pasto alrededor, y contaminado por emisiones de la Fundición (antes permanentes, ahora ocasional). Comenta que la quebrada reúne aguas de diversas vertientes, incluyendo la que sale de Potrerillos. Si bien se desconoce el destino final de estas fuentes de aguas, no es posible descartar ni afirmar, que sean un aporte al Río Salado

Viajamos hasta Potrerillos 26°25,912'S 69°29,473'W, a 2.780 mts app.

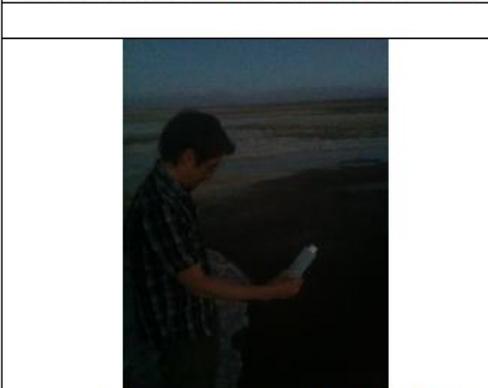
Identificamos un punto de confluencia de aguas en la quebrada, con aguas que posiblemente provenientes de Potrerillos. Se tomaron muestras de agua en los puntos Cascada: 26°24,694'S

69°30,182'W (significativo caudal que emerge desde una quebrada), y 26°24,706'S 69°30,199'W para (supuestamente) agua proveniente de Potrerillos, donde se aprecia un bajo caudal que emerge desde ductos.

Con algunas dificultades por falta de información, logramos llegar al salar Pedernales, tomando un desvío en 26°20,551'S 69°14,990'W. La muestra fue hecha en una pequeña laguna, en el punto 26°18,640'S 69°14,609W, a 3.560 metros de altura.

Segundo Día

Nos detuvimos en poblado de El Salado, donde observamos la presencia de lodos (que aparenta ser de origen domiciliario) de composición desconocida en todo lo ancho del cauce y por lo menos la extensión que alcanza la vista desde el puente sobre el cual pasa por el camino a "Mano Verde". El muestreo se hace en este punto 26°25,322'S 70°19,515'W, bajo dicho puente. En Llanta, unos 500 metros aguas arriba, se toma una muestra en el punto 26°19,777S 69°48,791'W.

	
<p>Desembocadura de río Salado</p>	<p>Medición de caudal cerca de desembocadura</p>
	
<p>Conversación con don Héctor Zamora en Diego de Almagro</p>	<p>Constatación de presencia de residuos domiciliarios en río El Salado, en Diego de Almagro</p>
	
<p>Quebrada El Salado en sector El Jardín; conversación con don Salomón Jerónimo</p>	<p>Observación de aguas provenientes de Potrerillos</p>
	
<p>Observación de aguas del Salar Pedernales (de noche)</p>	<p>Observación de agua en El Salado</p>

	
<p>Vegetación frente a planta de osmosis inversa de Aguas Chañar</p>	<p>Salinidad del río, a la altura de la planta de osmosis inversa de Aguas Chañar</p>
	
<p>Estado de la cuenca en El Salado</p>	<p>Planta de recuperación de minerales, abandonada, en Llanta</p>
	
<p>Observación de las aguas en Yanta</p>	

Tercer Día: Entrevistas en Copiapó

Dirección General de Aguas: profesionales del área de hidrografía Víctor González y Luis Carrillo. Tema: estudios y monitoreos en el río Salado. Resultado: constatación de ausencia de estudios y monitoreos. Se expone que las aguas del sector de agua dulce son de las comunidades que ya viven allí. También, que el canal pampa austral, que lleva los aportes de Codelco, empalma con el río salado al norte de Diego de Almagro, no obstante, no fue localizado por el equipo. Recomiendan contactar profesionales de glaciología (para solicitar datos históricos de monitoreo de calidad de agua) y de fiscalización (Jimmy

Pizarro) para constatar situación de vertido, acorde las RCA. Indican que existen cuatro estaciones de caudal aguas pero arriba de salar Pedernales. También se informa que la DGA tiene una encargada de conservación y protección de recurso hídrico, Mónica Musalem.

Ministerio de Medio Ambiente, seremi atacama: reunión con encargado de conservación y protección de recursos hídricos, Álvaro Parra. Informa sobre la existencia de emisores de riles al río Salado, principalmente, AguasChañar y Codelco (Pampa Austral de El Salvador, y Potrerillos). Sugiere una identificación de emisores en SEIA. También recomienda buscar en SEIA las caracterizaciones de las aguas entregadas por las empresas que presentan proyectos, principalmente mineras. También recomienda acceder a la información de los distintos puntos de control que Codelco tiene en la cuenca. Hay un informe de DGA de calidad de agua, reciente. Hay un estudio de la Universidad de Chile (probablemente financiado por Fondecyt o Fondef) sobre impacto en la salud humana de la calidad de aire en la zona. Ha oído comentarios sobre problemas de calidad de agua potable en Diego de Almagro (arsénico) (no le consta). Hay un estudio integrado de cuencas altiplánicas realizado por Dictuc el 2010, que en su parte 10 contiene información hidroquímica. Recomienda buscar en SEIA caracterización de proyecto Santo Domingo, mina de cobre a rajo abierto de gran extensión a 6 km de Diego de Almagro.

