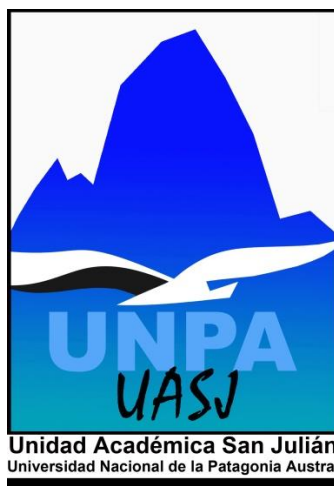


“DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE PUERTO SAN JULIÁN Y SU ENTORNO NATURAL”



***Instituto de Ciencias del Ambiente, Sustentabilidad y Recursos
Naturales (ICASUR)***

Unidad Académica San Julián

UNPA

Informe Final

Junio de 2019

Dirección

Dr. Juan Pablo Martin

Calidad de Aguas

Mg. Carla Moscardi

Contaminación en Sedimentos

Dra. Blanca Pereyra Ginestar

Lic. Viviana Scavuzzo

Comunidades Biológicas Costeras

Dr. Juan Pablo Martin

Mg. Alicia Sar

Lic. Santiago Torres

Aspectos Socio-económicos

Dr. Larry Andrade

Colaboraron

Lic. Natalia Collm

Téc. Silvana Storniolo

Dr. Juan Carlos Encinas

Apoyo Técnico SIG y Mapas

Lic. Viviana Scavuzzo

Lic. Santiago Torres

Lic. Pablo Moscoso

INDICE

RESUMEN EJECUTIVO.....	1
Agradecimientos.....	3

1. INTRODUCCIÓN

Antecedentes y Justificación.....	4
Objetivos del proyecto.....	6
Área de estudio.....	9
Sitios de muestreo.....	11
Bibliografía.....	15

2. CALIDAD DEL AGUA DE LA BAHÍA

Introducción.....	18
Sitios de muestreo.....	18
Parámetros fisicoquímicos.....	21
Microbiología.....	29
Hidrocarburos totales.....	35
Metales pesados, metaloides y elementos traza.....	37
Conclusiones.....	39
Bibliografía.....	40

3. SEDIMENTOS COSTEROS

Introducción.....	42
Marco teórico y conceptual.....	43
Metodología de trabajo.....	45
Interpretación y discusión de los resultados.....	51
<i>Caracterización granulométrica.....</i>	<i>51</i>
<i>Concentración total de metales pesados.....</i>	<i>55</i>
<i>Biodisponibilidad de metales pesados en sedimentos.....</i>	<i>61</i>

Conclusiones.....	62
Bibliografía.....	63

4. COMUNIDADES BIOLÓGICAS COSTERAS DE LA BAHÍA

4.1 LA MARISMA.....	66
Introducción.....	66
Metodología de trabajo.....	68
Resultados.....	71
Conclusiones.....	78
Bibliografía.....	79
4.2 LA COMUNIDAD DE BANCOS DE MEJILLONES.....	81
Introducción.....	81
Metodología de trabajo.....	82
Resultados.....	87
Conclusiones.....	91
Bibliografía.....	94
4.3 LA COMUNIDAD BENTONICA INFAUNAL DE LA PLANICIE DE MAREA.....	97
Introducción.....	97
Metodología de trabajo.....	99
Resultados.....	103
Conclusiones.....	117
Bibliografía.....	118
4.4 LA COMUNIDAD INFAUNAL DE LA PLANICIE DE MAREA COMO BIOINDICADOR DE IMPACTO ANTRÓPICO EN LA BAHÍA.....	121
Introducción.....	121
Metodología de trabajo.....	123
Resultados.....	126
Conclusiones.....	137
Bibliografía.....	138

5. ESTRUCTURA SOCIO-ECONÓMICA, DEMOGRÁFICA, OCUPACIONAL Y PROBLEMÁTICAS AMBIENTALES RELEVANTES EN PUERTO SAN JULIÁN

Introducción y Metodología de trabajo.....	141
Resultados.....	142
Conclusiones.....	164
Bibliografía.....	164

6. FUENTES DE IMPACTO AMBIENTAL..... 164

7. CONSIDERACIONES FINALES Y RECOMENDACIONES..... 188

ANEXO I: Informe Técnico: Selección de sitio para la localización del relleno sanitario de la localidad de puerto San Julián

ANEXO II: Plan de monitoreo ambiental de la Bahía San Julián

RESUMEN EJECUTIVO

Las actividades productivas, principalmente vinculadas a la minería y la pesca, se han incrementado notablemente en las últimas décadas en la provincia, lo que ha traído aparejado un mayor desarrollo para la región y un importante crecimiento demográfico. El aumento en la población y la expansión de la trama urbana de la localidad de Puerto San Julián en los últimos años, se traduce también en un aumento del impacto sobre el entorno natural, haciéndose necesario la toma de medidas para monitorear, mitigar y remediar sus efectos negativos sobre el ambiente.

En estudios diagnósticos previos, realizados ya hace más de 10 años, se visualizaron diversas problemáticas que repercuten directamente sobre la calidad ambiental de la localidad y de su entorno natural. Entre ellas, se destacó la vulnerabilidad ambiental resultante del inadecuado tratamiento de efluentes domiciliarios e industriales y el deficiente tratamiento de residuos sólidos. Pese al tiempo transcurrido, muchas de estas problemáticas no han sido resueltas, haciéndose necesario una puesta al día de la información que contemple el crecimiento poblacional de los últimos años para buscar las soluciones más adecuadas.

El presente informe contiene los resultados del análisis de distintos componentes ambientales de la localidad de Puerto San Julián y sus alrededores, con énfasis en la bahía homónima. Desde diferentes grupos de investigación pertenecientes al Instituto de Ciencias del Ambiente Sustentabilidad y Recursos Naturales (ICASUR) de la Unidad Académica San Julián – Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UASJ – UNPA), y como producto de aproximadamente 10 años de trabajo, se integran datos físicos, químicos, biológicos y socio-económicos en un mismo documento, se identifican los principales impactos ambientales y se arriba a conclusiones que se espera sean de utilidad para los tomadores de decisiones.

Como objetivo general del proyecto se planteó realizar un diagnóstico ambiental actualizado de la localidad y su entorno natural, que sirva para la toma de medidas tendientes a la remediación, mitigación, manejo y monitoreo de las problemáticas prioritarias. Para abordar estos objetivos, se realizó una actualización de la información

ambiental, reuniendo y sistematizando la información disponible y relevada por los grupos de investigación en los últimos años y sumando nuevos relevamientos en aquellos aspectos que presentaron información desactualizada o incompleta. Cabe destacar el trabajo interdisciplinario, desarrollado por un equipo de profesionales que integra las diferentes miradas y el enfoque sistémico del ambiente de Puerto San Julián.

El documento se organiza en diferentes secciones que incluyen la calidad del agua en diferentes sitios dentro y fuera de la bahía y la caracterización de los aportes por efluentes antrópicos a este ambiente; la calidad de los sedimentos costeros desde el punto de vista del contenido de contaminantes, como los metales pesados e hidrocarburos, y su caracterización granulométrica; la caracterización de las comunidades biológicas costeras como la marisma, los bancos de mejillón y la fauna de la planicie de marea, información que permite establecer una línea de base para futuras comparaciones como también conocer el efecto actual del vertido de efluentes en la bahía. A partir del relevamiento socioeconómico actualizado, se caracteriza la situación socio-económica, demográfica y ocupacional de la población, como así también la percepción que la comunidad de San Julián tiene de las problemáticas ambientales que aquejan a la localidad. Cada sección incluye una introducción, la metodología específica empleada, la expresión y análisis de los resultados y las conclusiones obtenidas para cada componente ambiental, que facilitará la comprensión de los lectores.

El informe incluye también una sección destinada a la descripción de las fuentes de impacto ambiental prioritarias detectadas en la localidad, que se ubican mayoritariamente en los márgenes de la zona urbanizada y en la costanera, y concluye con una sección de consideraciones finales y propuestas de acción en pos de la conservación ambiental y el desarrollo sustentable de la localidad y el área de influencia.

Agradecimientos

El presente proyecto se realizó con el financiamiento de la Fundación Agencia de Desarrollo de Puerto San Julián y con fondos de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral a través de subsidios otorgados a los diferentes proyectos de investigación y extensión.

1. INTRODUCCIÓN

Antecedentes y Justificación

El área costera patagónica ha sufrido un notable aumento en el desarrollo de sus actividades productivas durante las últimas décadas. Si bien, esto ha permitido aumentar el bienestar social y el crecimiento urbano e industrial en la región, también se ha convertido en una potencial amenaza para el entorno natural. Este desarrollo ha generado un incremento del impacto humano, principalmente sobre al ambiente costero, pudiendo destacarse como fuentes principales de alteraciones el impacto por residuos sólidos urbanos y el vertido de efluentes urbanos e industriales sin tratamiento previo o con un tratamiento deficiente.

La gestión integral de residuos sólidos urbanos es un sistema de manejo de los residuos que, basado en el desarrollo sostenible, tiene como objetivo primordial el mejoramiento de la salud de la población, comprendiendo también la preservación ambiental. El manejo de los residuos sólidos urbanos en la Patagonia, es en general de incumbencia municipal, sobre cuyos gobiernos recae la responsabilidad de su gestión. Esta se reduce principalmente a la realización de la recolección domiciliaria e higiene urbana y a la disposición final de los residuos. En muy pocos casos se practica formalmente la separación, la recuperación, el reciclado y el manejo de los residuos orgánicos biodegradables. Debido al incremento poblacional, la degradación de los espacios públicos, la desvalorización económica de los terrenos aledaños, los problemas sociales del mal manejo, los escasos controles ambientales y técnicos, su gestión constituye un problema creciente para la mayoría de los municipios patagónicos, especialmente en la provincia de Santa Cruz.

En la actualidad, la gestión de los residuos sólidos se ha centrado en la eliminación de los mismos fuera de la vista, ya sea en basurales dispuestos en forma inadecuada, a cielo abierto, rellenos sanitarios e incluyendo, en muchos casos, la incineración para minimizar los volúmenes a enterrar. Estas estrategias traen aparejadas graves impactos ambientales y sanitarios y no tienen en cuenta la necesidad de reducir el consumo de materias primas y de energía, planteando además serios riesgos para el ambiente y la salud de las personas. La contaminación por residuos sólidos urbanos,

particularmente plásticos, no sólo afecta los ambientes costeros sino también actividades de relevancia económica para la región, como es el turismo y la recreación.

El tratamiento de efluentes líquidos urbanos e industriales es otro de los desafíos de las ciudades patagónicas. En la mayoría de las localidades éste es deficiente o inexistente. La descarga de efluentes con exceso de materia orgánica y nutrientes al mar puede resultar en fenómenos de enriquecimiento orgánico y eutrofización de las zonas costeras, que generan cambios significativos en el hábitat y en el ecosistema.

En los países desarrollados, los efluentes industriales y cloacales reciben un tratamiento para disminuir su contenido de nutrientes y materia orgánica y para reducir el riesgo sanitario, y finalmente son descargados a una considerable distancia de la costa marina a través de sistemas de cañerías o emisarios submarinos. Sin embargo, estas prácticas son escasas en nuestra región, donde tampoco existe un conocimiento acabado del perjuicio que la descarga de efluentes sin tratar genera en el ambiente y la biota costera. Por esta razón, se hace necesario implementar proyectos que permitan monitorear los posibles impactos, a los efectos de sentar las bases científico-técnicas para un adecuado manejo de esta problemática.

Si bien existe una propuesta de ordenamiento territorial para San Julián realizada en 2006-2007 que contempla el impacto sobre el entorno natural, es necesario realizar una actualización de la información, a fin de atender y contemplar adecuadamente la problemática ambiental en función de las actuales dimensiones y requerimientos de la localidad. En el diagnóstico realizado en esos primeros estudios se visualizaron diversas problemáticas que repercuten directamente sobre la calidad ambiental de la localidad y de su entorno natural. Entre ellas, se destacó la vulnerabilidad ambiental resultante del inadecuado tratamiento de efluentes domiciliarios e industriales y el deficiente tratamiento de residuos sólidos. Muchas de estas problemáticas no han sido resueltas hasta la actualidad, haciéndose necesario una puesta al día de la información que contemple el crecimiento poblacional de los últimos años para buscar las soluciones más adecuadas. Por otra parte, en relevamientos socioeconómicos realizados en 2006 y 2009 (con la participación de UNPA-UASJ; Agencias de Desarrollo de PSJ y Municipalidad de PSJ) se detectaron problemáticas cuya situación debería ser actualizada, a los fines de proveer de información confiable a los tomadores de decisión en los diversos niveles de gestión.

Objetivos del proyecto

Actualmente, grandes áreas costeras del mundo están desapareciendo por diversas causas antrópicas (desarrollo urbano, industrial y agropecuario entre otros) mientras que otras se están fragmentando o bien están sujetas a diversas alteraciones ambientales. La bahía San Julián no escapa a esta realidad, y en este sentido, los objetivos del presente Proyecto están íntimamente relacionados con uno de los principales problemas ambientales de la actualidad, como es la alteración y pérdida de hábitats naturales.

Es posible asociar los problemas ambientales de la localidad con un déficit general en materia de saneamiento que repercute directamente sobre el entorno natural, en el que se encuentra particularmente afectada la bahía de San Julián. Es importante considerar que la bahía constituye un recurso natural de inestimable valor, que se utiliza con fines recreativos, de pesca artesanal y de turismo entre los más destacados, así como también un ambiente de gran importancia ecológica por la importante biodiversidad que alberga, haciéndose imprescindible contar con un plan de manejo de los impactos ambientales que la afectan.

Tomando en cuenta estas consideraciones se fijaron los siguientes objetivos generales y específicos:

Objetivos generales
Realizar un diagnóstico ambiental actualizado de la localidad de Puerto San Julián y su entorno natural, para la toma de medidas tendientes a la remediación, mitigación, manejo y monitoreo de las problemáticas ambientales prioritarias.

Objetivos específicos
<ul style="list-style-type: none">- Reunir y sistematizar la información ambiental relevada en los últimos años por los grupos de investigación del ICASUR-UASJ que vienen trabajando en la temática.- Obtener información actualizada de la situación ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural, con énfasis en calidad de aguas, sedimentos y biodiversidad de la

bahía.

- Identificar las falencias en la gestión e instalaciones destinadas al manejo de la contaminación y del impacto generado por la localidad con mayor impacto sobre la calidad ambiental.
- Proponer medidas para la remediación, mitigación, manejo y gestión de las problemáticas ambientales detectadas como prioritarias.
- Diseñar y planificar un plan de monitoreo de los principales problemáticas ambientales detectadas.

Para abordar los objetivos del proyecto se realizó una actualización de la información ambiental de Puerto San Julián y su entorno, reuniendo y sistematizando la información disponible y relevada por los grupos de investigación de la UASJ en los últimos años y sumando nuevos relevamientos en aquellos aspectos en que se contara con información desactualizada o incompleta.

Los diferentes grupos de investigación pertenecientes al ICASUR en la Unidad académica San Julián (UNPA) han desarrollado en los últimos años diferentes proyectos de investigación y de extensión tendientes a reunir información sobre el impacto antrópico en la zona costera y los alrededores de la localidad, entre los que se pueden mencionar:

- Caracterización de la línea de base ambiental con la aplicación de herramientas geomáticas SIG para el Departamento de Magallanes, Santa Cruz, Argentina.
- Alteraciones en comunidades bentónicas costeras sometidas a impacto antrópico en la Patagonia austral.
- Zonificación ambiental a partir de la distribución de la concentración metales pesados, hidrocarburos y aguas en la bahía San Julián, Dpto. Magallanes, Santa Cruz.

- Estudio de la situación ambiental a través de la medición de la calidad de agua y sedimentos de la Bahía San Julián y su zona de influencia, provincia de Santa Cruz.
- Caracterización de la línea de base ambiental y social para las actividades mineras y energéticas, región centro-este de la provincia de Santa Cruz.
- Variaciones espacio-temporales de asociaciones bentónicas intermareales de fondos blandos del sur de Santa Cruz, Patagonia austral.
- Clasificación de zonas de producción de moluscos bivalvos en la Bahía de San Julián, Santa Cruz, Argentina.
- Biología y ecología de macroinvertebrados bentónicos: su aplicación en índices de calidad ambiental para ecosistemas costeros y acuáticos continentales de la Patagonia austral.
- GIRSU en la Universidad. Empecemos por casa.

Con el fin de complementar los datos ambientales con datos demográficos actualizados de la localidad se articuló con el proyecto “Relevamiento socio-ocupacional y demográfico de Puerto San Julián” presentado ante la FADPSJ en 2016 y finalizado en 2018. Esto permitió actualizar información que resulta de suma importancia, atendiendo a la dinámica que ha adquirido la población residente en la ciudad como resultado del impacto combinado de la demanda (o expectativas) laborales asociadas a la actividad minera especialmente, pero también producto de la crisis del sector ganadero ovino extensivo.

La sistematización de toda la información disponible se utilizó para identificar con mayor claridad las principales problemáticas ambientales de la localidad, constituyendo una herramienta de gran valor para analizar, diagnosticar, evaluar, planificar y gestionar el área natural circundante, a la vez que respaldará la toma de decisiones orientadas a la planificación y gestión del territorio y la protección ambiental. La información relevada

y sistematizada fue volcada en un sistema de información geográfico (SIG) para confeccionar una herramienta de diagnóstico para los organismos gubernamentales de gestión y para la consulta por parte de otros usuarios, con fines educativos, científicos, gubernamentales.

Área de estudio

La localidad de Puerto San Julián se encuentra situada en el litoral atlántico en la zona centro de la provincia de Santa Cruz. Su casco urbano está ubicado en la margen oriental de la bahía San Julián, en los 49°17'00" de latitud sur y 67°42'25" de longitud oeste. Las actividades productivas, principalmente vinculadas a la minería y la pesca, se han incrementado notablemente en las últimas décadas en la provincia, lo que ha traído aparejado un mayor desarrollo para la región y un importante crecimiento demográfico. Este desarrollo ha generado también un aumento del impacto humano al ambiente natural. Puerto San Julián no es una excepción a esta realidad, observándose en la localidad un incremento de su población, vinculado principalmente a la actividad minera, del 20% entre 1991 y 2001 y del 29% entre 2001 y 2010, contando en la actualidad con alrededor de 15.000 habitantes. El aumento en la población y la expansión de la trama urbana en los últimos años, se traduce en un aumento del impacto sobre el entorno natural, haciéndose necesario la toma de medidas para monitorear, mitigar y remediar sus efectos negativos sobre el ambiente.

El entorno natural de Puerto San Julián incluye a la estepa de la meseta central de Santa Cruz y a la bahía San Julián, que integra diferentes áreas protegidas que incluyen a la bahía en sí misma y las islas Cormorán y Justicia, que se encuentran en su interior bajo un régimen de protección de uso limitado, y la Península de San Julián, declarada reserva provincial. La ciudad se encuentra prácticamente rodeada por el norte, el este y el sur por la bahía de San Julián. La escorrentía natural del terreno, con pendiente hacia la costa del mar, y la predominancia de los vientos provenientes de los sectores oeste y sudoeste, convierten a la bahía en el receptor principal de gran parte de los residuos generados por la localidad. A estos factores se suma la existencia del predio de disposición final de residuos sólidos urbanos, ubicado sobre la costa, y la presencia de la planta de tratamiento cloacal que vierte los efluentes en la playa de la bahía.

El área de estudio pertenece a la porción centro oriental de Santa Cruz, en el sector austral del Macizo del Deseado. Predomina principalmente la acción fluvial como

agente modelador del paisaje, además de los importantes efectos producto de la erosión eólica, remoción en masa o erosión marina (Panza et al., 1995). El área costera presenta una gran variedad de estructuras geomorfológicas, donde alternan acantilados abruptos, con 40 m de desnivel, playas baja formadas por cantos rodados, arena y fango, y barrancas de más de 10 m de altura. También se encuentran terrazas marinas y cordones litorales, que constituyen en ocasiones cabos, puntas y promontorios rocosos que se adentran en el mar, como es el caso de Cabo Curioso. Parte de la gran diversidad geomorfológica se encuentra relacionada con la dinámica de ingresiones y procesos de neotectonismo ocurridas durante el Pleistoceno. Como resultado de este proceso es posible observar una sucesión de cordones litorales y planicies de marea a lo largo de la franja costera (Cavallotto, 2007).

El clima de la región es semiárido. La temperatura media anual del aire es 9,3 °C, y las máximas y mínimas mensuales promedio son 15,0 °C en los meses de verano (diciembre, enero y febrero) y 3,4 °C en los meses de invierno (junio, julio y agosto). El régimen hídrico se caracteriza por la escasa magnitud de las precipitaciones que alcanzan un promedio anual de 220 mm. La velocidad media anual del viento es de 27,1km/h con máximas durante los meses de noviembre, diciembre y enero (31 a 32 km/h) y mínimas en mayo, junio y julio (22 a 24 km/h). Los vientos más frecuentes provienen del oeste y del sudoeste, con valores, en escala 0-1000 de 314 y 192 respectivamente. Las calmas, con frecuencia anual de 112, muestran una distribución definitivamente estacional, con valores máximos de 125 a 166 en el período abril-agosto y mínimos de 43 a 71 en noviembre-febrero (Servicio Meteorológico Nacional estación aeronáutica Puerto San Julián, Zaixso et al., 2008).

La bahía San Julián constituye una profunda entrada del mar de unos 20 km de largo y 8,8 km de ancho máximo, con una boca relativamente estrecha de aproximadamente 700 m de ancho. La bahía tiene una profundidad máxima de 35 m, e incluye un área terminal ancha poco profunda (saco). Recibe aguas frías de origen subantártico y otras con salinidad relativamente baja de la Corriente Costera Patagónica, una rama de la Corriente de Malvinas. La salinidad del agua dentro de la bahía es de entre 33 y 34 y la temperatura varía entre 5 °C (invierno) y 14 °C (verano). El régimen de mareas es de tipo macromareal semidiurno, con una amplitud máxima de 8,93 m y un promedio de 6,15 m (Falabella et al. 2009, Servicio de Hidrografía Naval 2010).

La mayor parte de la costa de la bahía se encuentra formada por una llanura areno-fangosa, constituida principalmente por fango (limo + arcilla) y arena fina, sobre la que

se desarrolla una red de canales de mareas que se comunica con el mar mediante un canal principal. Las fuertes corrientes de marea permiten la recirculación de nutrientes, movilizan gran cantidad de sedimento y modifican el contorno de las costas de la bahía.

Las marismas predominan en el intermareal superior de la bahía, mientras que las comunidades infaunales dominadas por pequeños bivalvos y poliquetos caracterizan a los niveles intermareales medios e inferiores de las playas fangosas. Algunos sectores de la costa, con mayores proporciones de grava, favorecen el desarrollo de bancos de mejillones intermareales (Zaixso et al. 2017; Martín *et al.* 2019a, 2019b, 2019c).

Sitios de muestreo

La información ambiental brindada en el presente informe proviene de relevamientos realizados en diferentes sitios que se vienen estudiando desde el año 2007 a través de distintos proyectos de Investigación y de Extensión de la de la Unidad Académica San Julián de la UNPA. Estos proyectos estuvieron relacionados con diferentes aspectos ambientales de Puerto San Julián y su entorno natural, con especial énfasis en la bahía, por considerarse el principal receptor de los impactos ambientales originados en la localidad.

A su vez, el proyecto “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural” ha permitido incorporar nuevos sitios de estudio, ampliándose a un total de 30 las estaciones de muestreo, que incluyeron sitios ubicados en la costa interior de la Bahía San Julián, tanto en la costa de la localidad como en la costa interna de la Península San Julián; el Saco de la bahía y los arroyos que desembocan en él; la Laguna seca y distintos sitios que constituyen posibles fuentes de impacto, como la playa donde vierte sus efluentes la planta de tratamiento cloacal y La Cascada. Se incluyeron también sitios control ubicados en mar abierto fuera de la bahía, que permiten comparar la situación ambiental en el interior de la bahía con las condiciones ambientales en mar abierto (Tabla 1) (Figs. 1 y 2).

Tabla 1: Estaciones de muestreo y sitios de estudio considerados en este informe.

Estación	Nombre del Sitio
1	Playa La Mina
2	Punta Peña
3	Paso de la Isla Cormorán
4	Playa del Efluente Planta de tratamiento cloacal-Marea baja
5	Playa del Efluente Planta de tratamiento cloacal-Marea alta
6	Punta Caldera – Muelle nuevo
7	Club Náutico
8	Cascada - agua de mar
9	Saco de la bahía
10	Intermareal fangoso a 500 m del efluente
11	Intermareal fangoso a 900 m del efluente
12	Frente al Hospital
13	Canal secundario
14	Tumba Scholl
15	Banco Justicia
16	Isla Cormorán
17	Punta Guijarro
18	Caldera baja
19	Canal Roca
20	Descarga de la Planta de tratamiento cloacal
21	Rincón – Península San Julián
22	Frente al Pueblo - Península San Julián
23	Playa Los Instalados
24	Efluente Cascada /Alberdi
25	Canal marea Cascada
26	Cañadón de La Compañía
27	Arroyo Paraguay
28	Arroyo Sam
29	Laguna Seca
30	Banco Inglés

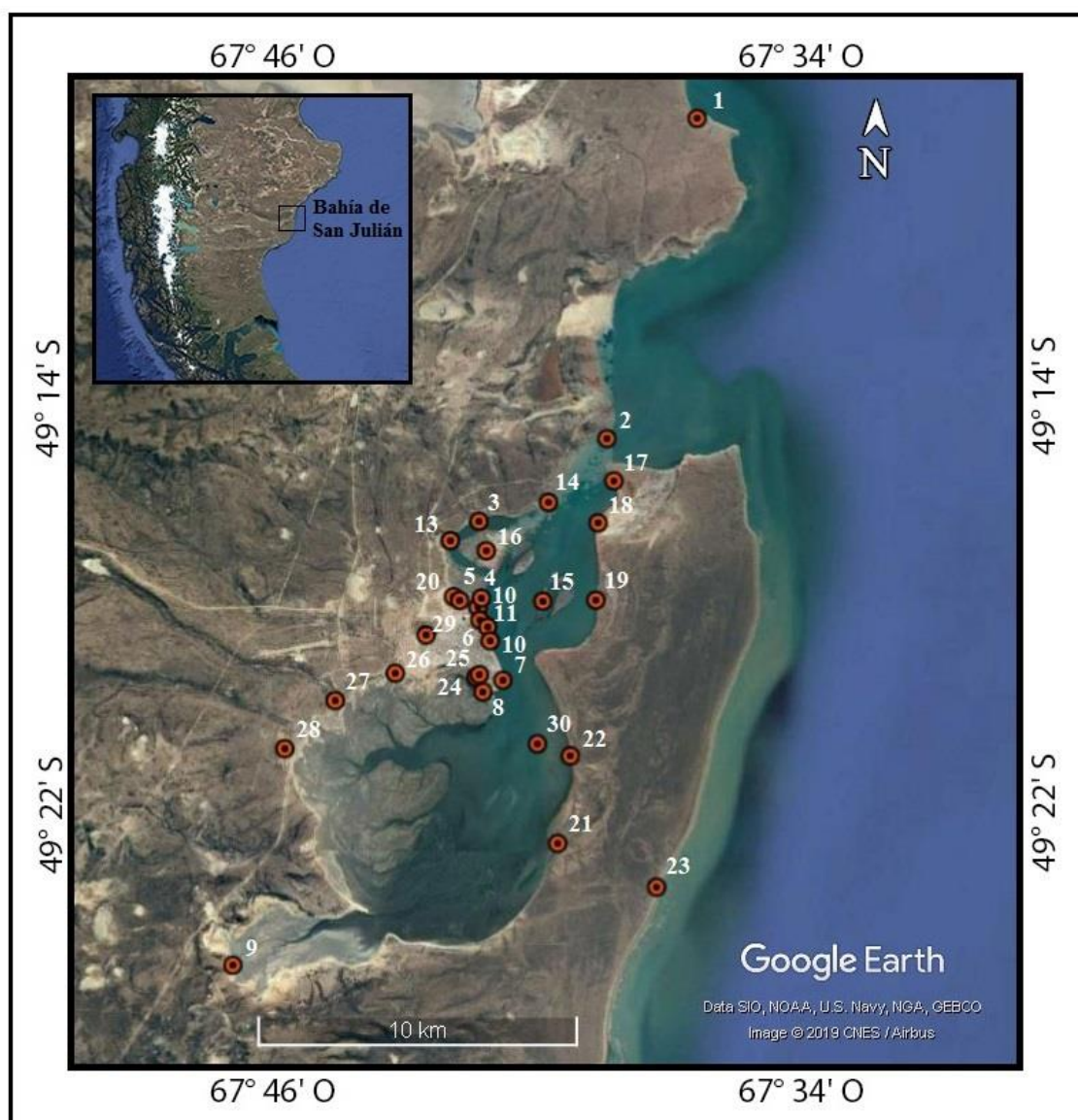


Fig. 1. Ubicación de las estaciones de muestreo considerados en este informe.

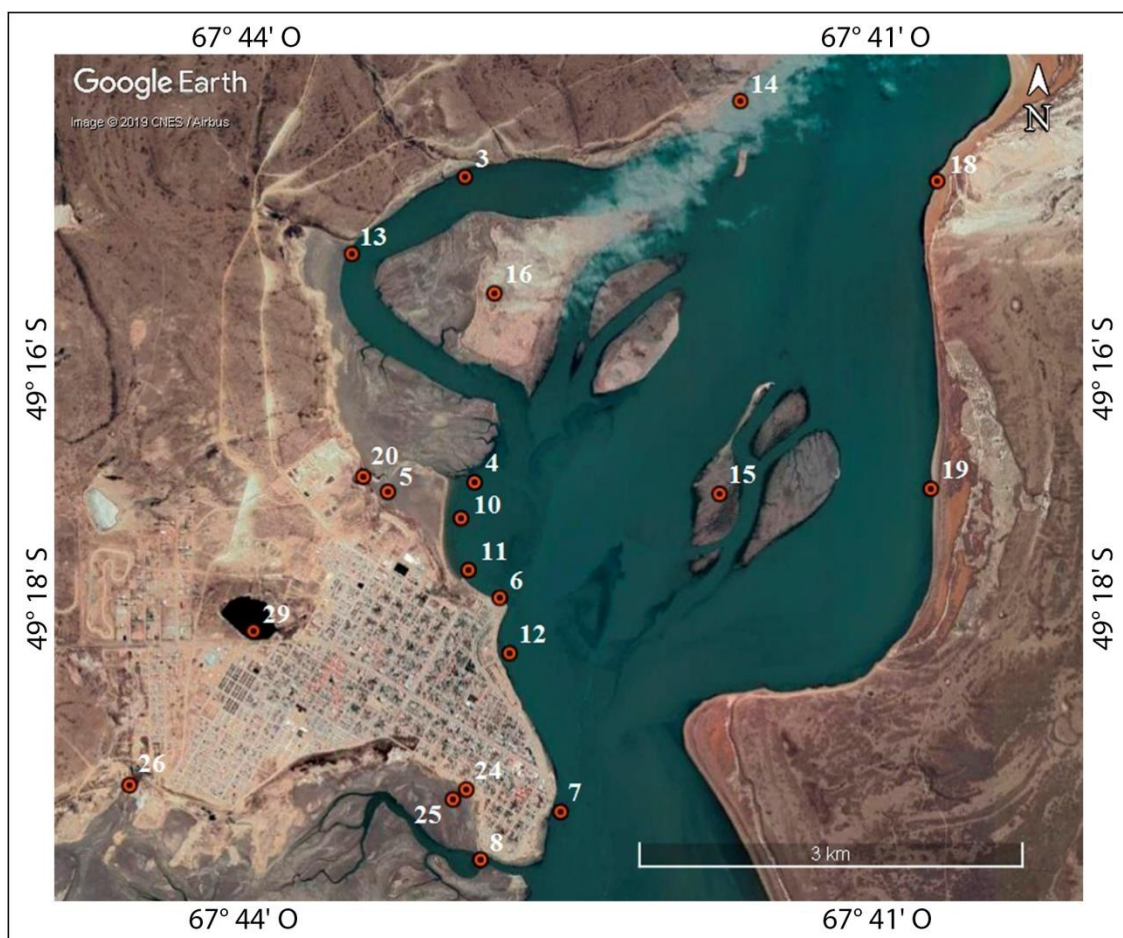


Fig. 2. Detalle de la ubicación de las estaciones de muestreo más cercanas a la localidad de Puerto San Julián.

BIBLIOGRAFÍA

- Cavallotto JL. 2007.** Geología y geomorfología de los ambientes costeros y marinos. Atlas de Sensibilidad Ambiental de la costa y el Mar Argentino, Boltovskoy D (Ed.). <http://atlas.ambiente.gov.ar>.
- Falabella V, C Campagna & J Croxall. 2009.** Atlas del mar patagónico. Especies y espacios. Buenos Aires, Wildlife Conservation Society y BirdLife International. <<http://www.atlas-marpatagonico.org>>
- González, P. y J. L Estéves. 2008.** Relevamiento de la situación ambiental urbana en la zona costera patagónica. Informe Técnico N 3 Proyecto GEF-PNUD ARG/02/G31 “Consolidación e Implementación del Plan de manejo de la Zona Costera Patagónica para la Conservación de la Biodiversidad”, 56 pp.
- Martín J.P., Z. Lizarralde, A. Sar, S. Pittaluga, M. Perroni y S. Torres. 2019a.** Marismas del sur de Santa Cruz, Patagonia austral, Argentina. Revista de Informes Científicos-Técnicos de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral, 11 (1): 140-153. ISSN 1852-4516.
- Martin, J.P., Z. Lizarralde, S. Pittaluga, A. Sar, M. Perroni y S. Torres. 2019b.** Macrobenthic assemblages of intertidal flats in southern Patagonia, Argentina. Thalassas 0212-5919 (Print) 2366-1674 (Online). <https://doi.org/10.1007/s41208-019-00133-7>
- Martin, J.P., A. Sar y C. Caminos. 2019c.** Spatial changes in the infaunal community of a macrotidal flat in Bahía San Julián, Southern Patagonia, Argentina. Revista de Biología Marina y Oceanografía 54 (1): 51-69. ISSN 0717-3326. <http://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.1.1494>
- Moscardi, C., Collm, N., Storniolo, S., Perrone, R.. 2015.** Gestión integral de residuos sólidos universitarios: empecemos por casa. Unidad Académica San Julián, Universidad Nacional de la Patagonia Austral. En: Avances en gestión integral de residuos sólidos urbanos 2014-2015 / Bárbara Soledad Albornoz ... [et.al.]; Instituto Nacional de Tecnología Industrial - INTI, 2015. E-Book.
- Panza, J., Irigoyen, M. y Genini, A. 1995.** Hoja Geológica 4969-IV Puerto San Julián. Secretaría de Minería, Dirección Nacional del Servicio Geológico, Boletín 211 (nueva serie), 78 pp.
- Schweitzer A., Monelos L., Cáceres A., Martínez Llanesa D., Lürbe M., Vidart A. y Díaz Boris G. 2006.** Prediagnóstico situacional y prospectivo orientado al desarrollo de un plan regulador para la localidad de Puerto San Julián. PROPATAGONIA, Unidad Académica Río Gallegos (UNPA).
- Schweitzer A. 2007.** Plan de Ordenamiento y Desarrollo Territorial, Santa Cruz 2016. Primera Etapa del Plan Estratégico Territorial Provincial. CFI – Subsecretaría de Planeamiento y de la Función Pública (MSGG), 80 pp.
- Servicio de Hidrografía Naval. 2010.** Tablas de Marea de Puerto San Julián. <http://www.hidro.gov.ar/oceanografia/Tmareas/Form_Tmareas.asp>
- Storniolo, S., Moscardi, C. 2015.** Estudio de indicadores de sustentabilidad para una gestión integral de los residuos sólidos urbanos de Puerto San Julián, Provincia de Santa Cruz. En: Avances en gestión integral de residuos sólidos urbanos 2014-2015 / Bárbara Soledad Albornoz ... [et.al.]; Instituto Nacional de Tecnología Industrial -INTI, 2015. E-Book.
- Zaixso H.E. 2008.** Estudio de base para una gestión integrada de la Bahía de San Julián. Informe Final PNUD ARG 02/018, Subproyecto BB70, 802 pp.

Zaixso, H., A. Sar, Z. Lizarralde y J.P. Martín. 2017. Asociaciones macrobentónicas con presencia de mitílidos de la bahía San Julián (Patagonia austral, Argentina). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 52 (2): 311-323. ISSN 0717-3326.

2. CALIDAD DEL AGUA DE LA BAHÍA

Introducción

En esta sección del informe se incluye la integración y sistematización de los datos de calidad del agua de la bahía San Julián. Los datos fueron relevados a partir de diferentes proyectos de investigación llevados a cabo desde el año 2009, respecto a parámetros medidos *in situ*, y a partir del 2015 con énfasis en la calidad microbiológica del agua y la concentración de metales pesados e hidrocarburos. Se analizan también las características hidroquímicas de las aguas de la bahía y la Laguna seca, tomando en cuenta los parámetros medidos *in situ* y la proporción de iones mayoritarios.

Solo se cuenta con un antecedente de análisis de la calidad microbiológica de 5 sitios en la bahía (Zaixso et al., 2007), que se toman como un valor de referencia para la comparación temporal, aunque se desconoce el nivel de base o “natural” para este ambiente. Ante el primer muestreo se constataron datos llamativos en cuando a la presencia de elevadas cargas microbianas y, a partir de allí, se elaboró un diseño de muestreo y se proyectaron nuevos estudios.

El objetivo es establecer un diagnóstico de la calidad fisicoquímica, microbiológica, presencia de hidrocarburos y metales pesados de las aguas de la Bahía San Julián, en diferentes sitios a fin de identificar posibles alteraciones de la calidad natural de este ambiente.

En esta sección del informe se detalla la metodología de muestreo, los procedimientos de análisis y los resultados obtenidos para cada parámetro medido en el agua. Hacia el final de la sección, se vierten las conclusiones generales sobre la calidad de agua de la bahía, a la vez que se plantean proyecciones y/o propuestas basadas en los resultados obtenidos.

Sitios de muestreo

Además de considerar los sitios de muestreo de las líneas de investigación antecedentes, se incorporan nuevos puntos por el reconocimiento y observación visual del entorno, mediante el cual se identificaron puntos de descarga de efluentes y sitios de referencia o control alejados de posibles fuentes contaminantes. Los sitios se ubican

tanto dentro de la bahía como en mar abierto Fig. 1. En la Tabla 1 se detallan los parámetros medidos en el agua para cada estación/sitio de muestreo.

Tabla 1. Estaciones de muestreo y parámetros medidos en el agua.

Estación de muestreo	Sitio	Agua			
		Bacterio-lógico	Físico/Qco. (In situ)	Hidrocarb. totales	Metales
1	Playa La Mina		X		
2	Punta Peña	X	X		
3	Paso de la Isla Cormorán	X	X	X	
4	Efluente intermareal marea baja	X	X		
5	Efluente intermareal marea Alta	X	X	X	
6	Punta Caldera – Muelle nuevo	X	X(* ¹)	X	X
7	Club Náutico	X	X	X	
8	Cascada - agua de mar	X	X(* ¹)	X	X
10	Intermareal fangoso a 500 m del efluente		X		
11	Intermareal fangoso a 900 m del efluente		X		
12	Frente al Hospital		X		
13	Canal secundario		X		
14	Tumba Scholl		X		
15	Banco Justicia	X	X		
18	Caldera baja	X	X		
20	Cámara descarga efluente cloacal-Planta Tratamiento	X	X	X	X
21	El Rincón - Península	X	X	X	
22	Frente al Pueblo - Península	X	X	X	
23	Playa Los Instalados - Península	X	X	X	
24	Efluente Cascada /Alberdi	X	X	X	
25	Canal marea Cascada	X	X		
26	Cañadón Basso	X			
27	Arroyo Paraguay	X			
28	Arroyo Sam	X			
29	Laguna Seca (* ²)	X	X(* ¹)		X
30	Banco Inglés	X	X		

(*¹) Además de parámetros *in situ* se realizó análisis físico-químico completo.

(*²) La Laguna Seca se incorpora en este capítulo por considerar alrededores del ambiente objeto de estudio y ante la existencia de datos antecedentes de calidad de agua.

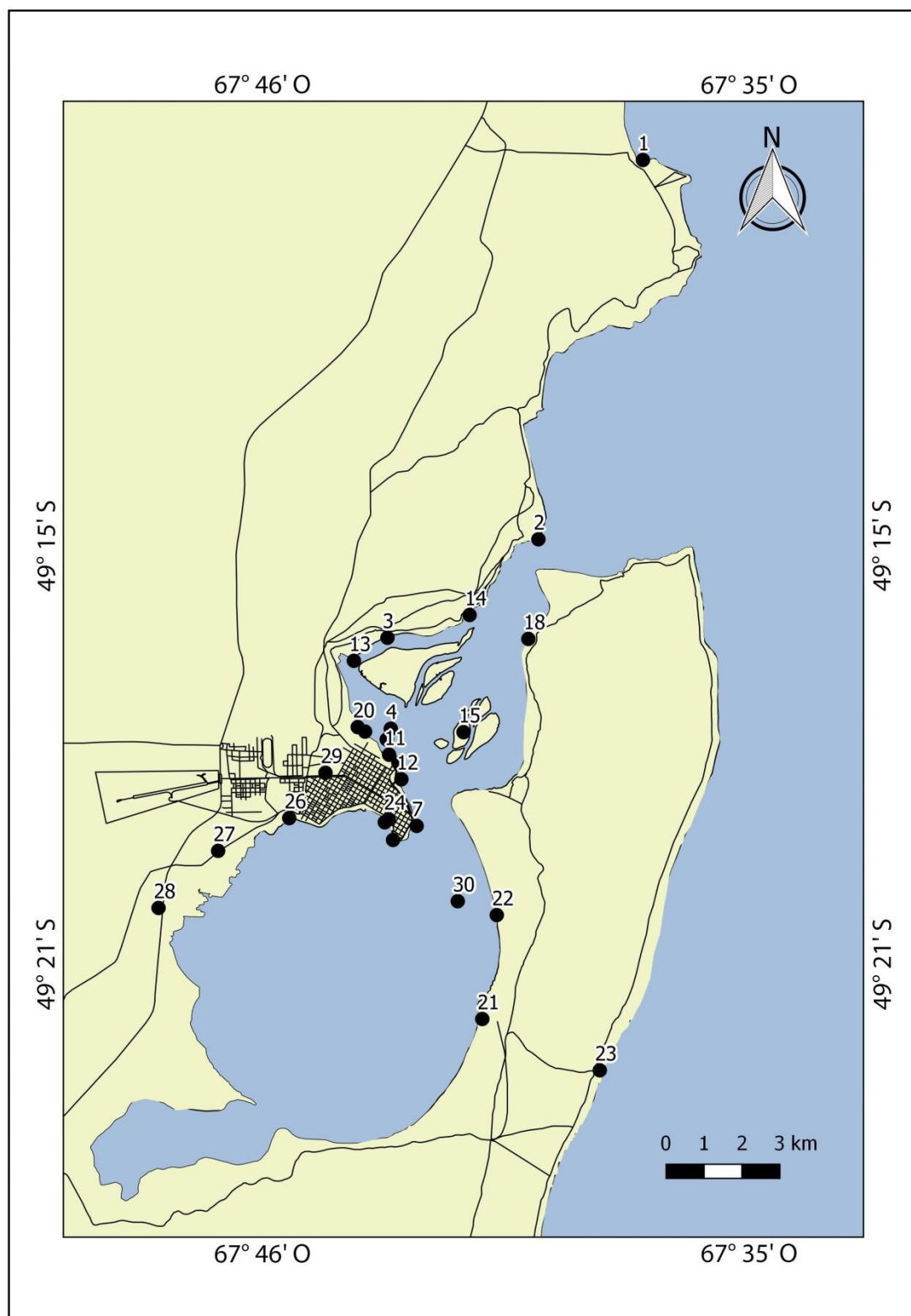


Fig. 1. Estaciones de muestreo de agua.

Parámetros fisicoquímicos

Muestreo

En todos los sitios se tomaron *in situ* los parámetros físicoquímicos del agua, que incluyeron pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, turbidez y salinidad utilizando una sonda multiparamétrica Horiba U10. En el muelle nuevo (sitio 6), se realizó la medición mensual de la temperatura del agua por un período de un año y se colectó una muestra de agua para determinar la concentración de iones mayoritarios y minoritarios, metales pesados y elementos traza. En este caso se utilizaron botellas de cierre hermético de 1 litro y se enviaron a laboratorio externo especializado.

Para la determinación de metales se recolectaron muestras de 500 cm³ que se fijaron con ácido nítrico al 0,15%. Las mismas se enviaron a un laboratorio externo para su análisis.

Metodología de análisis

Las muestras de agua para los análisis fisicoquímicos completos se enviaron a los laboratorios de INTEMIN – SEGEMAR y ALEX STEWART.

Las determinaciones se realizaron siguiendo las siguientes metodologías analíticas:

- Sólidos disueltos totales: Método 2540 - Standard Methods. 21th Edition.
- Sulfatos, fluoruros, cloruros, nitratos y nitritos: Cromatografía iónica.
- Sólidos en suspensión totales: Gravimetría.
- Calcio, magnesio, sodio y potasio: Espectrometría de absorción atómica por llama.
- Conductividad: Conductimetría.

Se realizaron análisis y comparaciones espacio-temporales de los componentes mayoritarios. Para la validación de los resultados de laboratorio e interpretación gráfica se utilizó el programa EASY-QUIM.4 (Vázquez Suñé, 2002). Los análisis de estadística descriptiva y las tablas y gráficos se realizaron utilizando las aplicaciones del programa Microsoft Office Excel.

Resultados de los análisis fisicoquímicos

Los resultados del análisis fisicoquímico permitieron caracterizar el agua de la bahía por la proporción de iones mayoritarios. A través del diagrama de Piper (Fig. 2) se las define como aguas cloruradas sódicas propias del agua marina, tanto en el sitio del Muelle Nuevo (Sitio 6) como en La Cascada (Sitio 8).

En el mismo gráfico se observa la proporción de iones mayoritarios del agua de la Laguna Seca (Sitio 29), la cual se diferencia de aquella de los sitios anteriores por una disminución del sodio y un aumento de los sulfatos. Aunque las tres corresponden al mismo grupo de clasificación, el agua de la Laguna Seca es más afín con la de un ambiente continental.

El cálculo de las relaciones iónicas en miliequivalentes de los iones mayoritarios (Tabla 2), tienen como objetivo identificar aspectos en torno al origen continental o marino del agua, y los posibles procesos de disolución-precipitación, oxidación-reducción, intercambio iónico, etc. que hayan podido modificar la composición química del agua que se estudia (Custodio y Llamas, 1983)

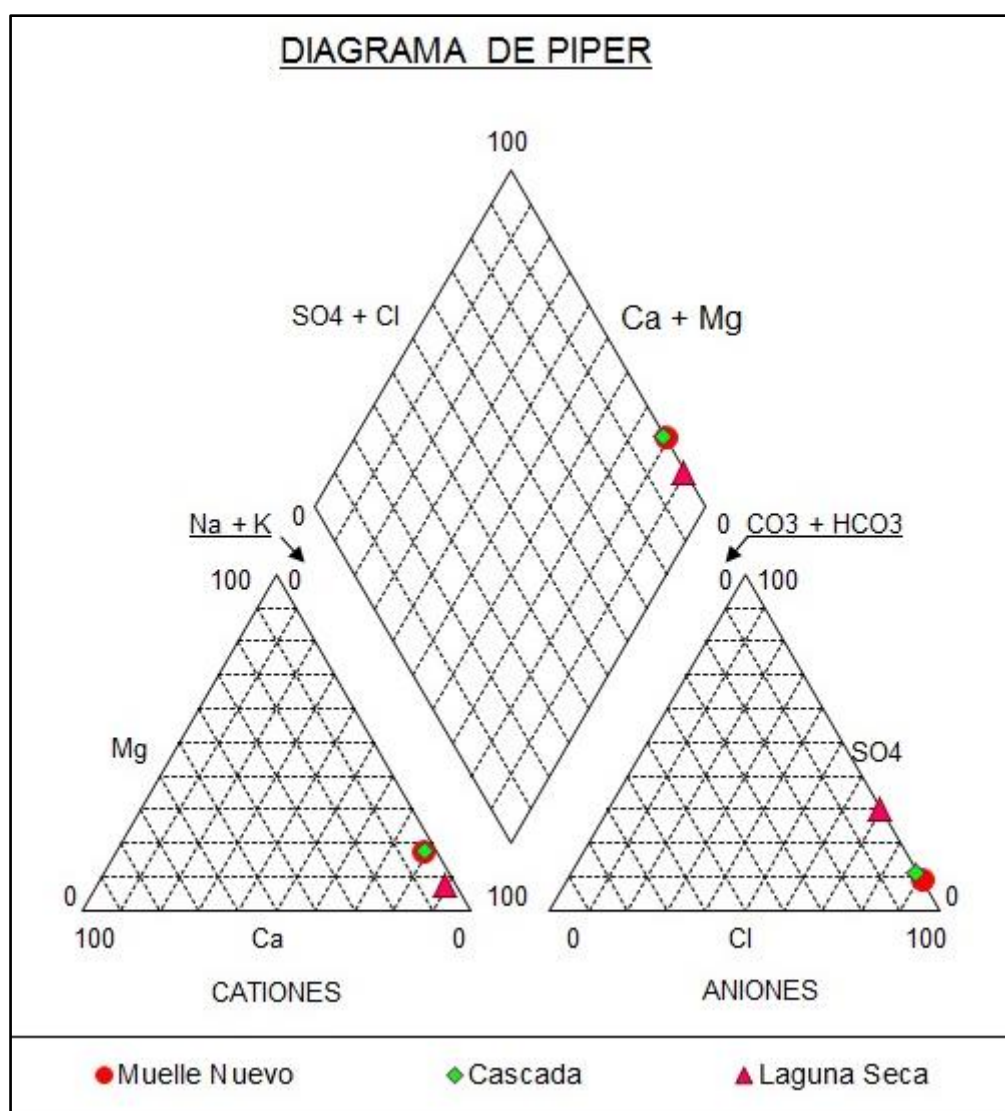


Fig. 2. Diagrama de Piper de iones mayoritarios.