Existe estudio finalizado por FIC Regional Atacama a la Universidad Austral de Chile sobre repoblamiento de algas y se relacionan estos resultados a las características físico- químico y de metales pesados en estos ambientes.

Anexo 2

PROCEDIMIENTO IMPLEMENTACION TEST DE JARRA, ETAPA 1: Definición de relación óptima de coagulante-floculante (Volumen: 500 ml de muestra)

A continuación se detalla el procedimiento utilizado en los ensayos de precipitación y sedimentación mediante test de Jarra:

1. Se agitó la muestra vigorosamente el contenedor de la muestra (25L), mediante movimiento continuo veinte veces, para homogenizar la muestra en su interior.
2. Se extrajo una muestra de 2.5 L, la que se depositó en cinco vasos precipitados de 500 ml, cuatro tratamientos con diferentes relaciones de coagulante:floculante (R1, R2, R3 y R4) y un control (R0).
3. Se inició la agitación del contenido de los vasos por al menos cinco minutos a 200 RPM.
4. Se extrajo la muestra inicial (T_i) desde los cinco vasos precipitados. La muestra se extrajo del sobre nadante del vaso, a una profundidad no mayor a los 0.5 cm.
5. Se añadió la cantidad necesaria de coagulante para cada tratamiento y se esperó por dos minutos, manteniendo agitación durante este periodo a 100 RPM.
6. Se añadió el floculante necesario para cada tratamiento y se esperó 5 minutos, la agitación durante este periodo de tiempo fue a una velocidad de 100 RPM.
7. Previó a la detención del equipo de agitación se extrajo la muestra T_0 .
8. Se detuvo la agitación y se procedió a extraer muestras desde los cuatro tratamientos y el control a los 5, 15, 30, 60, 90 y 120 minutos.
9. Se describió y registró la presencia de flóculos en las distintas relaciones y tamaño de éstos.



Imagen de T0, tras adición de coagulante/floculante y previo detención de agitación



Imagen T5 tras detener la agitación en el equipo del test de Jarra.



Imagen final del proceso de sedimentación y producción de lodos según el método normalizado de medida en conos Imhoff.

Anexo 3

PROCEDIMIENTO IMPLEMENTACION TEST JARRA, ETAPA 2: ensayos utilizando relación óptima de coagulante y floculante (Volumen: 1000 ml de muestra)

OBJETIVO: Evaluar la cinética y eficiencia de reducción de turbidez en las disoluciones utilizando relaciones óptimas de coagulante: floculante, obtenidas en la ETAPA 1, sobre las muestras M2 (Llanta) y M4 (desembocadura)

Óptimo en M2 (Llanta): TJ4-R3, 20 mg/l de FeSO₄ y 0.5mg/l de Floco-tac (poliacrilamida)

Óptimo en M4 (desembocadura): TJ2-R4, 20 mg/l de PCA y 1 mg/l de Floco-tac (poliacrilamida)

1. Agitar la muestra vigorosamente, mediante movimiento continuo de inversión 20 veces, para homogenizar la muestra en su interior.
2. Asegurada la homogenización, repartir la muestra en los cinco vasos precipitado de 1000 mL, cuatro tratamientos, más un control.
3. Coloque los envases en el floculador y agite de la muestra por 5 minutos a 200 RPM, para resuspender y/o romper los flóculos (necesario en casos de muestras con alta turbidez)
4. Tome la muestra Ti (control, 20 ml) a una profundidad no mayor a los 0,5 cm desde la superficie.
5. Adicionar el volumen necesario del coagulante, PCA (COTA-FLOC) o FeSO₄ acorde óptimo por punto de muestreo, para alcanzar una concentración final de 20 mg/l, manteniendo en agitación a 200 por 2 min.
6. Reducir la agitación a 100 RPM y adicionar el volumen necesario del floculante (flocotac 2012), para obtener un concentración final de 0.5 y 1.0 mg/l, manteniendo la agitación por 5 min (Cortar punta de la micropipeta).
7. Extraer la muestra inicial (T₀) desde el tratamiento y control y detener la agitación.
8. Detener la agitación y extraer muestras desde el tratamiento y control, a los 2, 5, 10, 15, 20 minutos, para las mediciones de turbidez (guardar contramuestras para otras mediciones: conductividad y color).

9. Verter el contenido en conos de sedimentación Imhoff para registrar el volumen de lodos producidos (y tamaño de estos o la velocidad de decantación, en caso de ser posible. Registre notas del proceso que estime de importancia).

Para el test de jarra, se deberán preparar las siguientes soluciones:

- FeSO₄ (coagulante): disolver 1 g/l de agua desionizada.
- Cota-Floc (polímero coagulante, PCA): disolver 1 g/l de agua desionizada. Adicionar 20 ml para obtener una concentración de 20 mg/l, en 1000 ml de muestra.
- Flocotac 2012 (Floculante aniónico, Poliacrilamida): disolver 5 g/l (o 0.5%). Puede ser concentrado hasta 10%). Adicionar 100 y 200 µl en 1000 ml de muestras, para obtener una concentración de 0.5 y 1 mg/l. (El fabricante recomienda agitar lento (60 rpm) durante 10 minutos y dejar decantar 10 min, filtrar y determinar turbidez y color).