Tabla 2. Relaciones iónicas en miliequivalentes de los iones mayoritarios en el agua.

Relaciones iónicas	Muelle Nuevo (Sitio 6)	La Cascada (Sitio 8)	Laguna Seca (Sitio 29)
rK/rNa	0,02	0,02	0,0015
rMg/rCa	5,02	5,83	2,26
Icb	0,12	0,10	-0,37

La relación rK/rNa indica el origen marino o continental del potasio (K), mostrando, por los rangos obtenidos, el origen continental del agua de la Laguna Seca y marino del agua tomada en los sitios de la bahía de San Julián. Así mismo, la relación rMg/rCa también demuestra el origen continental del agua de la laguna seca con aporte de aguas subterráneas, aunque se debería monitorear los cambios futuros que podrían ocurrir en este ambiente.

La relación $Icb = (rCl - r(Na + K)) / rCl$, denominada Índice de cambio de bases, sirve como indicador de un proceso de intercambio iónico. Si esta relación aumenta indica intrusión marina y si disminuye indica un ablandamiento por lavado de agua salina. El valor negativo encontrado en el agua de la Laguna Seca permite inferir esto último.

Complementa este análisis los datos resultados de laboratorio en mg/l que se observan en la Tabla 3:

Tabla 3: concentración de iones mayoritarios en el agua.

Elemento (mg/l)	SITIOS			
	Cámara descarga Efluente cloacal – Planta de tratamiento (Sitio 20)	Punta Caldera - Muelle Nuevo (Sitio 6)	Cascada - Agua de mar (Sitio 8)	Laguna Seca (Sitio 29)
Ca	27,6	397,2	363,0	669,0
K	15,1	356,3	359,0	57,0
Mg	7,4	1206,0	1281,0	915,0
Na	106,2	10094,8	10530,0	21270,0

Las concentraciones esperables en algunos sitios y que diferencian las aguas del mar, del efluente y de la Laguna seca, se constituyen en este trabajo, como parámetros de referencia para futuros monitoreos.

A partir de las mediciones realizadas *in situ* con sonda multiparamétrica en los diferentes sitios de la bahía se puede observar que los valores promedio de salinidad oscilaron entre 32 y 34 ‰, dependiendo del sitio de muestreo y del estadio de la marea.

Las temperaturas medias registradas en el muelle del puerto (Sitio 6), presentaron un mínimo de 5,73 °C durante el mes de julio y un máximo de 14 °C en febrero (Fig. 3).

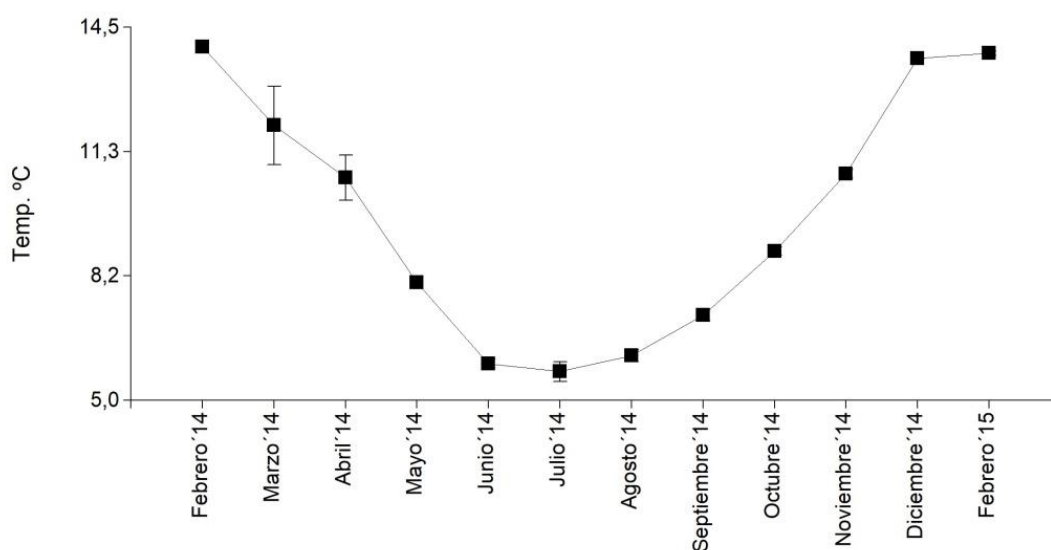


Fig. 3. Valores promedio mensuales de la temperatura del agua medidos en el muelle del puerto (Sitio 6) entre febrero de 2014 y febrero de 2015.

Los parámetros del agua medidos *in situ* presentaron mayor variación en el sitio de vertido del efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal (Sitio 4) con respecto a sitios ubicados a mayor distancia en la bahía (Sitios 2, 3, 10 y 14) (Figs. 4 y 5). La temperatura del agua medida en el sitio de vertido del efluente fue hasta 4 °C más alta durante el invierno y hasta 1,5 ° C más baja en verano que en los sitios de muestreo más alejados. El oxígeno disuelto y la salinidad en el sitio de vertido del efluente fueron más bajos que en los demás sitios durante el invierno, mientras que el pH del agua fue más bajo que en los sitios más alejados durante el invierno y la primavera (Figs. 4 y 5).

Los parámetros del agua medidos sugieren que la descarga del efluente podría afectar las características del agua de la bahía en el sitio de vertido ante ciertas condiciones de la marea y/o climáticas. Sin embargo, el efecto del efluente pareciera tener un alcance limitado, ya que los parámetros medidos se normalizan a escasa distancia del sitio de vertido. La gran amplitud de mareas y el elevado volumen de agua marina que ingresa y egresa a la bahía con cada ciclo de marea pareciera tener, hasta el momento, la capacidad para amortiguar efectivamente los cambios que pudiera producir el vertido del efluente en las características fisicoquímicas del agua.

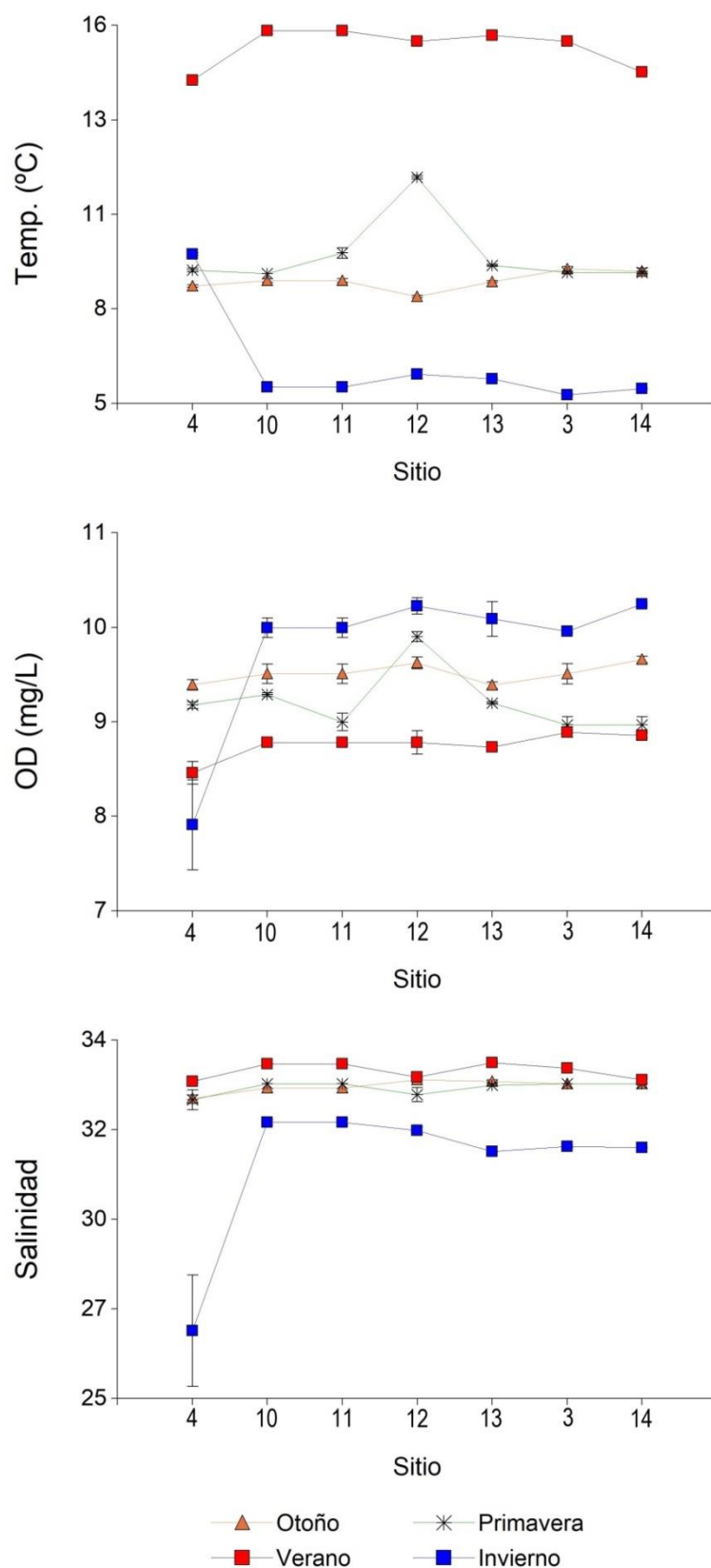


Fig. 4. Valores promedio (\pm ds) de las variables del agua medidas en el sitio de vertido del efluente (Sitio 4) y sitios más alejados en la Bahía San Julián (Ver mapa Fig. 1). Temp.: temperatura; OD: oxígeno disuelto; salinidad (%).

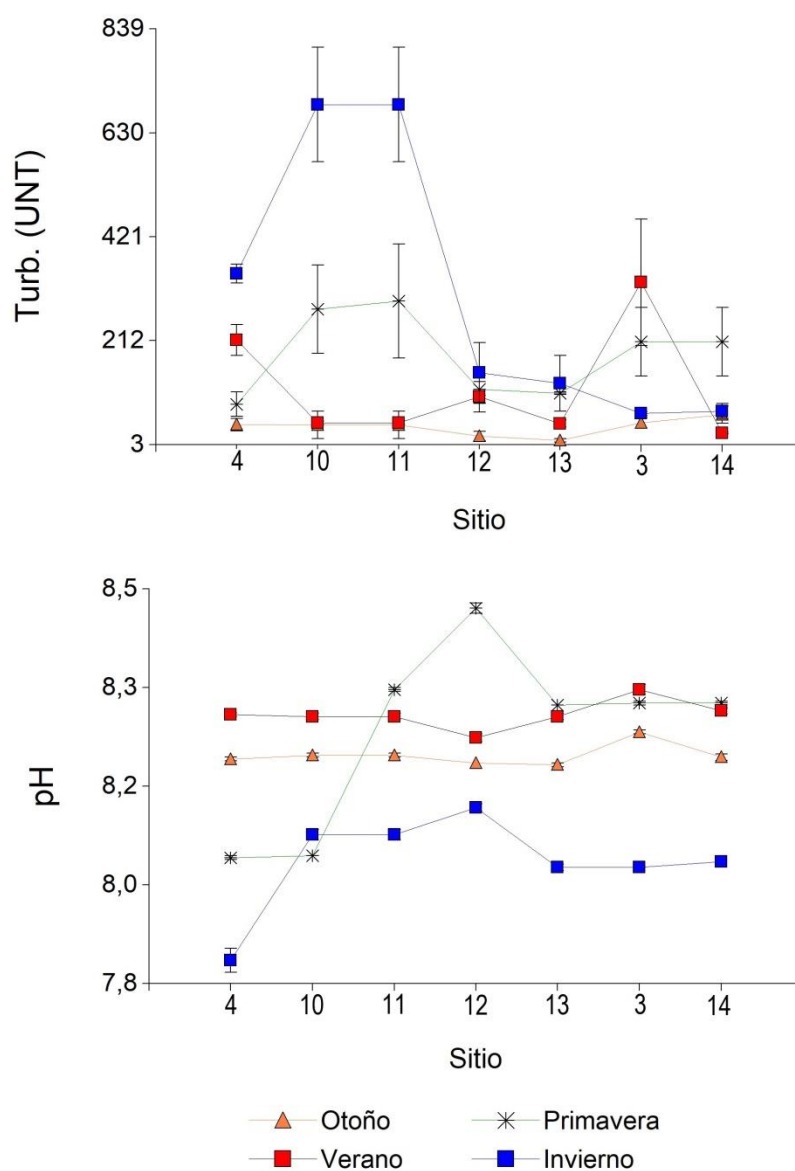


Fig. 5. Valores promedio ($\pm ds$) de las variables del agua medidas en el sitio de vertido del efluente (Sitio 4) y sitios más alejados en la Bahía San Julián (Ver mapa Fig. 1). Turb. (UNT): turbidez medida en unidades nefelométricas de turbidez.

Microbiología

Metodología

El grupo coliforme está formado por todas las bacterias aerobias y anaerobias facultativas, gram negativas, no formadoras de esporas y con formas de bastón que fermentan la lactosa, produciendo gas y ácido en 48 hrs a 35 +/- 1°C.

La experiencia ha demostrado que la densidad del grupo de las bacterias coliformes es un indicador del grado de contaminación y por lo tanto de la calidad sanitaria (APHA, 2005).

La prueba estándar para el grupo coliforme puede realizarse mediante una técnica de fermentación en tubos múltiples, método del Número Más Probable (NMP), a través de las fases supuestas y confirmatorias o prueba completa, o por la técnica del filtro de membrana. Son aplicables estos métodos, teniendo en cuenta las limitaciones que se especifican y el propósito del estudio.

Los resultados de la técnica basada en la filtración por membrana son esencialmente idénticos a los logrados por el método del NMP, el cual es de mayor complejidad en su desarrollo práctico (Galvín, 1995).

En el caso de la técnica de fermentación en tubos múltiples, los resultados se expresan en un número probabilístico que refiere a una tabla estadística y rangos de referencia, mientras que el método de filtración por membrana refleja con mayor precisión la cantidad de unidades formadoras de colonias según volumen filtrado.

La técnica de filtración por membrana, que implica una siembra directa para la detección y cálculo de la densidad de coliformes es tan eficaz como la fermentación en tubos múltiples para la detección de bacterias de este mismo grupo. La modificación de los detalles del procedimiento y sobre todo de los medios de cultivo ha hecho que los resultados sean comparables a los que se obtienen con el método de la fermentación en tubos múltiples (APHA, 2005).

Muestreo microbiológico

Para los análisis microbiológicos se tomaron muestras de agua por triplicado en cada sitio (Fig. 1, Tabla 1). Se utilizaron recipientes estériles de 125 cm³ de capacidad, con la inmediata conservación en frío hasta el arribo al laboratorio de Investigación y Docencia del ICASUR en la Unidad Académica San Julián de la UNPA.

En cada sitio, el muestreo se realizó de manera estacional, durante el otoño, invierno, primavera y verano. Esto ha dependido de las posibilidades anuales de financiamiento de los diferentes proyectos de investigación que se vinculan en este informe.

Procesamiento de las muestras

Para la cuantificación de colonias de bacterias coliformes totales se adoptó el método de filtración por membranas. Se utilizaron monitores con filtros de membranas de 0,45 micrones de poros, estériles. Para la determinación de bacterias coliformes totales se filtró un volumen de agua de 100 ml y el medio de cultivo utilizado es ENDO BROTH. Se confirmó la presencia de bacterias del grupo de las coliformes fecales, particularmente *Escherichia coli* mediante un medio de cultivo específico MIB, en base a recuento por inflorescencia ante luz ultravioleta de 365 nm.

Se cultivaron durante 48 hs a 35 +/- 1°C. Las colonias se cuantificaron bajo lupa binocular estereoscópica. El protocolo de muestreo y análisis se basó en los Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (APHA, 2005).

Resultados microbiológicos

En todos los sitios en los cuales se realizó el muestreo bacteriológico se pudo comprobar la existencia de bacterias coliformes totales. Se confirmó la presencia de *Escherichia coli* en la descarga de los efluentes y la disminución a medida que aumenta la distancia al punto de aporte.

La Fig. 6 muestra los valores de concentraciones medias de coliformes totales en agua durante todos los períodos de muestreo para los diferentes sitios. Cabe señalar que según el sitio de muestreo se midió en agua de mar o en agua del efluente.

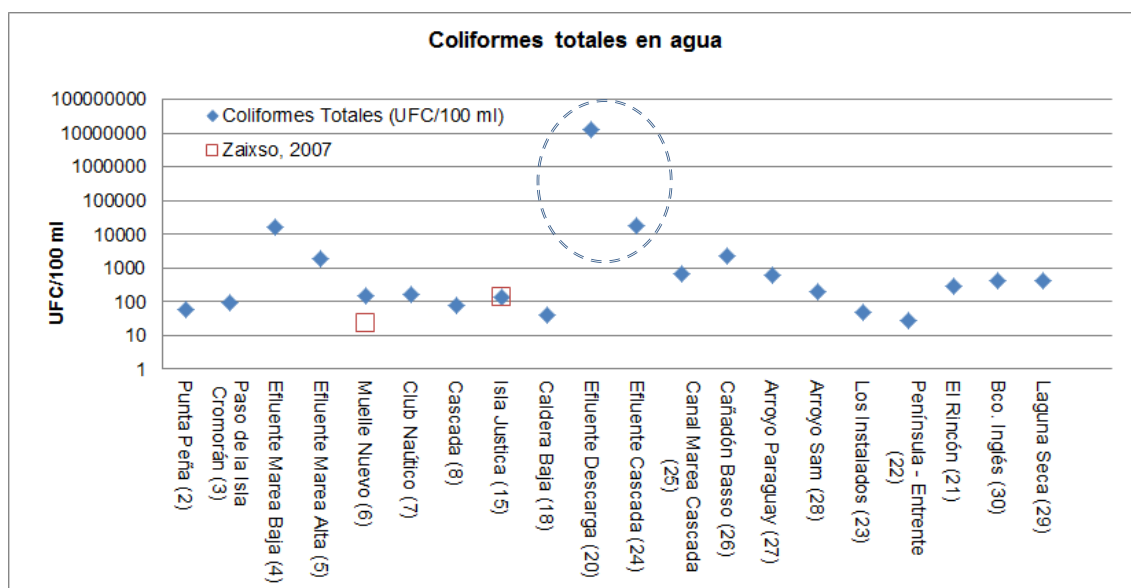


Fig. 6. Gráfico de concentraciones medias de coliformes totales en agua (UFC/100 ml, escala logarítmica).

Los resultados muestran un impacto ambiental significativo de la descarga del efluente en el agua de mar en los sitios más cercanos a esos puntos, tanto en marea alta como baja. Los valores extremos marcados con un círculo de línea punteada corresponden a los valores de la descarga. A medida que se incrementa la distancia al punto de descarga la concentración de bacterias coliformes disminuye notablemente. En el mismo gráfico se observan los valores máximos y mínimos medidos en el año 2007 por Zaixso y otros.

En la Tabla 4 se muestran los registros máximos de bacterias Coliformes Totales que se determinaron en los muestreos realizados durante el período 2015-2018, a fin de compararlos con el marco normativo de referencia. En color rojo y azul se indican los valores que sobrepasan el límite establecido en las normativas de referencia (Tabla 5), además para referenciar esos valores extremos en el ambiente estudiado se representan gráficamente las concentraciones de coliformes totales en el mapa de la Figura 7.

Tabla 4. Valores máximos de bacterias Coliformes Totales por estación de muestreo.

Estación de muestreo	Sitio	Valor máximo de coliformes totales / 100 ml (2015 - 2019)
2	Punta Peña	121
3	Paso de la Isla Cormorán	180
4	Efluente Marea baja	34.000
5	Efluente Marea Alta	3.600
6	Cámara descarga efluente cloacal- Planta Tratamiento	24.000.000
7	Punta Caldera – Muelle nuevo	> 200
8	Club Náutico	270
15	Cascada - agua de mar	114
18	Efluente Cascada /Alberdi	37.000
20	Canal marea Cascada	1.100
21	Banco Inglés	800
22	Banco Justicia	171
23	Caldera baja	39
24	Arroyo Sam	> 200
25	Arroyo Paraguay	1.000
26	Cañadón Basso	2.200
27	Frente al Pueblo – Península	28
28	El Rincón – Península	286
29	Laguna Seca	960
30	Playa Los Instalados – Península	49

Tabla 5. Marco normativo de referencia en aguas (UFC/100 ml).

Límite de descarga en Agua de Mar (Ley 2658 pcia de Santa Cruz - Decr A007-06 Anexo I) - Coliformes Fecales	Niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente para <i>Escherichia coli</i>	Calidad de agua de cuerpos receptores (Ley 1503 Pcia. de Chubut – Decr. 2099/77 - Anexo III) Coliformes		
		Recreo/Baño y natación - Agua salada	Navegación deportiva y pesca - Agua salada	Vida acuática (peces/aves)
< 20000	126	1.000	10.000	100.000

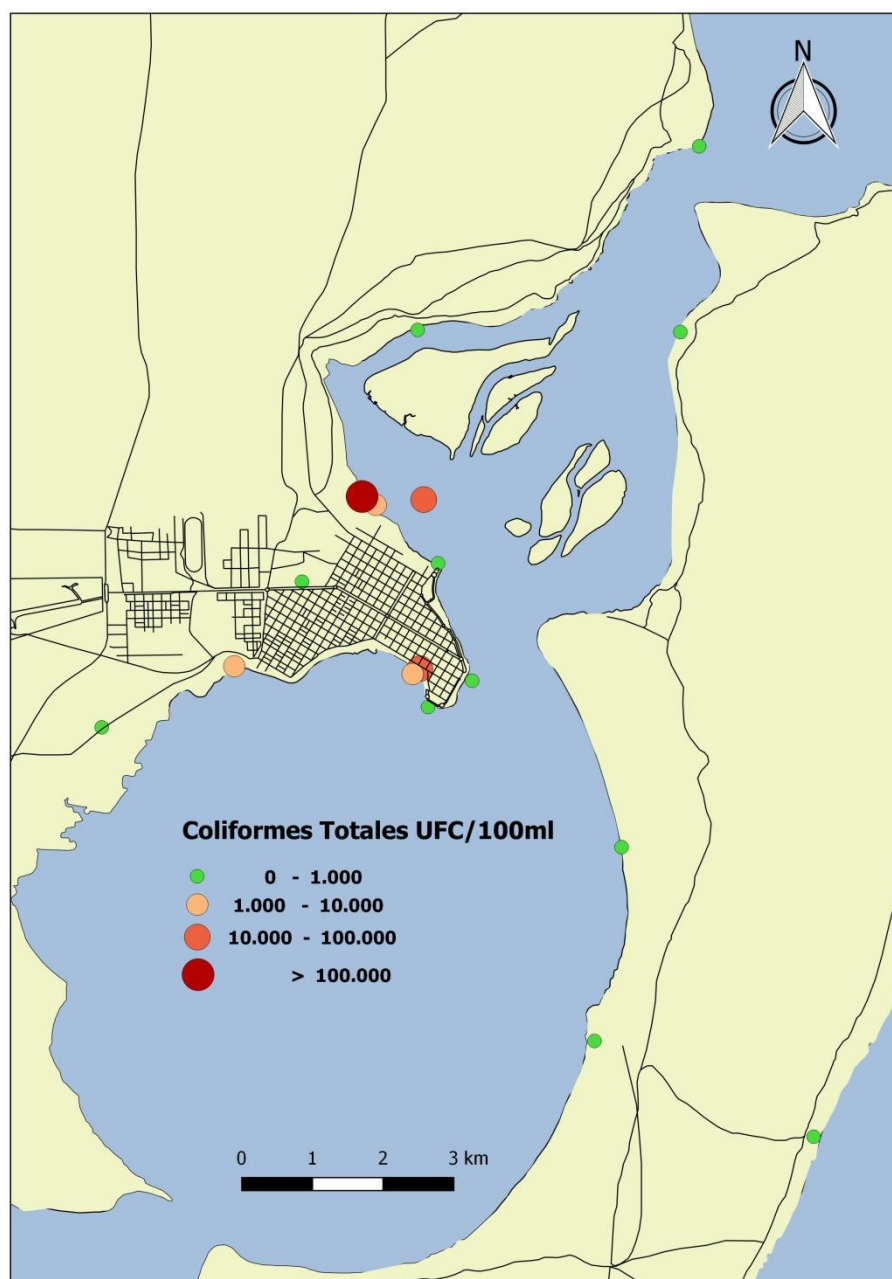


Fig. 7. Mapa de rangos de concentraciones medias de coliformes totales en agua en los diferentes sitios de muestreo.

El sitio de descarga del efluente (Sitio 6) indica una clara ausencia de tratamiento de los efluentes cloacales. También en el sitio de la Cascada (Sitio 24) se observa un impacto marcado por una alta carga bacteriana.

Se puede evidenciar la capacidad de amortiguación de la bahía, producto de la dilución comprobada con los valores de los demás sitios (Fig. 6) los cuales están en rangos ambientalmente aceptables según las normativas vigentes. Aunque en estudios previos (Zaixso, et al., 2007) llamaba la atención el valor máximo de coliformes totales en agua encontrado en el Banco Justicia, los nuevos resultados obtenidos indican que

ese valor se encuentra en un rango de nivel de base para este ambiente en la situación ambiental actual.

Es importante señalar que la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006) recomienda un máximo de 200 colonias de coliformes totales en 100 ml de agua para uso recreativo, por lo que varios sitios de la bahía se encontrarían muy por encima de ese valor recomendado. Si bien en la bahía se practican normalmente deportes náuticos diversos, no es tan frecuente su uso como balneario. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que algunos sectores, como La Cascada y el Náutico, suelen utilizarse como balneario con cierta frecuencia durante el verano, aun cuando la costa de la bahía no se encuentra habilitada para tal fin.

Hidrocarburos totales

Metodología

La metodología sobre el muestreo y procesamiento de las muestras de agua para análisis de hidrocarburos totales se describe a continuación:

Toma de muestras

Las muestras de agua destinadas a determinar la presencia de hidrocarburos totales se tomaron con botellas de vidrio color caramelo de 1 litro. Se fijaron con 5 ml de una solución 1:1 de ácido clorhídrico y agua destilada. Los envases se prepararon previamente asegurando un apropiado lavado con detergente y agua destilada y finalmente enjuagados con percloroetileno.

Se tomaron muestras en ocho sitios distribuidos en la costa del interior de la bahía San Julián, en un sitio ubicado sobre la costa externa de la península San Julián en mar abierto (sitio 23) y en agua del efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal (Mapa 1, Tabla 1), durante los años 2017 y 2018.

Procesamiento de las muestras

Para la evaluación de los hidrocarburos totales se siguió el protocolo propuesto para este tipo de análisis según la norma TNRCC 1005 (TNRCC, 2001).

A tal efecto, 1 litro de cada muestra de agua fue colocado en una ampolla de decantación de 2 litros y posteriormente se agregaron 100 ml de pentano. Seguidamente se agitó por inversión vigorosamente para luego dejar decantar el sistema hasta separación de las fases. Finalmente la fase orgánica fue separada para los estudios posteriores. Para la identificación y cuantificación los hidrocarburos se utilizó un cromatógrafo de gases marca Agilent, modelo 7890B, con un detector tipo FID alimentado por hidrógeno y aire cromatográfico. El puerto de inyección fue Split/splitless y la inyección de las muestras se realizó con jeringa de 10 µL con una torre de inyección automática. La columna utilizada fue HP-5 de marca Agilent de 30 m x 0,32 mm x 0,25µm con gas nitrógeno como carrier a un flujo de 3 ml/min. Las condiciones de corrida que se utilizaron fueron: volumen de muestra inyectado fue de 1 µL en modo splitless con un flujo de inyección de 20 ml/min con una temperatura del

inyector de 285 °C. El programa del horno comenzó a 30 °C por 3 minutos, seguido de una rampa de 15 °C/min hasta alcanzar los 300 °C de temperatura que luego se mantuvo 5 minutos. Luego se utilizó una rampa de 15 °C/min hasta alcanzar los 325 °C, temperatura que se mantuvo hasta alcanzar los 30 minutos de corrida total. El detector FID se mantuvo a una temperatura de 325 °C, con un flujo de hidrógeno de 30 ml/min y de aire cromatográfico de 400 ml/min. La cuantificación se llevó a cabo utilizando los estándares propuestos por las normas EPA 8015 (2) y TNRCC 1005. A partir de los datos obtenidos, se calculó la concentración de hidrocarburos totales, en la fracción comprendida entre C6 y C35.

Las determinaciones de las muestras se llevaron a cabo en el laboratorio del Grupo de Estudios Ambientales la Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Santa Cruz.

Resultados Hidrocarburos totales en agua

Los hidrocarburos totales en agua medidos en los diferentes sitios muestreadas están por debajo del límite de detección del método (0,5 mg/l), salvo en el efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal que acusa un valor de 5,0 mg/l de hidrocarburos totales.

El valor de hidrocarburos totales registrado en agua del efluente puede ser explicado por el aporte domiciliario, y se encuentra por debajo del valor de referencia establecido por la ley N° 2658 de Evaluación de Impacto Ambiental de la provincia de Santa Cruz, que es la norma provincial que regula los límites admisibles de descarga en agua de mar de hidrocarburos según cuerpo receptor (Marco legal Santa Cruz op.cit.) (Tabla 6).

Tabla 6: Marco normativo de referencia de Santa Cruz para hidrocarburos.

<i>Santa Cruz</i>	
Límite de descarga en Agua de Mar. Ley 2658. Santa Cruz Decreto A007- 06. Anexo I: Hidrocarburos	< 20mg/l

Metales pesados, metaloides y elementos traza

Muestreo

Para análisis de metales, metaloides y elementos traza se tomaron muestras de agua de 4 (cuatro) sitios, del efluente principal proveniente de la planta de tratamiento de cloacales, del agua de mar en el muelle nuevo y en la cascada y de la laguna seca.

Se tomaron muestras en botella de plástico de cierre hermético de 1 litro de capacidad y se fijaron con 0,5 ml de ácido nítrico para la conservación hasta el análisis de laboratorio.

Metodología

Las muestras se enviaron a laboratorios especializados, para el caso del Efluente y el Muelle nuevo se analizó en ALEX STEWART y para los sitios Cascada y Laguna Seca se enviaron al laboratorio INTEMIN del SEGEMAR. Los elementos se determinaron según las siguientes técnicas analíticas:

- Espectrometría de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (IPC) para: manganeso, arsénico, cadmio, cinc, boro, antimonio, berilio, talio, vanadio, plata, cobre, hierro, aluminio, selenio, molibdeno, níquel, cromo, estroncio, bario, plomo, fósforo y silicio total.

- Espectrometría de absorción atómica mediante técnica de vapor frío para el mercurio.

Resultados de metales pesados, metaloides y elementos traza en agua

En la Tabla 7 se muestran los resultados obtenidos para los diferentes sitios estudiados. Se resaltaron en color los elementos que superaron el límite de detección según el método analítico.

A modo de referencia, los valores coloreados en la Tabla 7 se compararon con la normativa ambiental de la provincia de Santa Cruz, la Ley N° 2658 y su decreto reglamentario 007/06: Anexo I “Parámetro de calidad de las descargas en agua y suelo”. En todos los casos, los metales pesados, metaloides y elementos traza se encontraron

por debajo del límite establecido, brindando un valor de referencia para futuros monitores ambientales y líneas de investigación.

Tabla 7. Concentración (mg/l) de metales, metaloides y elementos traza en las muestras de agua de los cuatro sitios estudiados.

Elemento (mg/l)	SITIOS			
	<i>Cámara descarga Efluente cloacal - Planta de tratamiento (Sitio 20)</i>	<i>Punta Caldera - Muelle Nuevo (Sitio 6)</i>	<i>Cascada - Agua de mar (Sitio 8)</i>	<i>Laguna Seca (Sitio 29)</i>
Ag	< 0,021	< 0,021	<0,005	<0,005
Al	0,42	< 0,06	0,328	0,147
As	< 0,105	< 0,105	<0,005	0,038
B	< 0,009	3,921	3,421	9,617
Ba	< 0,003	0,012	0,006	0,042
Cd	< 0,003	< 0,003	<0,001	<0,001
Co	< 0,006	< 0,006	< 0,001	< 0,001
Cr	< 0,012	< 0,012	0,0024	<0,002
Cu	< 0,009	< 0,009	<0,002	<0,002
Fe	0,437	0,603	0,434	0,134
Hg	< 0,03	< 0,03	0,0001	0,0002
Li	< 0,006	0,1781	0,1400	0,6000
Mn	0,054	< 0,003	0,021	0,073
Mo	< 0,015	< 0,015	<0,01	0,018
Ni	< 0,03	< 0,03	<0,005	<0,005
P	5,14	s/d	s/d	s/d
Pb	< 0,084	< 0,084	<0,005	<0,005
Sb	< 0,063	< 0,063	<0,003	<0,003
Se	< 0,15	< 0,15	<0,01	<0,01
Si	6,375	0,395	s/d	s/d
Sn	< 0,051	< 0,051	s/d	s/d
Sr	0,1288	6,8461	4,983	8,019
Th	< 0,09	< 0,09	s/d	s/d
Ti	< 0,006	< 0,006	< 0,003	< 0,003
Tl	< 0,081	< 0,081	s/d	s/d
U	< 0,45	0,70	s/d	s/d
V	< 0,009	< 0,009	0,0063	<0,002
Zn	< 0,006	< 0,006	<0,002	<0,002
Be	< 0,009	< 0,009	<0,001	<0,001
Pd	< 0,045	< 0,045	s/d	s/d

Conclusiones

- Los datos relevados a partir de la fisicoquímica del agua de la bahía San Julián y sus alrededores permitieron inferir el funcionamiento de la dinámica hidrológica de este sistema, aunque la mayor relevancia recae sobre la necesidad de obtener datos de base ambientales.
- Para lograr la conservación de un ambiente y su aprovechamiento basado en el desarrollo sustentable es fundamental conocer los componentes ambientales y la calidad de los mismos, en esta sección se detallaron datos hidroquímicos que servirán de referencia para la comparación con futuros estudios y para monitorear este ambiente previniendo impactos ambientales negativos.
- Los resultados de la proporciones de iones mayoritarios permitieron caracterizar las aguas por su tipología y se complementa el análisis con una amplia serie de datos de parámetros fisicoquímicos medidos tanto en el interior de la bahía como en mar abierto. Basados en esos datos, la bahía demuestra una capacidad amortiguadora y de dilución de aportes exógenos como los propios de los efluentes, demostrados por la homogeneidad de los parámetros fisicoquímicos en los distintos sitios.
- La microbiología de las aguas analizadas a través del contenido de coliformes totales comprueba la alta carga bacteriana con la cual llegan los efluentes al sitio de descarga en la bahía, cargas que sobrepasan los límites permitidos por el marco regulatorio.
- En todos los sitios de la bahía se comprobó la presencia de bacterias coliformes aunque en valores permitidos y sobre un desconocimiento de niveles de base para ambientes marino costeros.
- Los valores de hidrocarburos totales, metales pesados y metaloides medidos en agua del efluente, en agua del mar en el muelle nuevo y en la cascada fueron bajos y no representan un riesgo para el ambiente, encontrándose por ahora por debajo del valor de referencia establecido por la ley de Evaluación de Impacto Ambiental de la provincia de Santa Cruz.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA. 2005.** Standard methods for the examination of water and waste water, 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC.
- CUSTODIO, E., LLAMAS, M.R., 1983.** Hidrología subterránea. Ed. Omega 2ª ed., Barcelona, Vol.II.
- GIL, M; M. HARVEY, M. COMMENDATORE, J. C. COLOMBO & J. L. ESTEVES. 1996.** Evaluación de la contaminación por hidrocarburos y metales en la zona costera patagónica. Inf. Técnico 21. Plan Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica GEF/PNUD WCS/FPN.
- MARÍN GALVÍN, R. 1995.** Análisis de aguas y ensayos de tratamiento. Gestión de Promoción Editorial S.A. Barcelona. 1º Edición. (719 pp)
- MARCO LEGAL DE LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ. 2003.** Ley N° 2658. Evaluación de impacto ambiental y Decreto reglamentario 007/06.
- OMS. 2006.** Organización Mundial de la Salud. Guías para la calidad del agua potable [recurso electrónico]: incluye el primer apéndice. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición. ISBN 92 4 154696 4. (408 pp)
- TNRCC- Texas Natural Resource Conservation Commission. 2001.** Method 1005: Total petroleum hydrocarbons.
- VAZQUEZ SUÑÉ. 2002.** Programa Easy_Quim. Versión 1.4.
- ZAIXSO, H. 2007.** Estudio de base para la gestión integrada de la bahía de San Julián. Informe Técnico. (802 pp)

3. SEDIMENTOS COSTEROS

Introducción

La localidad de Puerto San Julián, cabecera del Departamento Magallanes, se sitúa sobre la margen occidental de la bahía homónima. Constituye un excelente espacio para las actividades y deportes náuticos. Está situada en la zona central de la costa santacruceña y constituye una bahía con una densa red de canales de marea muy ramificada.

La BSJ tiene una llanura de fango intermareal extensa, en parte vegetada por *Sarcocornia perennis* y en parte tapizada por cantos rodados (rodados patagónicos) de origen fluvio glaciar, relictos de procesos glaciogénicos del Pleistoceno alto.

Mediante un canal estrecho principal la bahía se comunica con el litoral Atlántico. Tiene su entrada entre el cabo Curioso y la punta Desengaño, su longitud máxima es de 22 km con un ancho que varía entre 1 y 8 km. Termina en un amplio saco al sur, el cual está expuesto normalmente durante la bajamar. Diariamente se registran dos mareas y por el rango de amplitud de altura que alcanzan se las clasifica como macrotidales, entre los 6 m y 9 m.

En la región, domina el clima templado frío y semiárido con precipitaciones invernales medias anuales de alrededor de 200 mm: El marcado déficit hídrico regional determina las condiciones de la estepa subarborescente que se desarrolla aledaña a la costa.

El objetivo general de este trabajo, es relevar parte de la información ambiental de la Bahía de San Julián con miras a la evaluación de la calidad ambiental de la misma.

Para ello se han efectuado muestreos en sedimentos intermareales para realizar su caracterización granulométrica, evaluar la concentración de metales pesados totales y su biodisponibilidad.

La cuantificación de los metales en los sedimentos de dichas zonas, permite establecer los niveles de concentración característica en ese ambiente y revelar situaciones anómalas. El comportamiento de los metales traza en sistemas naturales es complejo, debido a las distintas interacciones químicas posibles.

Marco teórico y conceptual

Los metales pesados (MP) tienen importancia en el medio ambiente por su trascendencia en la contaminación de suelos y sedimentos. Pueden ser de naturaleza geogénica (origen natural) o antropogénica.

Las aguas servidas transportan una gran cantidad de biosólidos que requieren ser removidos por diversos tratamientos antes de su vertido en el ambiente natural. El vertido de aguas servidas urbanas e industriales sin un tratamiento previo constituye también un serio riesgo para el ecosistema, que se encontraría asociado a los metales pesados y otros contaminantes que podrían transferirse a la biota a través de la cadena trófica.

El riesgo de los MP para la salud humana y ecosistemas depende directamente de su solubilidad y biodisponibilidad.

Por definición, los MP son metales con una densidad mayor de 5 a 6 g/cm³ (Wild, 1993). Los MP contaminantes más comunes, son:

Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cinc (Zn), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganeseo (Mn), Mercurio (Hg), Molibdeno (Mo), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Selenio (Se)

El As y Se se incluyen, por simplicidad, dentro de los MP aun cuando son metaloides o no metales (Connell, 1997; Brady y Weil, 2002).

Los MP contaminantes más comunes son: Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn. Algunos MP son esenciales en la nutrición vegetal, animal y humana a nivel de trazas como Zn, Cu, Mn, Fe, Cr, Ni y Mo.

Los MP son tóxicos, en mayor o menor grado para los seres humanos y otros seres vivos, tienen en común el encontrarse naturalmente en la corteza terrestre e inducir efectos tóxicos en seres vivos expuestos a ellos cuando sus concentraciones, tiempos de exposición y/o una combinación de ambos, superan los umbrales de tolerancia de los organismos expuestos (González, 1994; John y Leventhal, 1995).

Para reconocer el grado de contaminación por metales e hidrocarburos en una determinada zona es necesario establecer el valor natural de base en todo el sitio. Los sedimentos pueden actuar como portadores y posibles fuentes de contaminación porque los metales pesados no se quedan permanentemente en ellos y pueden ser liberados a la columna

del agua por cambios en las condiciones ambientales tales como pH, potencial redox, oxígeno disuelto, entre otras (Szefer et al., 1998). Bajo estas circunstancias, el análisis de metales pesados en sedimentos permite detectar la contaminación que puede escapar al análisis de las aguas y también proporciona información acerca de las zonas críticas en el sistema acuático. La determinación de metales totales permite reconocer alteraciones ambientales, vía enriquecimiento de algunos de ellos en el sedimento. Las transformaciones y re-movilizaciónes del metal desde el sedimento van a depender de las condiciones redox del sistema.

Aunque algunos metales pesados, entre ellos el mercurio, el cadmio y el plomo, están considerados como contaminantes altamente peligrosos, el cobre y el cinc, si bien esenciales para los organismos vivos, también resultan tóxicos cuando se superan ciertas concentraciones umbrales. Los estudios del enriquecimiento, disponibilidad y distribución de los metales pesados en los sedimentos de ambientes acuáticos son temas de interés relevante por la capacidad del sedimento a concentrar e integrar a los ecosistemas los metales disueltos y convertirse en zonas potenciales de riesgo ambiental (De Gregori et al., 1996).

Los metales pesados como cinc (Zn), cobre (Cu), plomo (Pb), mercurio (Hg) y cadmio (Cd) son elementos recurrentes en los problemas derivados de la contaminación ambiental en las zonas cercanas a asentamientos humanos.

La determinación de los contenidos totales de metales pesados en sedimentos no es suficiente para evaluar el grado de impacto ambiental de una fuente contaminante, por lo que se hace necesario cuantificar y caracterizar las especies iónicas metálicas presentes.

Dentro de las fases identificadas se tienen las fases biodisponibles de cada elemento, dimensionando así el real impacto que causa sobre los seres vivos. Para que los metales pesados puedan ejercer su toxicidad sobre un ser vivo, éstos deben encontrarse disponibles para ser captados por éste, es decir que el metal debe estar biodisponible.

El concepto de biodisponibilidad expresa el grado en el que un compuesto químico presente en la matriz del suelo/sedimento puede ser absorbido o metabolizado por humanos o receptores ecológicos, o se encuentra disponible para la interacción con sistemas biológicos. El concepto de biodisponibilidad se encuentra íntimamente relacionado con las condiciones fisicoquímicas del ambiente, por ello es fundamental, al determinar el grado de contaminación por metales pesados de un ambiente, conocer la concentración de metal libre y lábil presente que puede ser incorporada por los organismos vivos.

Metodología de trabajo

Muestreo de sedimentos en la Bahía San Julián y alrededores

Para la determinación de la concentración total de metales en sedimento se tomaron muestras en trece sitios distribuidos en el interior de la BSJ, tres en la descarga de diferentes arroyos y dos sitios en mar abierto. Para la determinación de la biodisponibilidad de metales en sedimento se tomaron muestras en cuatro sitios diferentes. En parte de estos sitios se realizó también la caracterización granulométrica de los sedimentos analizados (Tabla 1 y Fig. 1).

Tabla 1. Estaciones de muestreo de sedimentos en la Bahía San Julián.

Estación - E -	Sitio	Sedimentos		
		Caracterización granulométrica	Metales Concentración total	Metales Biodisponi- bilidad
1	Playa La Mina		X	
2	Punta Peña		X	
3	Paso de la Isla Cormorán	X	X	X
4	Playa del Efluente Planta de tratamiento cloacal-Marea baja	X	X	
5	Playa del Efluente Planta de tratamiento cloacal-Marea alta		X	
6	Punta Caldera – Muelle nuevo		X	X
7	Club Náutico		X	
8	Cascada - agua de mar		X	
9	Saco de la bahía		X	
10	Intermareal fangoso a 500 m del efluente	X		
11	Intermareal fangoso a 900 m del efluente	X		
12	Frente al Hospital	X		
13	Canal secundario	X		
14	Tumba Scholl	X		
15	Banco Justicia	X	X	X
18	Caldera baja		X	
21	Rincón - Península	X	X	
22	Frente al Pueblo - Península		X	
23	Playa Los Instalados		X	
25	Canal marea Cascada		X	
28	Arroyo Sam		X	
30	Banco Inglés	X	X	X

Las muestras de sedimentos intermareales para determinación de metales se extrajeron en las campañas de los años de 2017 al 2018. Todas las estaciones de muestreo han sido georreferenciadas y la información recopilada en un sistema de información geográfica.

Estos son los primeros estudios exhaustivos sobre la concentración total y biodisponibilidad de metales pesados en sedimentos marinos intermareales realizados en la Bahía San Julián.

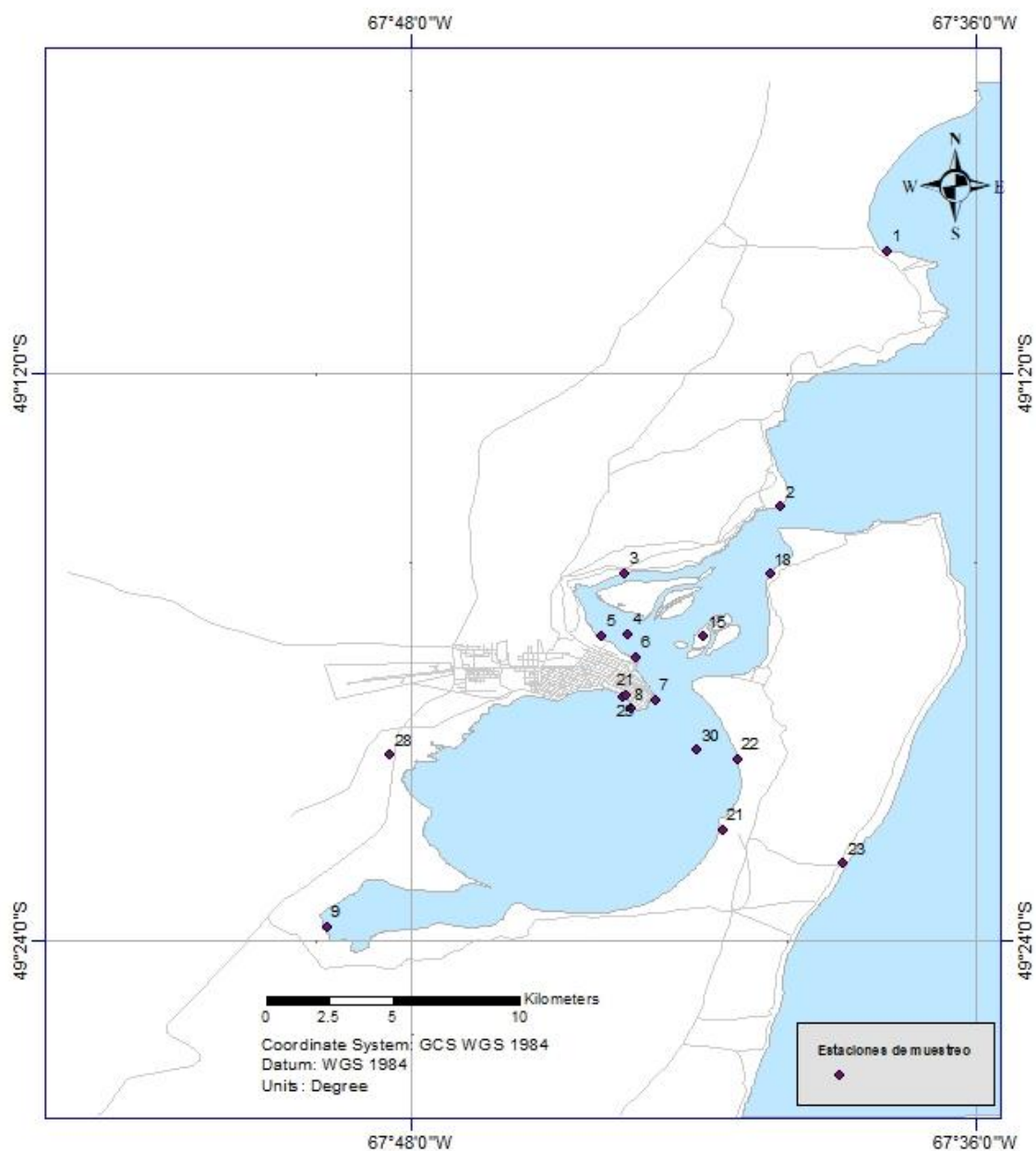


Fig. 1. Ubicación de las estaciones de muestreo donde se determinó la concentración de metales en sedimentos.

Caracterización granulométrica del sedimento

Para realizar la caracterización granulométrica, el sedimento se procesó mediante el método de tamizado en húmedo utilizando una columna de tamices, previo tratamiento de la muestra con una solución de hexametáfosfato sódico ($6,2 \text{ g l}^{-1}$) para ayudar a la dispersión de las partículas de arcilla (Bale y Kenny, 2005). La muestra total se secó en estufa a 70°C hasta peso constante y se pesó antes del tamizado. Las diferentes fracciones de sedimento se expresaron como grava (4-2 mm), arena gruesa (2 a 0,5 mm), arena media (0,5 a 0,25 mm) y arena fina (0,25 a 0,062 mm). Las fracciones se secaron en estufa a 70°C hasta peso constante y se pesaron, y se expresaron como porcentaje del peso seco de la muestra total. La fracción de fango (limo+arcilla) se estimó como la diferencia entre el peso seco de la muestra total y la suma del peso seco de las fracciones mayores de 0,062 mm.

Concentración total de metales pesados en sedimentos

Toma de muestras:

En cada muestreo, se extrajo el sedimento intermareal, más fino disponible en los primeros 15 cm de profundidad, de granulometría areno limo-arcilloso. Las muestras de 1 kg fueron embolsadas etiquetadas y enviadas al laboratorio.

Procesamiento de las muestras:

Se determinó la concentración total de metales pesados. Se aplicó la técnica de digestión multiácida (4 ácidos) y la lectura se realizó con el plasma de acoplamiento inductivo ICP – Masa 39 elementos. El procesamiento de las muestras se llevó a cabo en un laboratorio comercial externo.

Se han determinado las concentraciones totales de cadmio, cobre, mercurio, plomo y zinc. En la Tabla 2 se muestran los límites de detección del método utilizado para su medición.

Tabla 2. Límites de detección del método

Elemento	Limite detección ensayos de concentración total (ppm) Método lectura ICP MA-39
Cd	1
Cr	1
Cu	1
Hg	2
Pb	2
Zn	1

Biodisponibilidad de metales pesados en sedimentos

Toma de muestras:

En cada muestreo, se extrajo el sedimento intermareal, más fino disponible en los primeros 15 cm de profundidad, de granulometría arcillo-limoso. Las muestras de 1 kg fueron embolsadas etiquetadas y enviadas al laboratorio.

Procesamiento de las muestras:

Se tamiza el sedimento con mallas de 2 mm para eliminar gravas y conchillas; se analiza la fracción menor a 63 μ m que es la que adsorbe preferentemente los metales. Para la determinación de Cadmio, Cobre, Plomo y Zinc se utilizó un método de extracción selectiva propuesto para cuantificar la fracción de metales biodisponibles, sin considerar el contenido total. Se digiere con ácido clorhídrico 0,5 N (25 ml/g de muestra) durante 12 horas a temperatura ambiente. Se centrifuga a 12.000 rpm y se miden las concentraciones en el sobrenadante.

Para Mercurio se digieren las muestras a 50 °C durante una hora, en tubos de digestión Kjeldahl con ácido clorhídrico y nítrico (9 + 1) (3 ml/g de muestra).

Procesamiento de las muestras en el laboratorio:

LMIS18:	Preparación de la muestra: tamizado del sedimento por malla de 2 mm.
LMFQ37:	Extracción selectiva con ClH 0.5 N durante 12 horas.
LMMT04:	Lectura por ICP-OES sobre matriz de ClH 0.5 N. Reporte de 34 elementos incluyendo Cadmio, Cobre, Plomo y Zinc.
P5 + ICP-AR-39:	Análisis total de la muestra (Reporte de 39 elementos)
LMMT06:	Análisis de Hg por vapor frío

Se han determinado las concentraciones biodisponibles de cadmio, cobre, mercurio, plomo y zinc. En la Tabla 3 se muestran los límites de detección del método utilizado para su medición.

Tabla 3. Límites de detección del método

Elemento	Límite de detección ensayos de biodisponibilidad (mg/Kg) Método lectura ICP -OES
Cd	0,003
Cr	0,012
Cu	0,009
Hg	0,030
Pb	0,084
Zn	0,006

Marco normativo para sedimentos

Como referencia normativa a tener en cuenta para comparar los valores encontrados, se han tomado normas internacionales canadienses.

Normativa canadiense

El Grupo de tareas sobre normas de calidad del agua del Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME, 2002) desarrolló concentraciones químicas recomendadas para apoyar y mantener la vida acuática asociada con los sedimentos del lecho.

Estos valores se derivan de la información científica disponible sobre los efectos biológicos de los productos químicos asociados a los sedimentos, destinados a apoyar el funcionamiento de ecosistemas saludables. El protocolo de directrices de calidad de sedimentos se basa en el enfoque del Programa de estado y tendencias nacionales y en el enfoque de prueba de toxicidad de sedimentos enriquecidos.

ERB: Criterios de calidad para los sedimentos propuestos por Long *et al.* (1995) basado en el potencial de inducir efectos tóxicos en los organismos marinos, para lo que han definido dos valores: ERB. Los Valores de ERB (Efectos de Rango Bajo) indican concentraciones por debajo de las cuales rara vez se producen efectos adversos.

En la Tabla 4 se detallan los valores referenciales para la concentración de los metales pesados estudiados con normativa internacional canadiense.

Tabla 4. Normativa nacional e internacional tomadas como referencia.

Metales	Normativa Canadiense ERB (ppm)
Cu	34,0
Pb	46,7
Zn	150,0
As	8,0
Cr	81,0
Ni	20,0

Interpretación y discusión de los resultados

Caracterización granulométrica

En la BSJ las mareas dominan sobre el oleaje, conformando planicies intermareales extensas, con características de facies geomorfológicas y sedimentológicas muy diferentes a las encontradas en mar abierto, que se traducen en la instalación de poblaciones vegetales y animales específicas.

La zona intermareal superior favorece la sedimentación de materiales finos (limos y arcillas) y la zona intermareal inferior la acumulación de fracciones más gruesas (arenas hasta gravas). En la zona intermareal media la granulometría es variada.

El análisis granulométrico de los sedimentos de la planicie intermareal superior, media e inferior realizado dió como resultado lo siguiente:

Nivel Intermareal Superior

En las 6 estaciones relevadas predomina la fracción limo-arcillosa sobre la fracción arena fina. Los rangos estimados son 70/75 % a 25/30 % respectivamente (Figura 2).

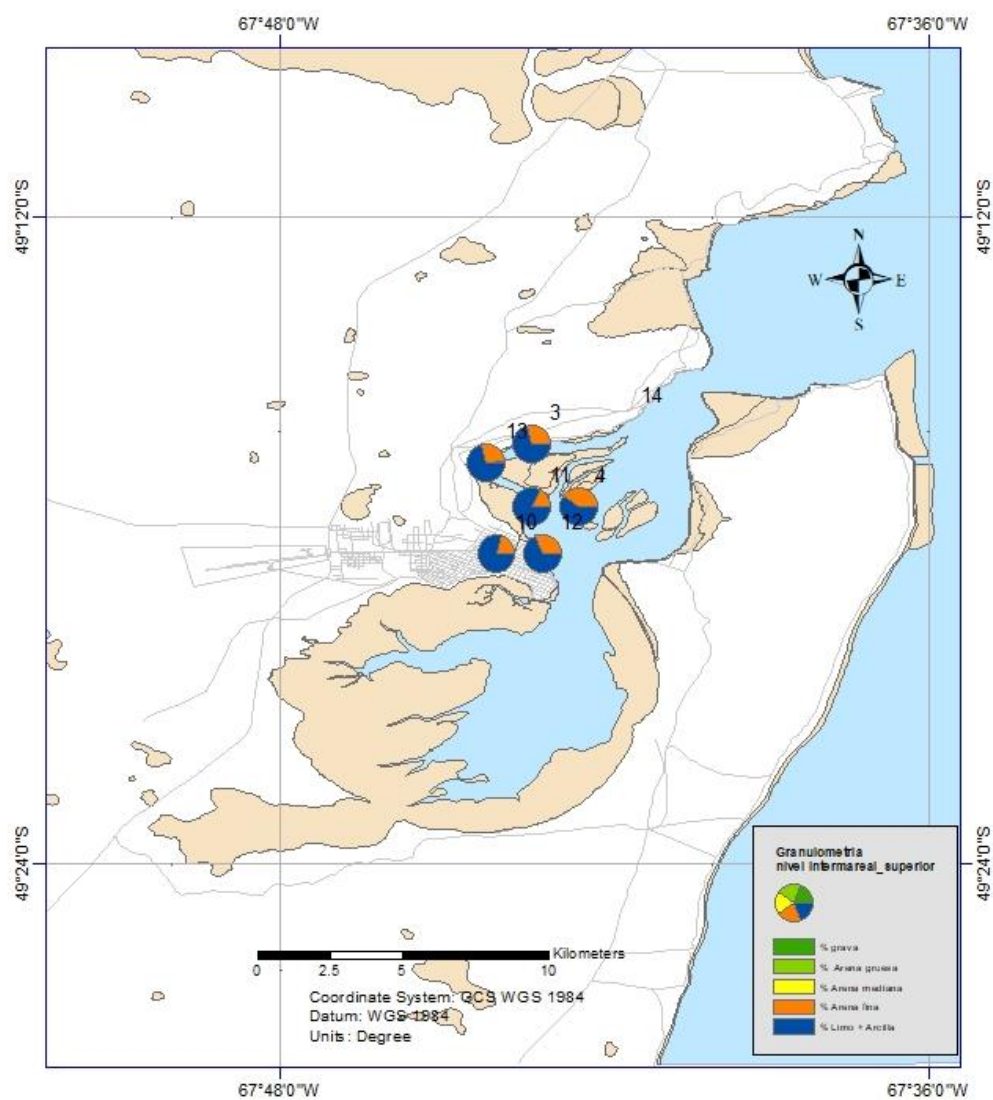


Fig. 2. Granulometría de los sedimentos del Nivel intermareal superior

Nivel Intermareal Medio

Se relevaron 10 estaciones y la fracción limo-arcillosa domina sobre la arena fina en 4 estaciones situadas en la margen occidental de la BSJ y 1 en Caldera baja situada en la península, margen oriental de la bahía.

Se observan 4 estaciones con predominio de arena fina sobre limo-arcilla dentro de la BSJ. En la Playa Los Instalados, ubicada en el sector de costa de mar abierto dominada por las olas, el predominio de arena fina constituye cerca del 95% (Figura 3).

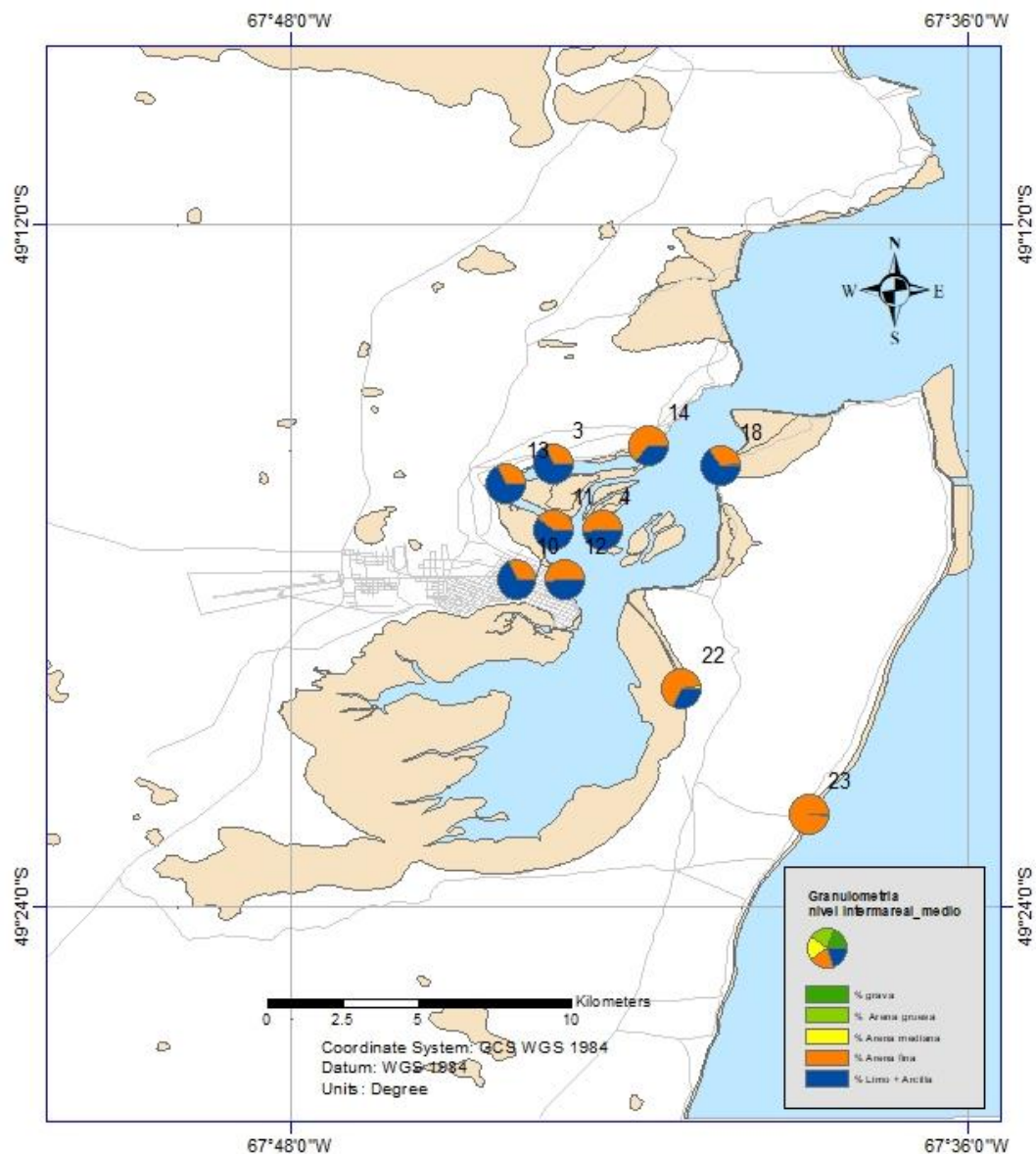


Fig. 3. Granulometría de los sedimentos del Nivel intermareal medio.

Nivel Intermareal Inferior

En este nivel intermareal los sedimentos se encontraron dominados por la fracción de arena fina. En el Banco Justicia (E15), a diferencia de otros sectores de la bahía, la arena fina se encontró acompañada por las fracciones de limo-arcilla y grava.

En Tumba Scholl (E14), El Rincón (E21) y Banco Inglés (E30) hay un marcado predominio de arena fina.

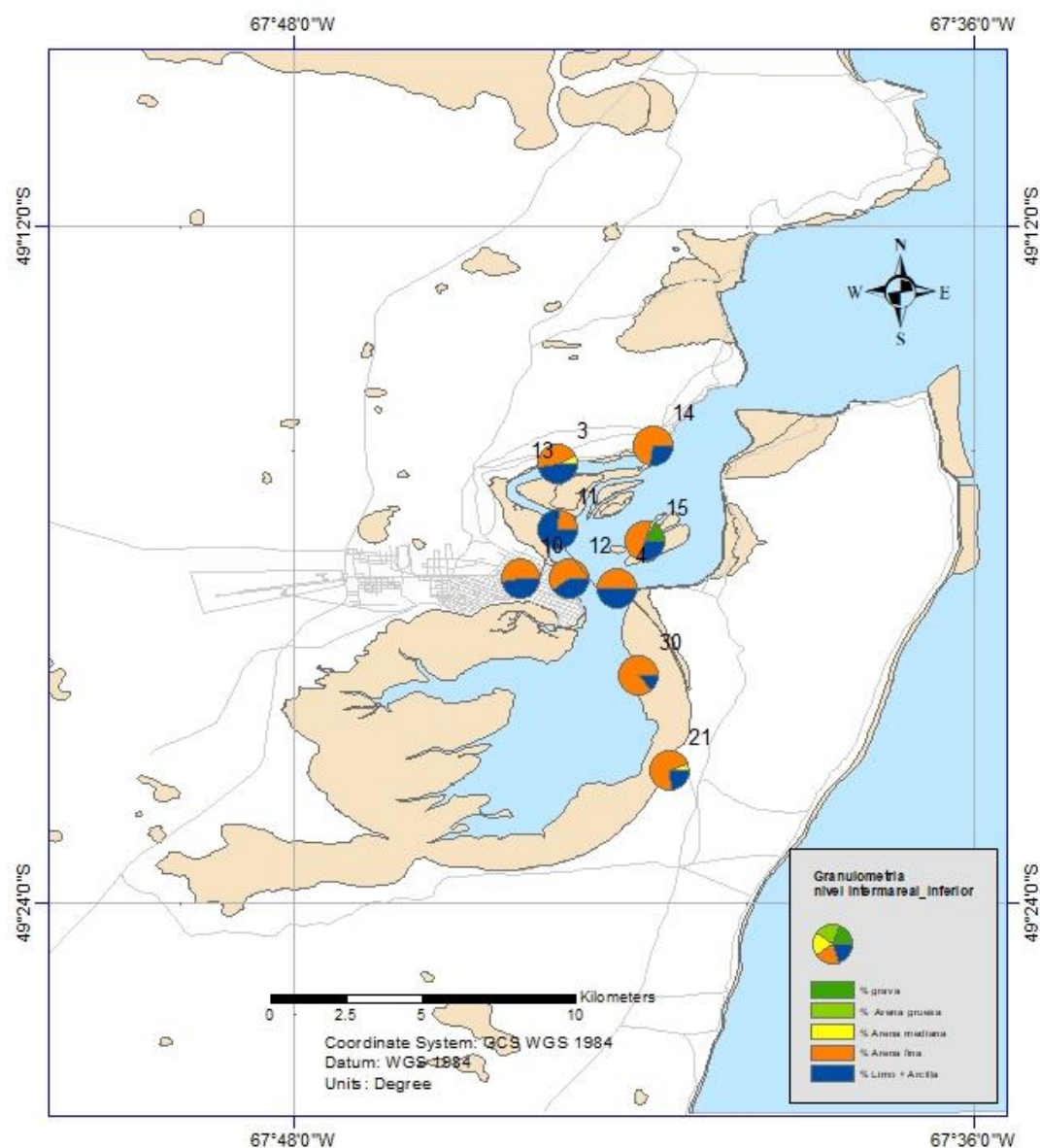


Fig. 4. Granulometría de los sedimentos del Nivel intermareal inferior

Concentración total de metales pesados

En la Tabla 5 se presentan los valores de las concentraciones totales de los metales pesados en sedimentos para cada uno de los sitios muestreados en la bahía.

Tabla 5. Concentración total en ppm de los metales pesados determinados en este estudio en el período 2017-2018.

Estación - E -	Sitio	As Ppm	Cd ppm	Cr ppm	Cu ppm	Hg ppm	Pb ppm	Zn ppm
1	Playa La Mina	17,22	<1	26,15	12,07	<2	7,13	45,92
2	Punta Peña	8,13	<1	53,12	13,19	<2	7,84	39,45
3	Paso de la Isla Cormorán	13,43	<1	37,17	12,60	<2	12,79	67,79
4	Efluente Marea baja	16,72	<1	28,41	16,62	<2	12,41	60,24
5	Efluente Marea Alta	9,61	<1	51,91	19,32	<2	8,37	73,35
6	Punta Caldera – Muelle nuevo	10,19	<1	37,46	17,61	<2	9,51	57,28
7	Club Náutico	6,48	<1	40,80	12,57	<2	6,67	45,71
8	Cascada - agua de mar	9,77	<1	53,88	10,66	<2	6,95	58,46
9	Saco de la bahía	9,30	<1	42,16	16,02	<2	14,45	86,74
15	Banco Justicia	11,77	<1	20,98	10,99	<2	9,34	42,75
18	Caldera baja	7,86	<1	31,01	10,37	<2	8,53	67,10
21	Rincón - Península	7,49	<1	33,86	7,93	<2	6,30	49,65
22	Frente al Pueblo - Península	7,07	<1	28,80	14,11	<2	5,35	56,48
23	Playa Los Instalados	7,91	<1	27,69	17,31	<2	2,55	29,96
25	Canal de marea Cascada	10,80	<1	22,72	19,79	<2	28,84	88,88
28	Arroyo Sam	12,73	<1	47,98	20,50	<2	4,89	76,30
30	Banco Inglés	<5	<1	16,81	8,81	<2	6,78	40,76

En el área de estudio, no se ha registrado hasta la fecha concentración de Cd y Hg (Gil *et al.*, 1996; Pereyra G *et al.*, 2015) por lo cual no hay riesgo de contaminación por estos metales.

Los valores más elevados en la concentración total de metales hallados en Paso de la Isla (E3), en la playa del efluente (E4), en el canal de marea de la Cascada (E 25) y en el Saco de la bahía (E9) pueden deberse a las características geogénicas, sedimentológicas e hidrológicas en cada sitio, y también a causas antrópicas. La estación E3 se sitúa en un canal secundario de la

bahía donde la velocidad de la corriente es menor a la que se desarrolla en el canal principal. La playa del efluente, el canal de marea e la Cascada y el saco de la bahía también se corresponden con sitios de baja energía hidrológica y mayor depositación de sedimentos finos. Bajo estas condiciones hidrológicas se acumula predominantemente material fino pelítico y se da como consecuencia una concentración relativa mayor de metales pesados en los sedimentos.

Las Figuras 5 a 9 representan los valores de las concentraciones totales de los metales pesados registrados para Cu, Pb, Zn, As y Cr en el sedimento de la bahía, comparadas con los respectivos valores de Efectos de Rango Bajo (ERB).

Cobre

La estación E3 acusa una concentración mayor al valor tomado como referencia de la Tabla 3 para Cu (ERB). En el resto de las estaciones, las concentraciones de Cu están por debajo de ese valor (34,0 mg/Kg o ppm) (Fig. 5).

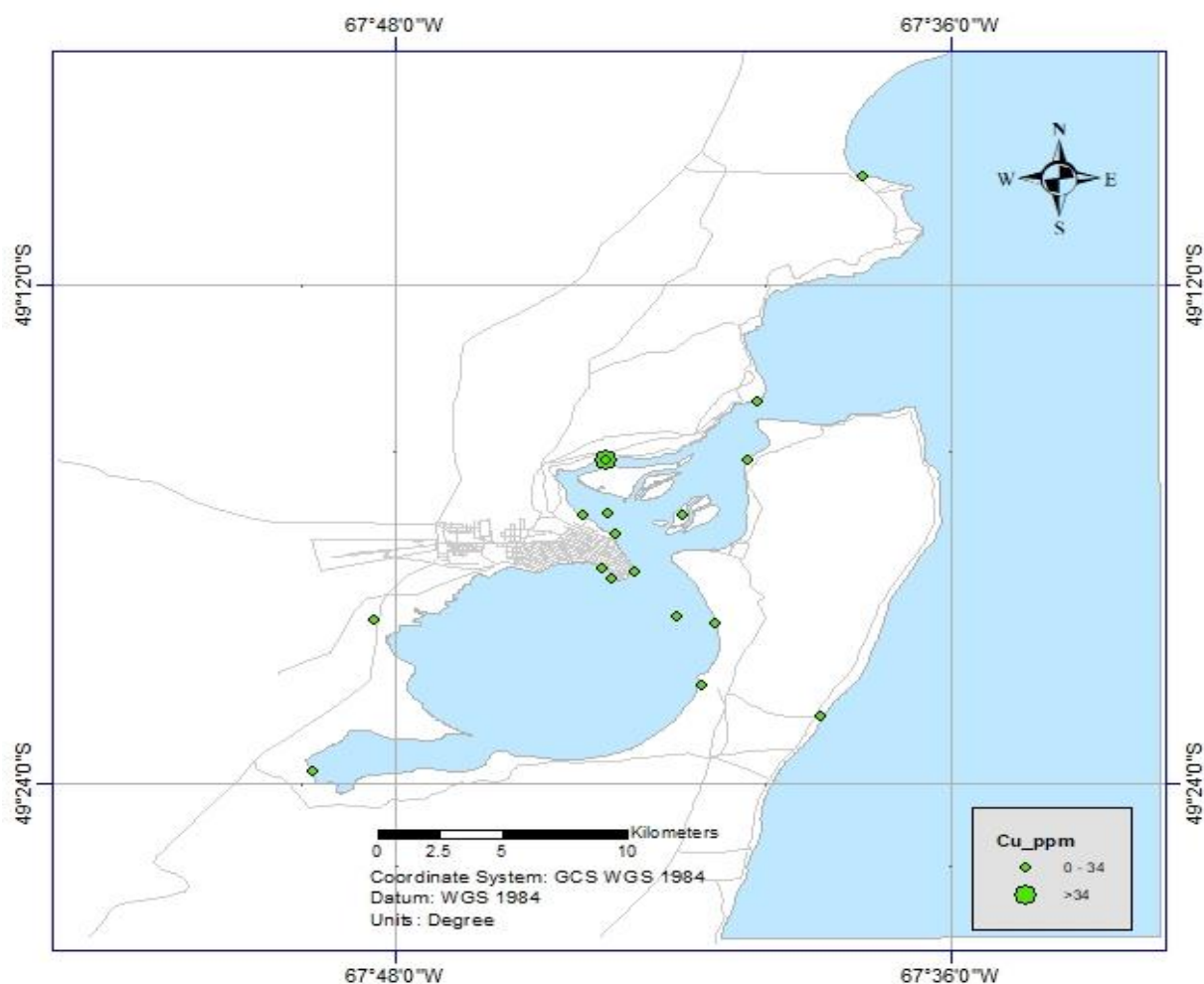


Fig. 5. Concentración de cobre - Cu - en la Bahía San Julián.

Plomo

La concentración total de Pb en los sedimentos intermareales muestreados están por debajo del valor tomado como referencia de la Tabla 3 para Pb - ERB- (46,7 mg/Kg o ppm) (Fig. 6).

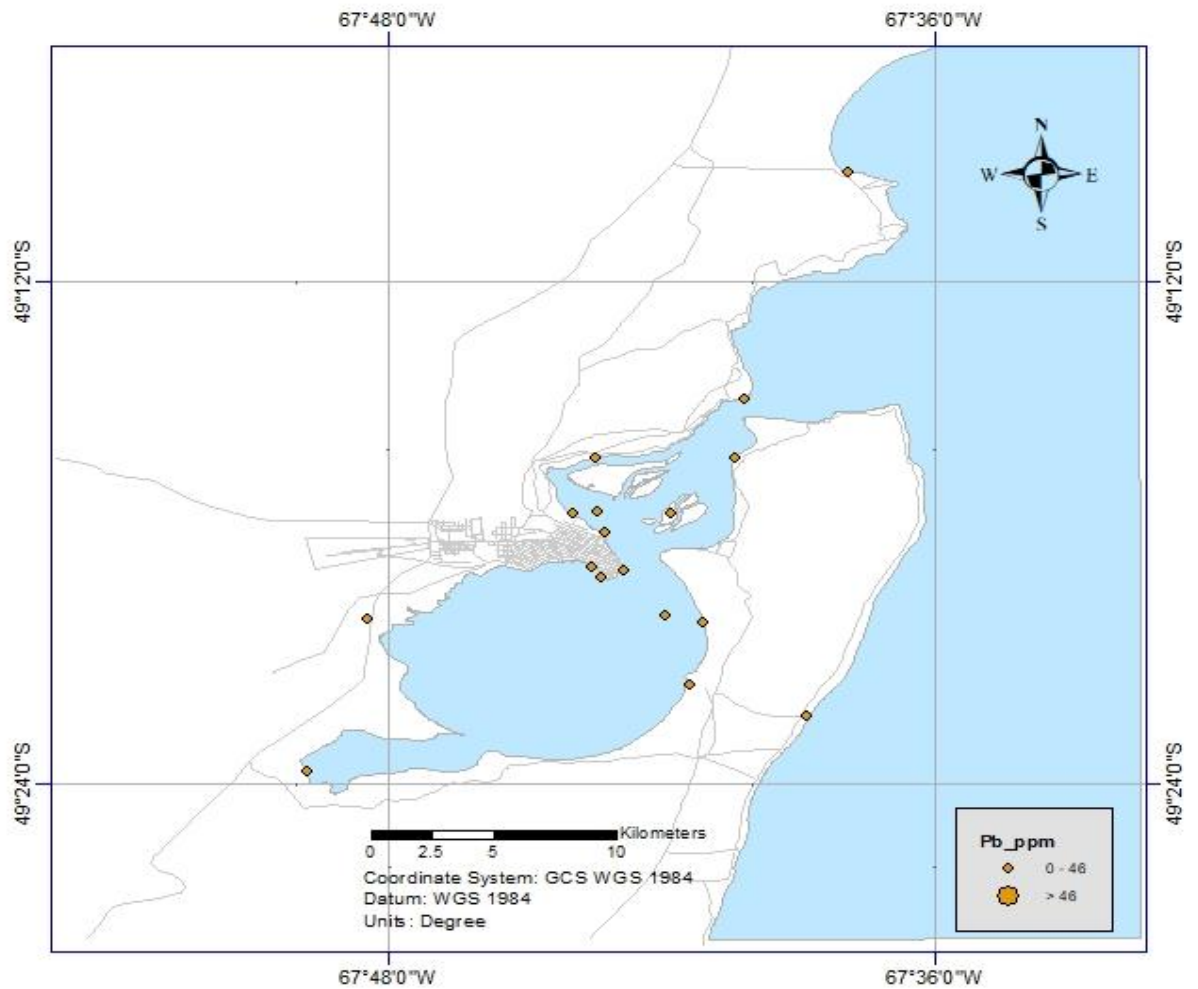


Fig. 6. Concentración de plomo - Pb - en la Bahía San Julián.

Zinc

La concentración total de Zn en los sedimentos intermareales muestreados están por debajo del valor tomado como referencia de la Tabla 3 para Zn - ERB- (150 mg/Kg o ppm) (Fig. 7).

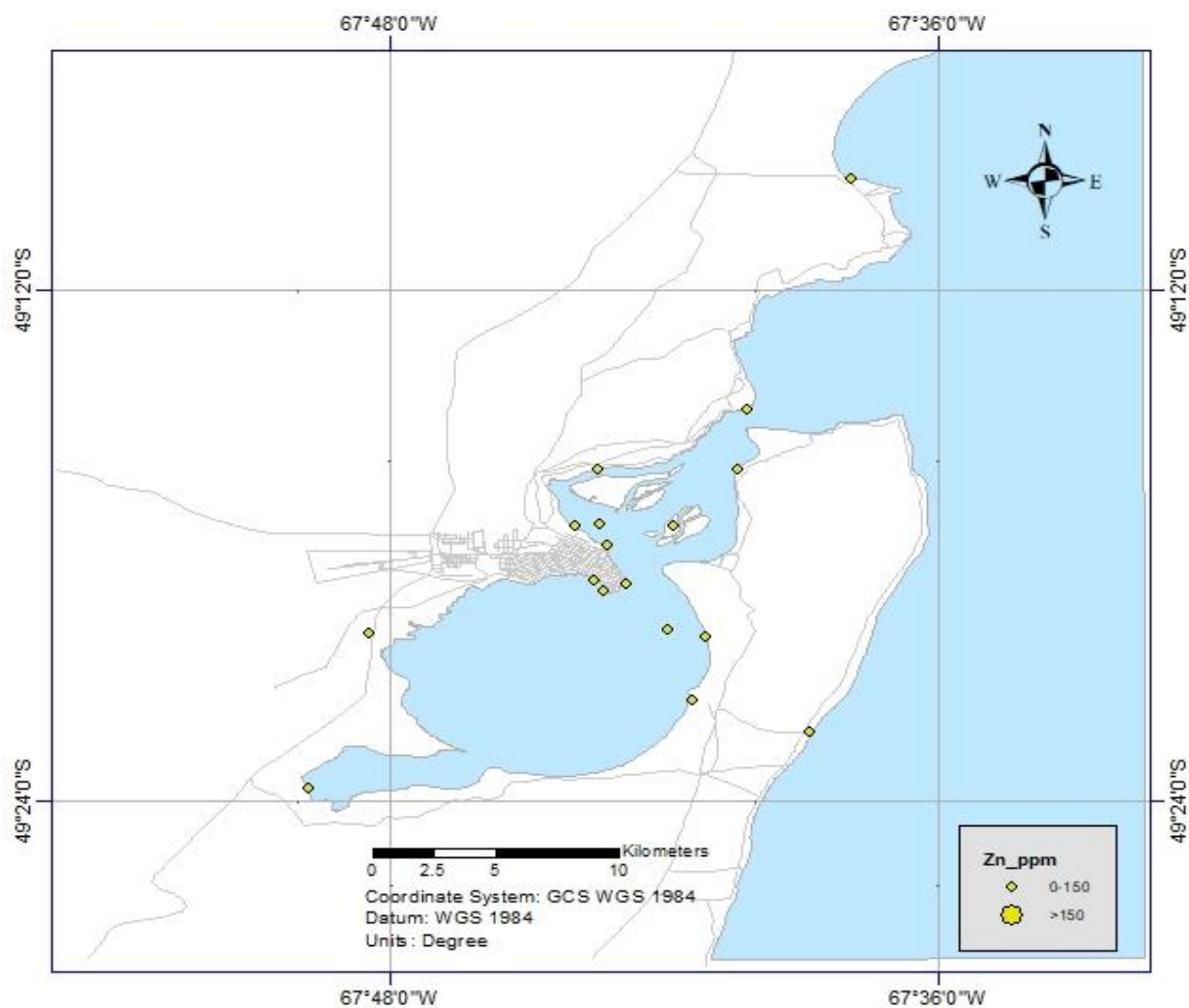


Fig. 7. Concentración de zinc - Zn - en la Bahía San Julián.

Arsénico

La concentración total de Arsénico en los sedimentos intermareales muestreados está por encima del valor tomado como referencia de la Tabla 3 para As - ERB- (8,0 mg/Kg o ppm) salvo las estaciones ubicadas en la costa de la península de San Julián (Fig. 8).

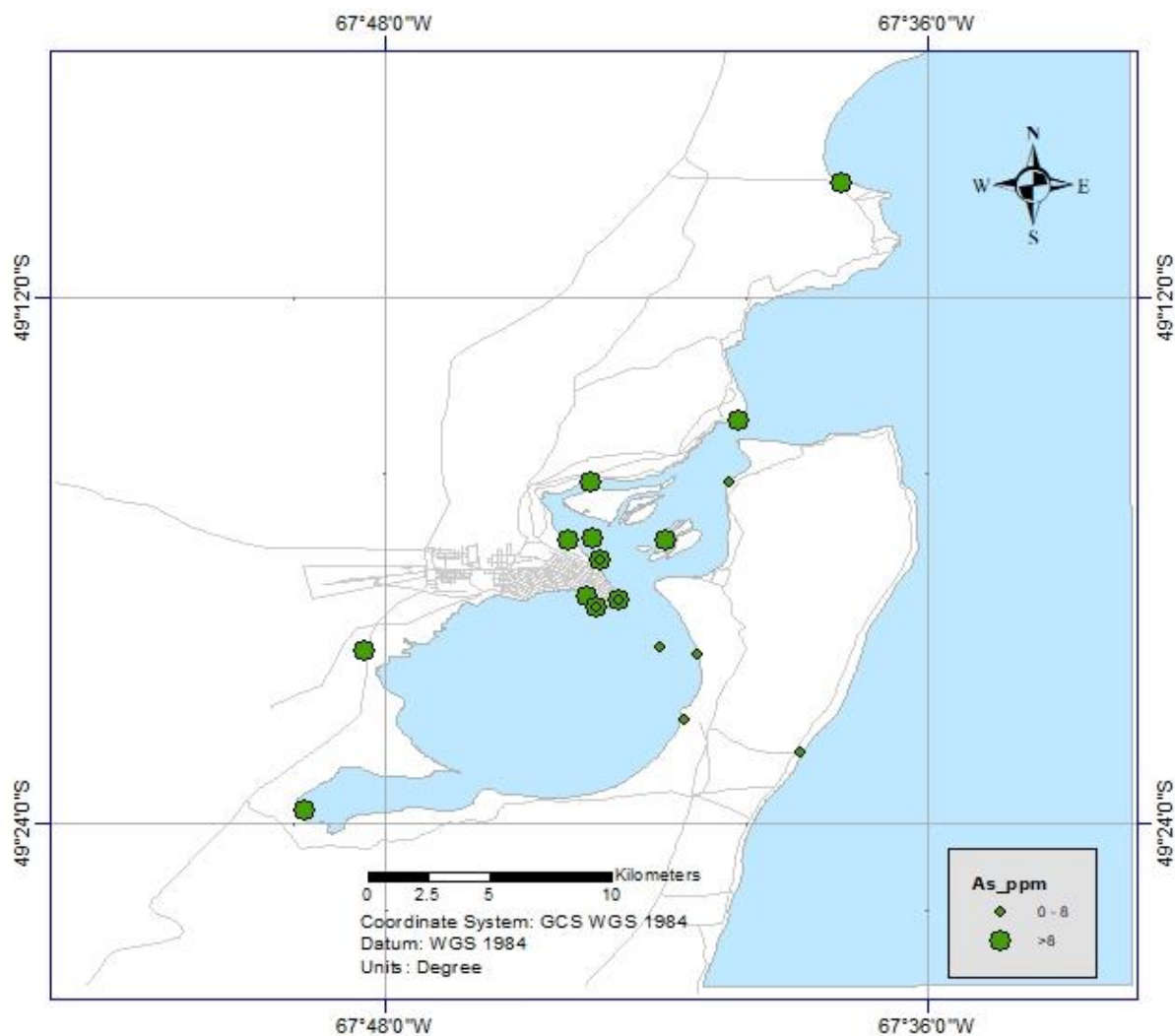


Fig. 8. Concentración de arsénico – As - en la Bahía San Julián.

Cromo

La concentración total de Cromo en los sedimentos intermareales muestreados está por debajo del valor tomado como referencia de la Tabla 3 para Cr - ERB- (81,0 mg/Kg o ppm) (Fig. 9).

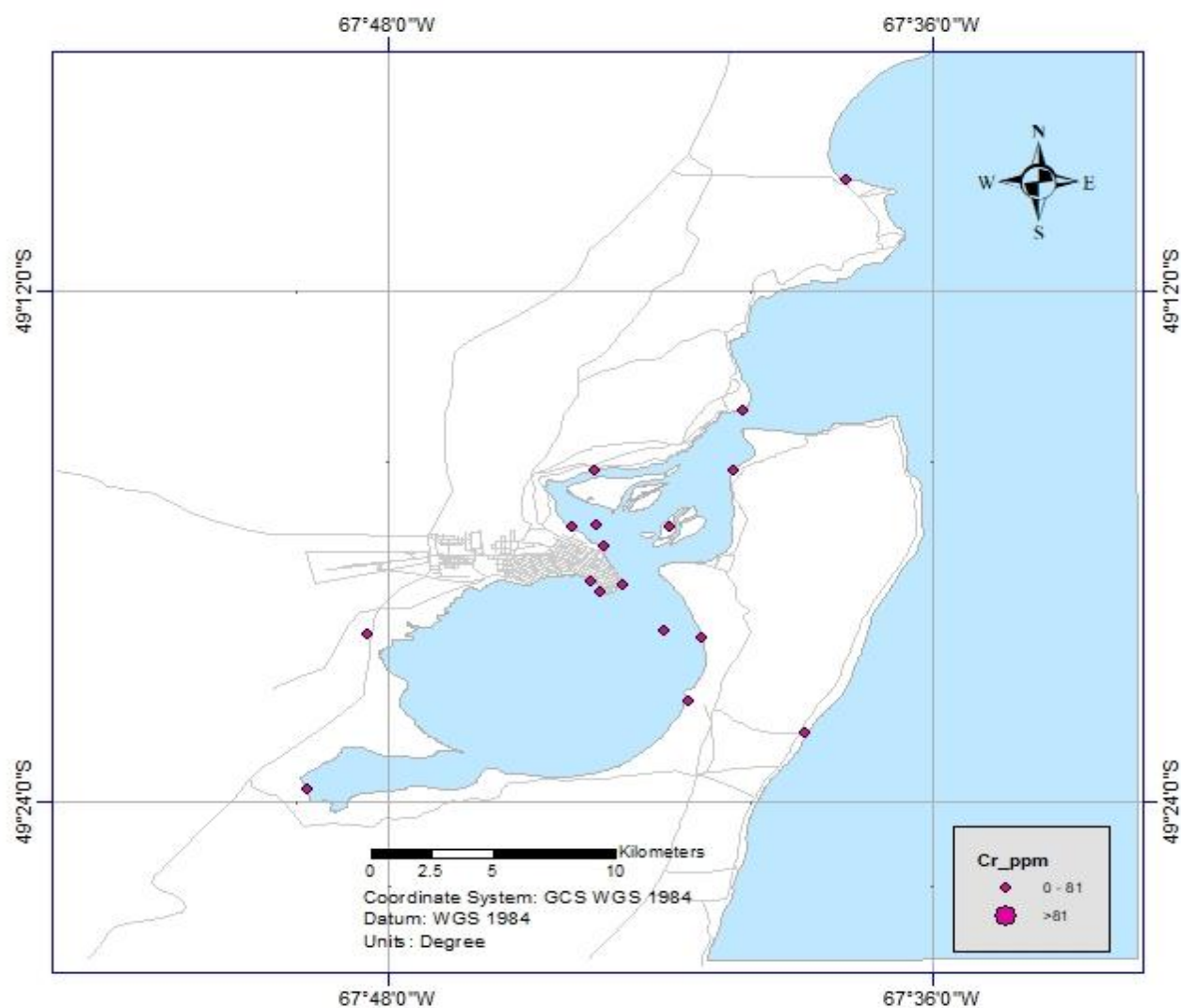


Fig. 9. Concentración de cromo – Cr - en la Bahía San Julián

Biodisponibilidad de metales pesados en sedimentos

En cuatro estaciones se realizaron estudios acerca de la concentración de los metales pesados biodisponibles, para comparar con la concentración total de los mismos y conocer el estado del ambiente de la BSJ.

Los resultados obtenidos indican que los valores de concentración biodisponibles de los metales pesados cobre, plomo y zinc (Figuras 10, 11 y 12) son bajos y no constituyen problemas de contaminación ni riesgo para la biota.

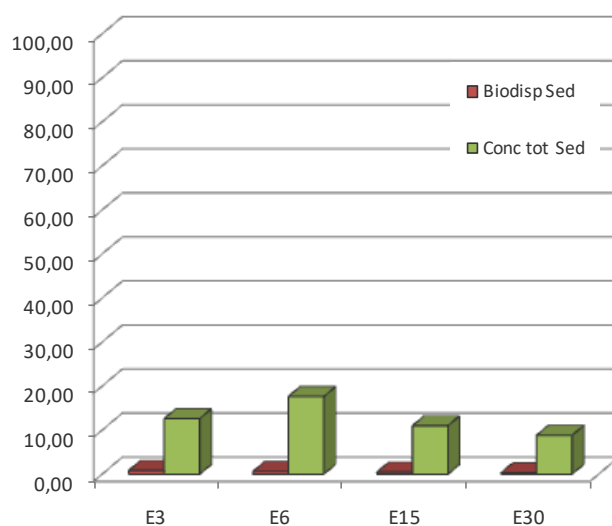


Fig. 10. Concentración total y biodisponibilidad de Cu (mg/kg) en los sedimentos.

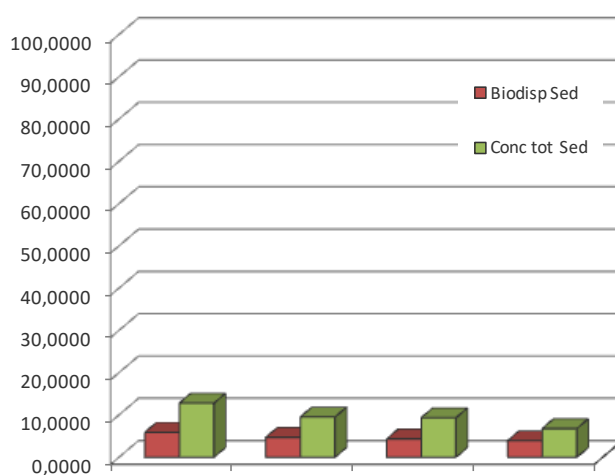


Fig. 11. Concentración total y biodisponibilidad de Pb (mg/kg) en los sedimentos.

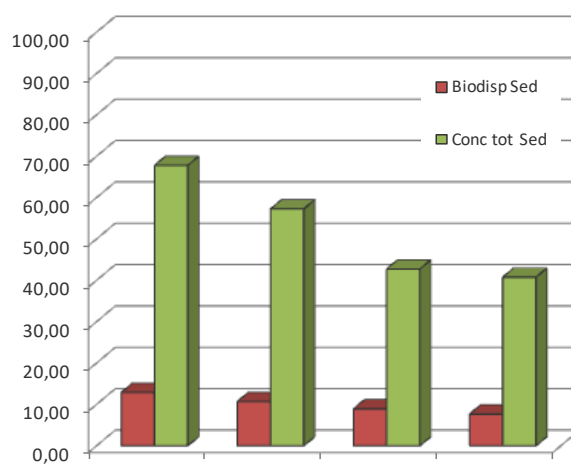


Fig. 12. Concentración total y biodisponibilidad de Zn (mg/kg) en los sedimentos.

Conclusiones

- ❖ La granulometría de los sedimentos de la planicie intermareal superior, media e inferior de la bahía es predominantemente fina y es concordante con la energía del medio en el interior de la bahía.
- ❖ La concentración de los metales pesados Cu, Pb, Cr y Zn en los sedimentos intermareales no representa, hasta el momento, problemas de contaminación ambiental ni constituyen un riesgo para la preservación de la vida acuática en la bahía, ya que están por debajo de los rangos permitidos por la normativa vigente de referencia.
- ❖ Los metales pesados ausentes en el sedimento de la BSJ hasta el presente son Cd, Hg, Bi, Sb, Se, Sn, Ta, Te, W, Ag. Los valores de concentración registrados en este estudio están por debajo del límite de detección del método utilizado.
- ❖ En cuanto al As, los datos obtenidos acusan valores significativos para riesgo ambiental de contaminación, que hay que tener en cuenta y que merece ser monitoreado.
- ❖ La calidad de los sedimentos estudiados basado en la normativa ambiental de referencia internacional consultada no constituyen peligro para la vida acuática marina ni para el ambiente.
- ❖ De acuerdo a los datos obtenidos hasta el presente, ninguno de los elementos estudiados presentan niveles de biodisponibilidad que signifiquen un riesgo para la biota marina.

BIBLIOGRAFÍA

- BALE AJ & AJ KENNY. 2005.** Chapter 2: Sediment analysis and seabed characterisation. In: Eleftheriou A & A McIntyre (eds). *Methods for the study of marine benthos*, pp. 43-86. Blackwell Science, Oxford.
- BRADY, N.C. AND R. WEIL. 2002.** *The nature and properties of soils*. Thirteenth Edition. Prentice Hall, New Jersey, USA. 960 p.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002.** *Canadian Environmental Quality Guidelines*, Winnipeg Canadá.
- CONNELL, DOES W. 1997.** *Basic concepts in environmental chemistry*. Lewis Publishers, NY, USA. 506 p.
- DE GREGORI, I.; PINOCHET, H.; ARANCIBIA, M.; VIDAL, A., 1996.** Grain-size effect of trace metals distribution in sediments from two coastal areas of Chile. *Bull. Environ. Contam. Toxic Pollut.*, 57, 163-170.
- GIL, M; M. HARVEY, M. COMMENDATORE, J. C. COLOMBO & J. L. ESTEVES. 1996.** Evaluación de la contaminación por hidrocarburos y metales en la zona costera patagónica. *Inf. Técnico 21*. Plan Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica GEF/PNUD WCS/FPN
- JOHN, D.A. AND LEVENTHAL, J.S. 1995.** Bioavailability of metals. In: Du Bray (Ed). *Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models*, Denver, Colorado. U.S. Department of Interior. U.S. Geological Survey (USGS) <http://pubs.usg.gov/of/1995/>
- LONG, E., D. MACDONALD, S. SMITH y F. CALDER. 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.*, 19: 81-97.
- MARCO LEGAL DE LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ. 2003.** Ley N° 2658. Evaluación de impacto ambiental. Decreto 7/06.
- PEREYRA GINESTAR, B.R., BECKER, Y.A, SCAVUZZO, V., COLLM, N.S, MOSCARDI, C.A., TOMADIN, P, STORNILO, S., ARRIETA, LB, SCHITTNER, C.D., SANCHEZ, G. 2015.** Estudio de la situación ambiental de la Bahía San Julián y su zona de influencia, provincia de Santa Cruz. IX Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Ushuaia, 293 pp.
- SZEFER, P., KUSAK, A., SZEFER, K . (1998).** Evaluation of the anthropogenic influx of metallic pollutants into Puck Bay, southern Baltic. *Applied Geochemistry*, 13 , 293-304.
- WILD, A. 1993.** *Soils and the environment*. Cambridge University Press, New York, NY, USA.
- ZAIXSO, H. 2007.** Estudio de base para la gestión integrada de la bahía de San Julián. Informe Técnico. 802 pp.

4. COMUNIDADES BIOLÓGICAS COSTERAS DE LA BAHÍA

4.1 LA MARISMA

Introducción

Las marismas son comunidades vegetales intermareales que, en general, se desarrollan en sitios de la costa dominados por las mareas y protegidos de la acción del oleaje. En algunas partes del mundo, las marismas poseen una vegetación muy diversa, mientras que en otras regiones están dominadas por unas pocas especies (Adam, 1990).

La zonación de las plantas, de naturales halófitas, es probablemente la característica más destacada de estos ambientes a escala de paisaje. En las regiones templadas y subpolares, las plantas de diferentes especies se establecen en el intermareal superior dando origen a una comunidad vegetal (Mc Cann, 1980, Dyer et al., 2000).

La mayoría de las comunidades vegetales de marismas se desarrollan en franjas paralelas a la costa, y su composición de especies generalmente cambia con la elevación del terreno y con la distancia de la orilla del mar. Sin embargo, los patrones de distribución de las especies pueden diferir entre regiones del mundo (Adam, 1990, 2002). El límite inferior de la marisma está determinado por el estrés físico, como el ocasionado por los suelos saturados de agua, la salinidad del sustrato o el tiempo de inmersión, mientras que los procesos ecológicos como la competencia y/o la facilitación determinan el límite superior de distribución (Bertness, 1991, Pennings y Callaway, 1992, Pennings et al., 2005, Idaskin et al., 2011, Bruno et al., 2017).

La importancia de las marismas intermareales y el beneficio que aportan a las comunidades humanas y a otras especies se ha reconocido formalmente desde la adopción de la Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional en Ramsar en 1971, y se reiteró en 1992 con la creación del Convenio sobre la Diversidad Biológica. A pesar de estos acuerdos, varios países han informado pérdidas significativas de estos importantes ambientes costeros (Foster et al., 2013).

Las marismas han sido poco estudiados a pesar de su reconocida importancia en el control de la erosión costera, la retención de sedimentos, el ciclo de nutrientes, y como proveedores de hábitat, refugio y alimento para peces, aves e invertebrados (Bertness, 1999, Isacch et al., 2011). En la bahía San Julián, esta comunidad vegetal se encuentra establecida en los niveles intermareales superiores de la planicie de marea,

cubriendo una área total de aproximadamente 1.200 hectáreas (Zaixso, 2008). Es un rasgo común en la marisma de la bahía San Julián la presencia de pozas de marea, que durante el verano actúan como “nursery” de gran cantidad de juveniles de peces, principalmente del pejerrey (Zaixso, 2008), lo que permite apreciar la importancia ecológica que esta comunidad vegetal tiene para el ecosistema costero.

Este estudio tuvo como objetivo caracterizar las marismas de la Bahía San Julián, identificando las principales asociaciones vegetales y analizando la variación de la biomasa vegetal en relación al nivel de marea y la época del año. Los resultados obtenidos son de interés por sus implicancias ecológicas y brindan a su vez información de relevancia que posibilitarán un adecuado manejo y conservación de estos ambientes costeros.

Parte de estos resultados fueron publicados en:

- Martin J.P., Z. Lizarralde, A. Sar, S. Pittaluga, M. Perroni y S. Torres. 2019. Marismas del sur de Santa Cruz, Patagonia austral, Argentina. *Revista de Informes Científicos-Técnicos de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral*, 11 (1): 140-153. ISSN 1852-4516.

Fueron también presentados en los siguientes congresos y reuniones científicas:

- Sar, A., Z. Lizarralde, J.P. Martin, S. Pittaluga, M. Perroni, R. Fernández y C. Caminos. 2017. Variación estacional de la biomasa vegetal de las marismas del sur de Santa Cruz, Patagonia austral, Argentina. XVII COLACMAR, Camboriú, 13 al 17 de noviembre de 2017.
- Lizarralde, Z., J.P. Martin, S. Pittaluga, A. Sar, S. Torres, M. Perroni y R. Fernández. Aspectos ecológicos de marismas y planicies de mareas en la Patagonia austral de Argentina. I Jornadas Binacionales de Investigadores “Encuentro en el Extremo Austral”. Universidad Nacional de la Patagonia Austral- Universidad de Magallanes. Río gallegos, 16 y 17 de noviembre de 2017.
- Martin, J.P., Z. Lizarralde, A. Sar, S. Pittaluga, M. Perroni y S. Torres. Marismas del sur de Santa Cruz, Patagonia austral, Argentina. I Jornadas Patagónicas de Ciencias del Ambiente y Recursos Naturales. Río Gallegos, 10 de octubre de 2018.

Metodología de trabajo

Los muestreos se realizaron en primavera (noviembre 2015), verano (febrero 2016) e invierno (agosto de 2016) en la marisma ubicada en el Paso de la Isla (Sitio 3), y en verano (febrero 2016) en la marisma ubicada en la playa del sitio de vertido del efluente de la planta de tratamientos cloacales (Sitio 4) (Fig. 1). Las muestras se recolectaron utilizando un diseño aleatorio estratificado, subdividiendo a la marisma en tres niveles: marisma alta, marisma media y marisma baja. En cada sitios se tomaron seis muestras al azar por nivel utilizando un marco de 0,25 m², se identificaron las especies vegetales, se determinó la cobertura (%) y se recolectó la biomasa aérea. La abundancia de las diferentes especies se determinó como biomasa en peso seco, luego de secar la biomasa aérea recolectada en estufa a 70°C hasta peso constante. Se tomaron dos muestras de sedimento en cada nivel de la marisma, para determinar su granulometría y el contenido de materia orgánica.

El sedimento se procesó mediante el método de tamizado en húmedo utilizando una columna de tamices, previo tratamiento de la muestra con una solución de hexametáfosfato sódico (6,2 g l⁻¹) para ayudar a la dispersión de las partículas de arcilla (Bale y Kenny, 2005). La muestra total se secó en estufa a 70°C hasta peso constante y se pesó antes del tamizado. Las diferentes fracciones de sedimento se expresaron como grava (4-2 mm), arena gruesa (2 a 0,5 mm), arena media (0,5 a 0,25 mm) y arena fina (0,25 a 0,062 mm). Las fracciones se secaron en estufa a 70°C hasta peso constante y se pesaron, y se expresaron como porcentaje del peso seco de la muestra total. La fracción de fango (limo+arcilla) se estimó como la diferencia entre el peso seco de la muestra total y la suma del peso seco de fracciones mayores de 0,062 mm. El contenido de materia orgánica del sedimento se determinó mediante la técnica de pérdida de peso por combustión en mufla (450°C durante 6 h) (Bale y Kenny, 2005).

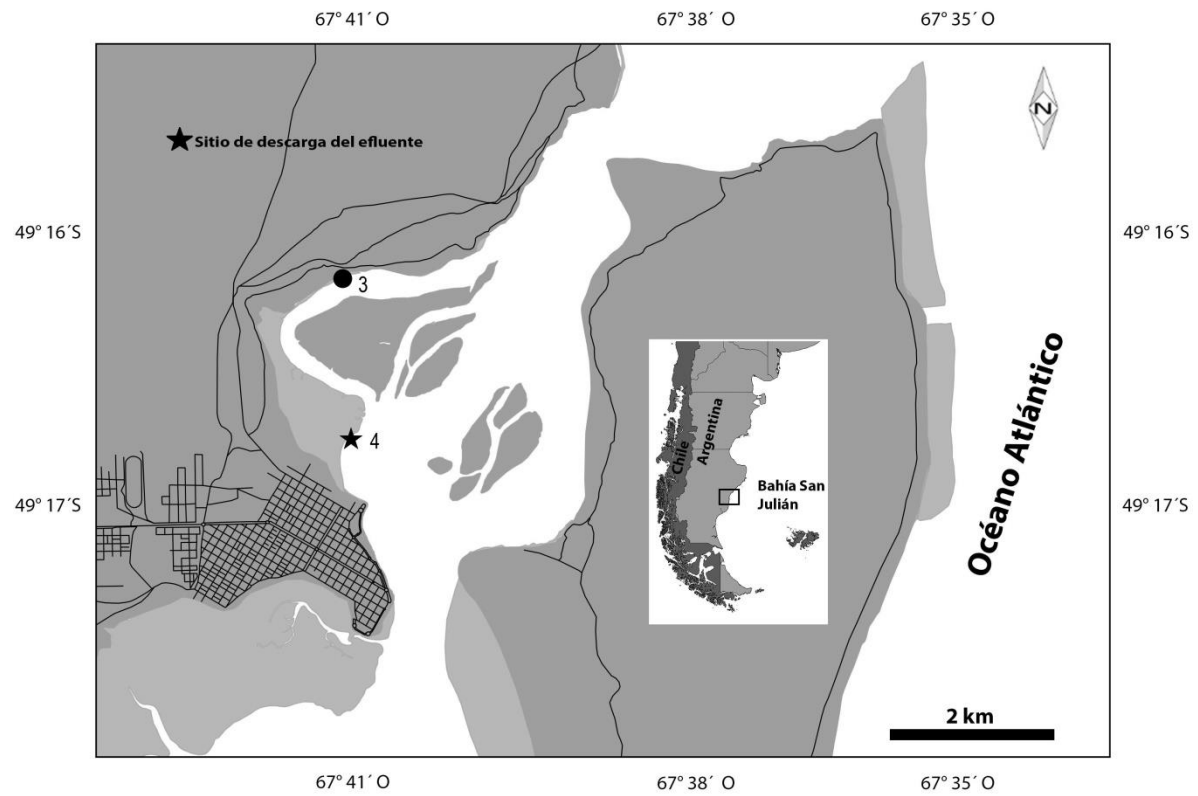


Fig. 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo (3 y 4) correspondientes al “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural”.



Muestreos de la biomasa vegetal aérea de la marisma utilizando un marco de 50 x 50 cm.

Resultados

El sedimento que constituye el sustrato de la marisma estuvo constituido casi exclusivamente por altas proporciones de fango (limos + arcillas) (entre 58 y 86 %) y arena fina (entre 14 y 41 %). Los porcentajes más altos de fango se encontraron en la marisma alta en ambos sitios estudiados, y sus valores disminuyeron hacia la marisma baja. Los porcentajes más altos de arena fina se encontraron en la marisma baja en ambos sitios (Fig. 2).

El contenido de materia orgánica de los sedimentos varió entre 7,9 % y 3,89 % encontrándose los valores más altos en la marisma alta y los más bajos en la marisma baja. El contenido de materia orgánica fue más elevado en el sedimento de la marisma de playa del efluente con respecto a la marisma de Paso de la Isla (Fig. 2).

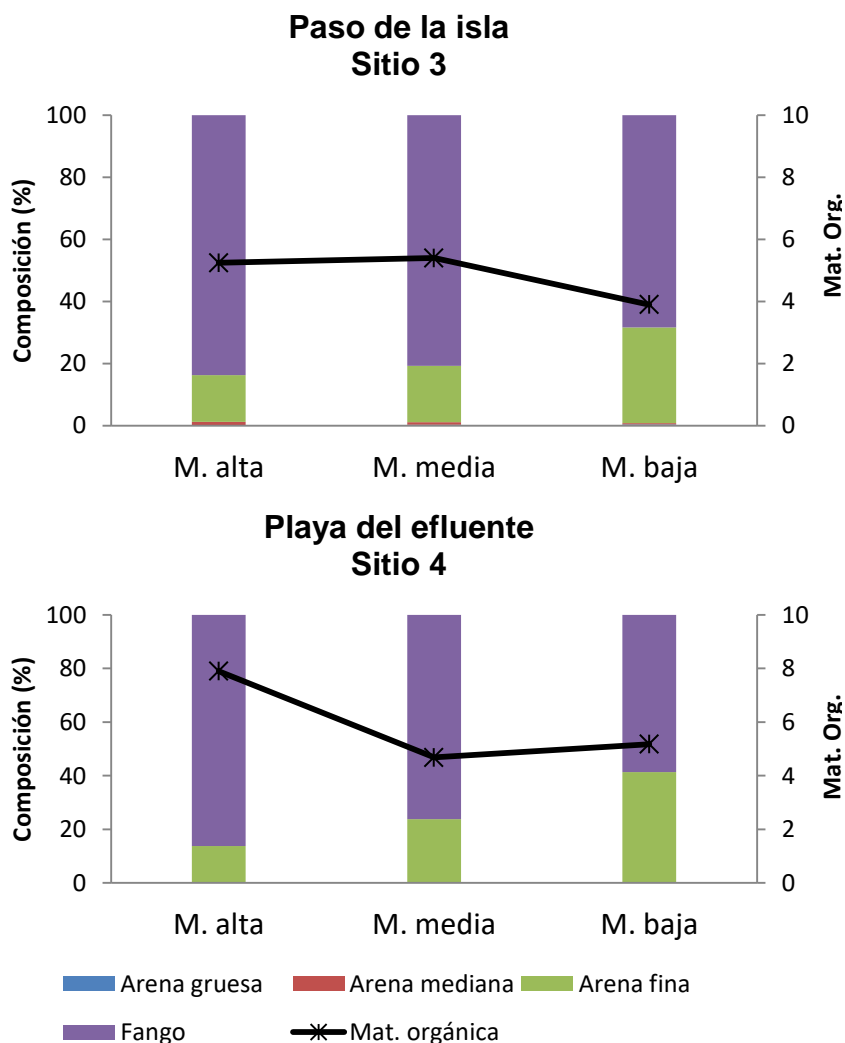


Fig. 2. Composición granulométrica y porcentaje de materia orgánica del sedimento en los tres niveles de la marisma.

La marisma en la costa de la bahía San Julián se encontró establecida en una franja que ocupa el nivel intermareal superior y parte del nivel intermareal medio de la planicie de marea. Se registraron cinco especies vegetales principales: *Sarcocornia perennis*, *Limonium brasiliense*, *Puccinellia glaucescens*, *Suaeda argentinensis* y *Atriplex vulgatissima*.

Sarcocornia perennis fue la especie más conspicua de la comunidad vegetal y presentó una cobertura promedio que varió entre 23 % y más del 95 %, según el nivel de marisma y el sitio estudiado. Esta especie fue la que presentó mayor cobertura en todos los niveles de Playa del efluente y en los niveles medio e inferior de Paso de la Isla. *Limonium brasiliense* fue la especie con mayor cobertura en la marisma alta de Paso de la Isla (Fig. 3).

El análisis de la cobertura mostró mayor riqueza de especies en la marisma alta de ambos sitios, que fue disminuyendo hacia la marisma baja, donde la comunidad vegetal se convierte en un tapiz monoespecífico dominado exclusivamente por *Sarcocornia perennis*. (Fig. 3).

Sarcocornia perennis fue la especie más abundante en biomasa en la marisma media y la marisma baja en ambos sitios de estudio en la Bahía San Julián. La biomasa máxima de esta especie, con un valor de 320 g (peso seco/muestra) se registró durante el verano en la marisma media de la playa del efluente (Tabla 1) y la biomasa mínima (15 g de peso seco/muestra) durante el invierno en la marisma alta de Paso de la isla. *Limonium brasiliense* fue la especie más abundante en la marisma alta de Paso de la isla durante todo el período de estudio, y la más abundante en la marisma media de Bahía San Julián en invierno.

Tabla 1. Biomasa aérea promedio (peso seco en g/muestra) (\pm d.s.) de cada especie en los diferentes niveles de la marisma en verano.

Sitio	Nivel de marisma	<i>Sarcocornia perennis</i>	<i>Limonium brasiliense</i>	<i>Suaeda argentinensis</i>	<i>Puccinellia glaucescens</i>	<i>Atriplex vulgatissima</i>
Paso de la isla (Sitio 3)	M. alta	25,57 (\pm 20,89)	56,63 (\pm 48,92)	13,23 (\pm 23,25)	3,36 (\pm 2,63)	0,08 (\pm 0,2)
	M. media	273,15 (\pm 144,09)	46,89 (\pm 29,54)	0	1,33 (\pm 2,16)	0
	M. baja	291,86 (\pm 140,54)	0	0	0,17 (\pm 0,32)	0
Playa del efluente (Sitio 4)	M. alta	244,92 (\pm 200,72)	19,18 (\pm 9,7)	2,57 (\pm 3,42)	1,83 (\pm 4)	0
	M. media	321,1 (\pm 249,92)	20,56 (\pm 83,5)	0	1,19 (\pm 0,21)	0
	M. baja	261,89 (\pm 39,33)	0	0	0	0

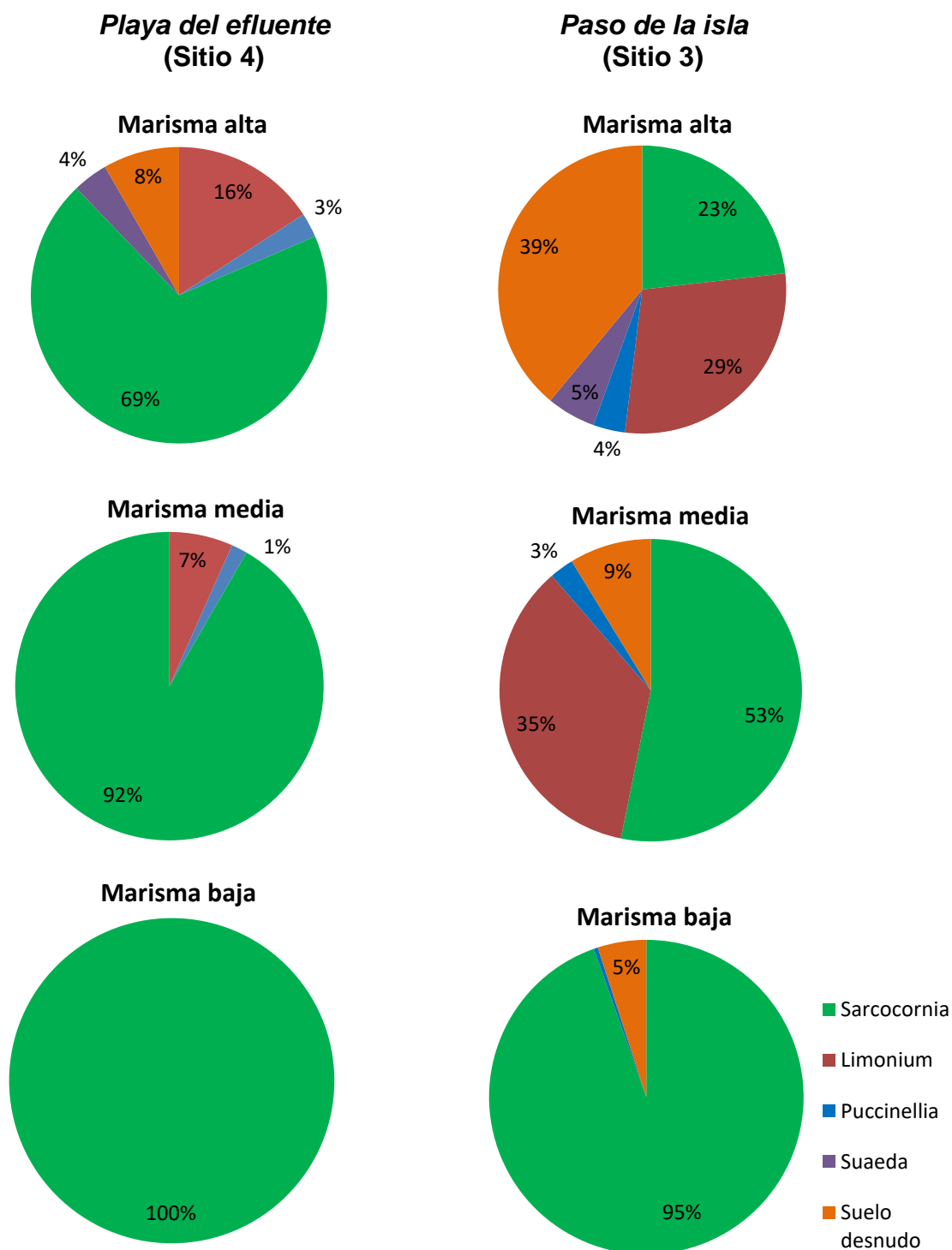


Fig. 3. Porcentaje de cobertura de las especies de la marisma en verano, comparando los tres niveles en la playa de vertido del efluente y en Paso de la isla.



Marisma alta en la playa de vertido del efluente (Sitio 4).



Marisma media en la playa de Paso de la Isla (Sitio 3).



Marisma baja en la playa de Paso de la Isla (Sitio 3).

La biomasa aérea total de la marisma en Paso de la Isla presentó su valor más alto en la marisma media durante el verano, con un valor promedio de 1285 g m^{-2} (peso seco) (Fig. 4). El valor más bajo de biomasa aérea total se registró en la marisma alta, de sólo 187 g m^{-2} durante la primavera y 177 g m^{-2} en invierno, y correspondió principalmente a *Limonium brasiliense* y sólo en un 17,8% (primavera) y 33,8% (invierno) a *S. perennis*.

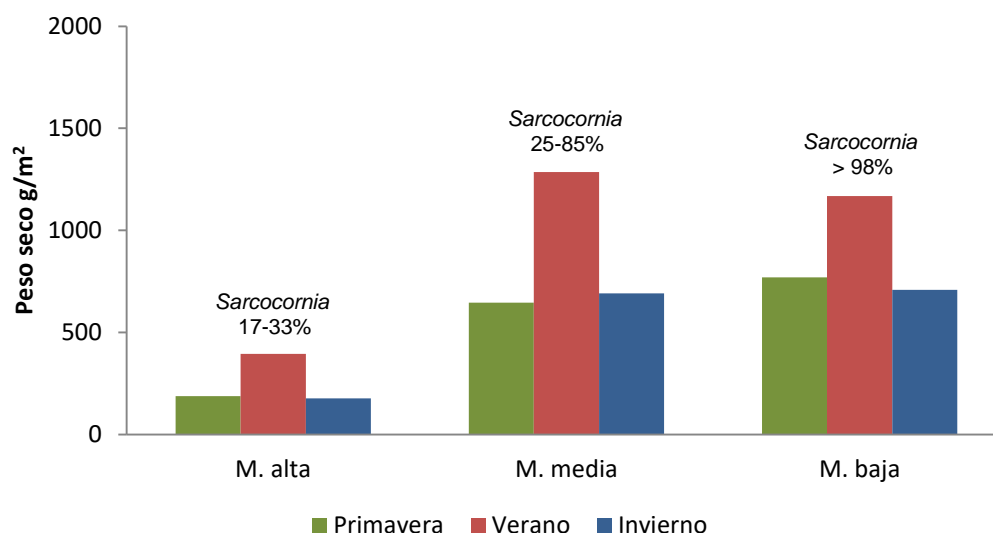


Fig. 4. Biomasa aérea total por nivel de marisma para cada época en Paso de la isla. Sobre las barras se indica el rango de porcentaje de la biomasa total que correspondió a *Sarcocornia perennis* para cada nivel de marisma.

En la costa argentina se ha registrado la presencia de marismas tanto en sustratos blandos (limosos o limo-arenosos) como rocosos; sin embargo, las marismas fangosas con dominancia de *Sarcocornia* y/o *Spartina* son las más abundantes (Bortolus, 2006, Bortolus et al., 2009). En la Bahía San Julián, las marismas se desarrollan en ambientes con sustratos predominantemente limo-arcillosos con un porcentaje elevado de materia orgánica.

La riqueza de especies vegetales fue en general baja y disminuyó desde la marisma alta hacia la marisma baja donde dominó *S. perennis*.

Las marismas patagónicas presentan dos fisonomías principales basadas en su composición botánica dominante: marismas de *Spartina* y marismas de *Sarcocornia*. Las primeras son más frecuentes y más extensas en latitudes más bajas de 42°S, mientras que las de *Sarcocornia* predominan en latitudes más altas (Bortolus et al., 2009). *Sarcocornia perennis* es una especie halófila distribuida a nivel mundial, que se encuentra en Europa, África y América (Davy et al., 2006). En nuestras costas, se distribuye desde el estuario de Bahía Blanca hasta Tierra del Fuego, donde forma extensos rodales monoespecíficos sometidos a condiciones meso y macromareales (Bortolus et al., 2009).

Las marismas constituyen un rasgo característico de los ambientes intermareales protegidos de las regiones templadas y subpolares, donde la vegetación halófila se establece en el intermareal superior y parte del intermareal medio. La comunidad vegetal en estos sitios muestra una clara zonación, desde el nivel más alto al más bajo de la marisma, y las diferentes especies de halófitas se distribuyen en franjas paralelas a la costa (Bertness, 1991, Pennings y Callaway, 1992, McLusky y Elliot, 2004). Los factores físicos relacionados con la inmersión en el agua salada, que ocurre con cada ciclo de marea, constituyen los principales limitantes en la distribución de las especies hacia los niveles inferiores de la playa, mientras que la distribución hacia los niveles superiores se encontraría controlado principalmente por interacciones biológicas, como la competencia con otras especies (Bertness, 1991, Pennings y Callaway, 1992, Little, 2000).

En la marisma de la bahía San Julián se identificaron diferentes asociaciones vegetales, que determinan una clara zonación relacionada con el gradiente de altura en el intermareal. La zona superior involucró a la marisma alta y la marisma media, donde la diversidad vegetal fue mayor y donde *Sarcocornia perennis* compartió el sustrato con otras especies de halófitas. Por otra parte, se pudo distinguir una zona inferior de la marisma, que se caracterizó por la amplia dominancia de *Sarcocornia perennis*, que logra constituir un tapiz monoespecífico. Bortolus et al. (2009) también distinguen solo dos zonas claramente diferenciables para las marismas dominadas por *S. perennis* de la Patagonia.

La biomasa vegetal aérea total varió entre niveles de la marisma y entre estaciones del año, siendo en verano significativamente mayor que la registrada en primavera e invierno, principalmente en la marisma baja. La biomasa promedio de *Sarcocornia perennis* fue en general mayor que la reportada por Negrin et al. (2015) para la marisma de Bahía Blanca, excepto la registrada en la marisma alta de Bahía San Julián que fue más baja. Un factor importante en la variabilidad de la producción de las marismas entre diferentes áreas geográficas es la amplitud de las mareas, encontrándose que la producción neta de biomasa se ve incrementada al aumentar la amplitud del rango de mareas, aparentemente debido a un aumento en la disponibilidad de nitrógeno (McLusky y Elliot, 2004).

Los valores más bajos de biomasa registrados en Bahía San Julián con respecto a localidades estuariales del sur de Santa Cruz, como Punta Quilla en el estuario del río

Santa Cruz o Punta Loyola en el estuario del río Gallegos (Martin et al. 2018) podrían estar relacionados a la mayor salinidad en el ambiente marino de la bahía. Una relación similar entre la producción de biomasa aérea y el régimen de salinidad, fue observada también para el estuario de Bahía Blanca (Negrin et al., 2012) y para otros ambientes estuariales del mundo (Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002).

Conclusiones

- La marisma en la costa de la bahía San Julián se encontró establecida en el nivel intermareal superior y la zona superior del nivel intermareal medio de la planicie de marea, sobre sustratos con alto contenido de fango (limo + arcilla) y arena fina, y porcentajes de materia orgánica elevados.
- Se registraron cinco especies vegetales en la marisma de la Bahía San Julián: *Sarcocornia perennis*, *Limonium brasiliense*, *Puccinellia glaucescens*, *Suaeda argentinensis* y *Atriplex vulgatissima*, que conformaron diferentes asociaciones vegetales relacionadas con el nivel intermareal.
- Las marisma de Bahía San Julián se caracteriza por la dominancia de *Sarcocornia perennis*, que aumenta desde el nivel de marisma alta hacia la marisma baja.
- Se pudo reconocer una zonación con dos niveles diferenciables: la marisma media y alta, con mayor diversidad vegetal donde *S. perennis* comparte el sustrato con otras especies, y la marisma baja, ocupada casi exclusivamente por *S. perennis*.
- La biomasa vegetal aérea total alcanzó su valor máximo durante el verano en la marisma baja de Paso de la Isla y correspondió en su totalidad a *Sarcocornia perennis*.

- La biomasa vegetal aérea total alcanzó su valor más bajo durante el invierno en la marisma alta de Paso de la Isla y correspondió en un 33,8% a *Sarcocornia perennis*.

BIBLIOGRAFÍA

- ADAM, P. 1990. Saltmarsh Ecology. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- ADAM, P. 2002. Saltmarshes in a time of change. Environmental conservation 29: 39-61.
- BALE, A.J. y A.J. KENNY. 2005. Chapter 2: Sediment analysis and seabed characterisation. In: Eleftheriou A and McIntyre A (eds) Methods for the study of marine benthos. Blackwell Science Ltd., Oxford, pp 43-86.
- BERTNESS, M.D. 1991. Zonation of *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* in New England salt marsh. Ecology 72: 138-48.
- BERTNESS, M.D. 1999. The ecology of Atlantic shorelines. Sinauer Associates Publishers, Sunderland.
- BIANCIOOTTO, O., A. BLESSIO y G. VATER. 2009. Puesta en valor de marismas en Tierra del Fuego, Argentina: Riego con agua de mar para cultivo de halófitas nativas. VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Bahía Blanca.
- BORTOLUS, A. 2006. The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. Journal of Biogeography 33:158-68.
- BORTOLUS, A., E. SCHWINDT, P. BOUZA, y Y. IDASZKIN. 2009. A characterization of patagonian salt marshes. Wetlands 29 (2), 772-780.
- BRUNO, J., T.A. RAND, N.C. EMERY y M.D. BERTNESS. 2017. Facilitative and competitive interaction components among New England salt marsh plants. PeerJ 5: e4049, DOI 10.7717/peerj.4049
- CLARKE, K.R. y R.M. WARWICK. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth.
- CURCÓ, A., C. IBAÑEZ, J. DAY y N. PRAT. 2002. Net primary production and decomposition of salt marshes of the Ebre Delta (Catalonia, Spain). Estuaries 25 (3): 309-324.
- DAVY, A.J., G.F. BISHOP, H. MOSSMAN, S. REDONDO-GÓMEZ, J.M. CASTILLO, E.M. CASTELLANOS, T. LUQUE, M.E. FIGUEROA y A.J. SCOTT. 2006. Biological flora of the British Isles: *Sarcocornia perennis* (Miller). J. Ecol. 94, 1035-1048.
- DI RIENZO, J.A., CASANOVES F., BALZARINI M.G., GONZÁLEZ L., TABLADA M. y C.W. ROBLEDO. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- DYER, K.R., CHRISTIE M.C. y E.W. WRIGHT. 2000. The classification of intertidal mudflats. Cont Shelf Res 20(10). 1039-1060.
- FOSTER, N.M., M.D. HUDSON, S. BRAY y R.J. NICHOLLS. 2013. Intertidal mudflat and saltmarsh conservation and sustainable use in the UK: A review. J Environ Manage 126, 96-104.

- IDASZKIN, Y.L., A. BORTOLUS y P.J. BOUZA. 2011.** Ecological processes shaping Central Patagonian salt marsh landscapes. *Austral Ecology*: 36: 59–67.
- ISACCH, J.P., M. ESCAPA; E. FANJUL y O. IRIBARNE. 2011.** Valoración ecológica de bienes y servicios ecosistémicos en marismas del Atlántico sudoccidental. En: P. Laterra, E. Jobbagy y J. Paruelo (Ed.). *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, Herramientas y Aplicaciones para el Ordenamiento Territorial*. Ed. INTA Buenos Aires, p. 529-551.
- LITTLE, C. 2000.** The biology of soft shores and estuaries. Oxford University Press, Oxford.
- MC CANN, S.B. 1980.** Classification of tidal environments. En: McCann SB (ed) *Sedimentary Processes and Animal Sediment Relationships in Tidal Environments, Short Course Notes, Vol. 1*. Geological Association Canada, St. Johns, Newfoundland, pp 1-124.
- NEGRIN, V.L., A.E. DE VILLALOBOS, G. GONZÁLEZ TRILLA, S.E. BOTTÉ Y J.E. MARCOVECCHIO. 2012.** Above and belowground biomass and nutrient pools of *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass) in a South American salt marsh. *Chem. Ecol.* 28 (4): 391–404.
- NEGRIN, V.L., P.D. PRATOLONGO, A.E. DE VILLALOBOS, S.E. BOTTÉ y J.E. MARCOVECCHIO. 2015.** Biomass, decomposition and nutrient cycling in a SW Atlantic *Sarcocornia perennis* marsh. *Journal of Sea Research* 97: 50–55.
- PENNINGS, S. y R.M. CALLAWAY. 1992.** Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* 73, 681–90.
- PENNINGS, S., M.B. GRANT y M.D. BERTNESS. 2005.** Plant zonation in low-latitude salt marshes: disentangling the roles of flooding, salinity and competition. *J. Ecol.* 93, 159-167.
- REISE, K. 1985.** Tidal Flat Ecology. An Experimental Approach to Species Interactions. *Ecol Stud* 54, 191 pp. Springer-Verlag Berlin
- REISE, K. 1991.** Macrofauna in mud and sand of tropical and temperate tidal flats. En: Elliott M y Ducrotoy J (eds) *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. Olsen and Olsen, Fredensborg, pp 211–216.
- SCARTON, F., J. DAY Y A. RISMONDO. 2002.** Primary production and decomposition of *Sarcocornia fruticosa* (L.) Scott and *Phragmites australis* Trin. Ex Steudel in the Po Delta, Italy. *Estuaries* 25 (3): 325–336.
- SERVICIO DE HIDROGRAFIA NAVAL 2017.** Tabla de Mareas 2017.
http://www.hidro.gov.ar/oceanografia/tmareas/form_tmareas.asp
- ZAIXSO, H.E. 2008.** Estudio de base para una gestión integrada de la Bahía de San Julián. Informe Final PNUD ARG 02/018, Subproyecto BB70, 802 pp.
- ZAR, J.H. 1996.** Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey.

4.2 LA COMUNIDAD DE BANCOS DE MEJILLONES

Introducción

La mayoría de los moluscos mitílidos (Familia Mytilidae), como el mejillón (*Mytilus edulis platensis*), la cholga (*Aulacomya atra atra*) y el mejillín (*Perumytilus purpuratus*), son especies gregarias y se asientan en ambientes que van desde costas rocosas en sitios expuestos hasta playas de fango en zonas protegidas, tanto intermareales como submareales. En Argentina, se utiliza el concepto de “banco” para describir las poblaciones de mariscos comerciales y sus especies acompañantes (Zaixso 2004). Estos bancos son el hábitat de numerosas especies que integran, junto con los mitílidos, asociaciones más o menos complejas cuya diversidad aumenta hacia los niveles inferiores del intermareal (Zaixso & Pastor 1977, Suchanek 1986, Seed & Suchanek 1992), y también con la edad y el tamaño de los mitílidos agregados (Tsuchiya & Nishihira 1985, 1986; Suchanek 1980, 1986; Zaixso 2004), que se convierten así en factores estructurantes de la comunidad y reguladores de la diversidad (Silliman *et al.* 2011).

Los mejillines (*Brachidontes rodriguezi* y *Perumytilus purpuratus*) son el componente dominante en sustratos rocosos del mesolitoral (Penchaszadeh 1973, Vallarino *et al.* 2002, Adami *et al.* 2004, 2008). La primera es una especie típica de la provincia biogeográfica Argentina, en tanto que *P. purpuratus* es una especie propia de la provincia Magallánica, coexistiendo ambas en los golfos San Matías, San José y Nuevo. El mejillón *Mytilus edulis platensis* es un componente secundario en abundancia en estas asociaciones (Otaegui & Zaixso 1974, Zaixso & Pastor 1977, López -Gappa *et al.* 1990), pero que en algunos sitios de la costa es la especie dominante, como por ejemplo en las costas rocosas del canal de Beagle (Zaixso *et al.* 2015) o en zonas protegidas de Puerto Deseado y Río Gallegos, con sustratos fangosos provistos de elementos de soporte tales como grava y valvas vacías que propician su asentamiento (Zaixso & Pastor 1977, Lizarralde & Pittaluga 2011). Los bancos de cholga *Aulacomya atra atra* de la costa argentina constituyen una fisonomía corriente en los fondos rocosos o de granulometría muy gruesa del piso mesolitoral inferior e infralitoral

superior (Olivier *et al.* 1966b, Otaegui & Zaixso 1974, Escofet *et al.* 1978, Zaixso 1999, 2004).

En la bahía San Julián, se desarrollan numerosos bancos intermareales de mitílidos, tanto en sustratos rocosos como en fondos blandos, cuyo grado de desarrollo posibilita la explotación comercial por un pequeño grupo de pescadores artesanales que basan su sustento en la recolección de estos bivalvos. Pese a su importancia como recurso pesquero, el conocimiento de diferentes aspectos como su distribución, su diversidad y los principales factores ambientales que las determinan, es todavía escaso.

El objetivo de este estudio fue analizar la composición de las asociaciones macrofaunísticas con presencia de mitílidos del intermareal y submareal somero de la bahía San Julián, para conocer su estructura, diversidad y distribución, y determinar su relación con diferentes factores ambientales. Esta información es importante desde un punto de vista ecológico, pero también para la conservación de la biodiversidad y el manejo de la bahía, ya que permitirá detectar cambios derivados de procesos naturales o como consecuencia de actividades humanas, principalmente la recolección de bivalvos, la recreación y la expansión urbana que impactan sobre el ambiente costero.

Este estudio forma parte de la Tesis de Maestría de la Mg. Alicia Sar “Manejo y Conservación de los Recursos Naturales en Ambientes Subantárticos”, presentada en la Universidad de Magallanes, Chile, cuyos resultados fueron publicados en:

- Zaixso, H., A. Sar, Z. Lizarralde y J.P. Martin. 2017. Asociaciones macrobentónicas con presencia de mitílidos de la bahía San Julián (Patagonia austral, Argentina). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 52 (2): 311-323. ISSN 0717-3326.

Metodología de trabajo

Este estudio fue llevado a cabo en febrero de 2007 en tres sitios de la bahía San Julián donde se ubican bancos de mitílidos asentados sobre diferentes tipos de sustrato: Isla Justicia e Isla Cormorán, ambas con sustrato fangoso con cantos rodados, y Punta Guijarro con sustrato rocoso (Fig. 1).

El muestreo en cada localidad se realizó trazando una transecta perpendicular a la línea de costa, donde se establecieron 7 niveles a diferentes alturas de marea. En cada nivel se obtuvieron 6 muestras al azar empleando un marco de 225 cm² (Zaixso & Pastor 1977). Todos los individuos de la macrofauna fueron removidos del sustrato con

espátula y en presencia de sustrato blando se extrajo el sedimento hasta unos 5 cm de profundidad con la ayuda de una pala pequeña.

A los efectos descriptivos, el intermareal fue dividido en los siguientes niveles, referidos al plano de reducción local que pasa 4,60 m por debajo del nivel medio de mareas (Servicio de Hidrografía Naval de Argentina 2007): horizonte mesolitoral superior (HMS: entre 5,61 y 7,53 m), horizonte mesolitoral medio (HMM: entre 3,68 y 5,61 m), horizonte mesolitoral inferior (HMI: entre 1,76 y 3,68 m) y horizonte infralitoral superior (HIS: menos de 1,76 m).

En cada sitio y nivel se registró el tipo de sustrato presente (rocoso o móvil) y la pendiente. En el caso de sustrato móvil, se recolectaron muestras del sedimento, para realizar su análisis granulométrico mediante la técnica de tamizado en húmedo. Las distintas fracciones del sedimento se agruparon en grava (4-2 mm), arena (2-0,062 mm) y fango (< 0,062 mm). Las diferentes fracciones fueron secadas en estufa a 70°C hasta peso constante, pesadas y expresadas como porcentaje del peso seco total de la muestra. La fracción de fango se estimó mediante la diferencia entre el peso seco total de la muestra de sedimento y la suma del peso seco de las fracciones mayores de 0,062 mm (Eleftheriou & McIntyre 2005). El sedimento fue luego categorizado como: fango (F) con muy escasos elementos de soporte (< 10%) tales como gravas y conchillas o sus restos, fango-arenoso (FA) con escasos elementos de soporte (entre 10-20%), fango-arenoso (F-AR) con abundantes elementos de soporte (> 30%) y sustrato rocoso (R). Las 3 primeras categorías se consideran en el texto como sustratos fangosos, blandos o móviles. La pendiente media (PEND) fue calculada a partir de la diferencia de altura y la distancia entre dos puntos, y fue clasificada en 2 categorías: baja (0 a 5°) y media (5 a 10°).

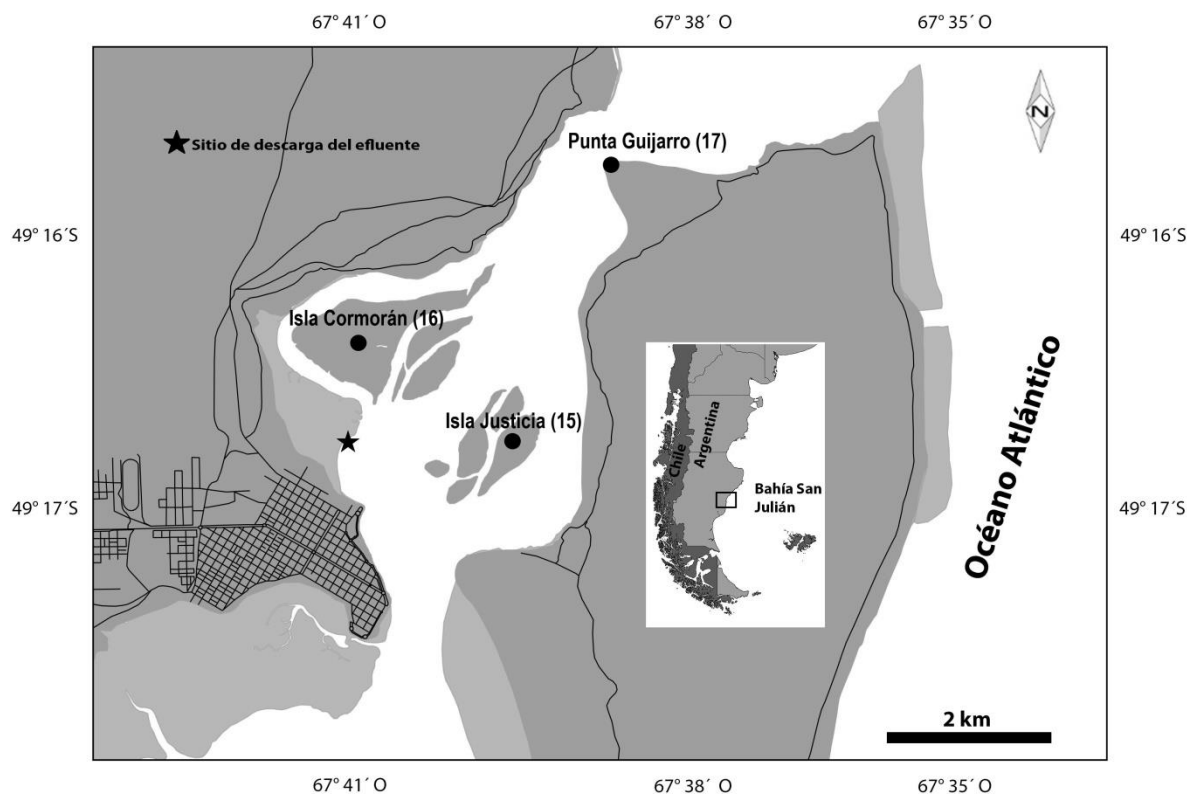


Fig. 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. Entre paréntesis la referencia a los sitios de estudio correspondientes al “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural”.

Las muestras de macrobentos fueron lavadas con agua de mar en un tamiz de 0,5 mm de abertura de malla, los organismos se identificaron al menor nivel taxonómico posible y se contaron los individuos para determinar su abundancia.

Las muestras fueron agrupadas utilizando el índice de Bray-Curtis con transformación raíz cuadrada de las abundancias y aplicación del método de agrupamiento aglomerativo jerárquico (UPGMA, Legendre & Legendre 2003). Posteriormente, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). La significancia estadística de los agrupamientos entre muestras fue corroborada mediante el análisis de similaridad (SIMPROF) y para determinar la contribución de las especies a la similaridad/disimilaridad entre los diferentes grupos de muestras se aplicó la rutina SIMPER (Clarke & Gorley 2001, Clarke *et al.* 2008). Para cada asociación de especies reconocida se calcularon: el número total de especies (S); el índice de diversidad de Shannon y Wiener $H' = -\sum p_i (\ln p_i)$, donde p_i es la proporción del número total de individuos que aparece representada en la especie i y \ln corresponde

al logaritmo natural en base e; el índice de equitabilidad de Pielou $J = H' / \log S$; y el número promedio de individuos (N). Los análisis multivariados y univariados fueron llevados a cabo con el software PRIMER versión 5.2.9. Para comparar los valores promedio de los parámetros calculados se llevó a cabo un análisis de la varianza (ANOVA) entre las diferentes asociaciones, previa verificación de homogeneidad de varianzas (Sokal & Rohlf 1997), debiéndose en dos casos (S y N) practicarse la transformación de los datos por $X' = \log_{10} (X + 1)$.

La relación de las asociaciones con el nivel de marea, el tipo de sustrato y la pendiente fue analizada a través de un análisis canónico de correspondencias (CCA) utilizando el programa CANOCO 4.0 (ter Braak & Smilauer 1998) con los siguientes parámetros: transformación raíz cuadrada, preservación de la distancia de χ^2 entre las especies, “biplot scaling” y selección de las variables ambientales significativas ($P < 0,05$) con pruebas de permutación de Monte Carlo sobre un modelo completo y 9999 permutaciones. La variable sustrato fue transformada en cuantitativa, empleando las siguientes categorías (entre paréntesis el valor asignado): F (1), FA (2), FA-R (3) y R (4).



Banco de mejillones sobre sustrato de fango con rodados en la Isla Justicia.

Resultados

Se identificaron un total de 46 especies de organismos macrobentónicos; el taxón más diverso correspondió a los moluscos con 20 especies, seguido por los crustáceos con 12 y poliquetos con 10. Las especies más abundantes fueron los mitílidos *Mytilus edulis platensis* y *Perumytilus purpuratus*, y el isópodo *Exosphaeroma calcareum*. Punta Guijarro presentó la mayor riqueza de especies (37) e Isla Cormorán la menor, con 26 especies (Tabla 1).

Tabla 1. Promedio del número de ind m⁻² (± DE) de las especies de la macrofauna en cada sitio de estudio.

	Isla Justicia	Isla Cormorán	Punta Guijarro
Bivalvia			
<i>Mytilus edulis platensis</i> d'Orbigny, 1846	1131,72 (667,65)	1591,11 (905,04)	1062,31 (814,54)
<i>Perumytilus purpuratus</i> (Lamarck, 1819)	118,09 (97,86)	212,22 (172,62)	1443,14 (1151,17)
<i>Aulacomya atra atra</i> (Molina, 1782)	34,28 (48,67)	1,48 (3,31)	446,38 (328,30)
<i>Darina solenoides</i> (King, 1832)	3,8 (7,91)	184,07 (124,11)	6,48 (13,43)
<i>Lasaea</i> sp.	2,53 (5,37)	--	--
<i>Malletia cumingii</i> (Hanley, 1860)	--	10,37 (23,19)	--
<i>Mysella patagona</i> Ituarte, Martin & Zelaya, 2012	--	11,25 (21,09)	--
Gastropoda			
<i>Buccinanops</i> sp.	--	--	4,12 (7,91)
<i>Trochita pileolus</i> d'Orbigny, 1841	--	--	52,68 (123,98)
<i>Fissurella radiosa</i> Lesson, 1831	--	--	3,29 (6,15)
<i>Laevilittorina caliginosa</i> Gould, 1849	--	--	5,76 (10,59)
<i>Nacella magellanica</i> (Gmelin, 1791)	--	--	1,23 (2,45)
<i>Trophon geversianus</i> (Pallas, 1774)	8,88 (19,87)	--	4,61 (8,83)
<i>Natica</i> sp.	26,66 (39,75)	13,33 (15,07)	7,4 (18,14)
<i>Margarella violacea</i> (King, 1832)	214,81 (170,71)	16,29 (18,6)	5,37 (9,51)
<i>Photinula coerulescens</i> (King, 1832)	7,4 (12,55)	1,48 (3,31)	3,24 (8,35)
<i>Siphonaria lessonii</i> Blainville, 1827	33,01 (18,76)	54,81 (52,30)	262,03 (259,44)
<i>Pareuthria plumbea</i> (Philippi, 1844)	--	1,48 (3,31)	15,64 (15,63)
Polyplacophora			
<i>Toncia lebruni</i> Rochebrune, 1884	2,54 (5,67)	--	8,39 (15,9)
<i>Plaxiphora aurata</i> (Spalowsky, 1795)	8,88 (19,87)	--	5,11 (8,94)
Echinoidea			
<i>Anasterias</i> sp.	5,07 (8,49)	--	13,14 (21,71)
Polychaeta			
Arabellidae	2,54 (5,67)	20,74 (34,73)	--
<i>Boccardia</i> sp.	--	--	58,64 (23,2)
<i>Capitella</i> sp.	1,27 (2,83)	35,55 (33,56)	--
<i>Cirratulus</i> sp.	--	17,77 (22,48)	20,57 (2,01)
<i>Halosydna patagonica</i> Kinberg, 1856	5,07 (10,75)	19,63 (22,72)	22,5 (28,24)
<i>Hemipodus</i> sp.	8,88 (17,77)	13,7 (20,8)	14,81 (22,95)

	Isla Justicia	Isla Cormorán	Punta Guijarro
<i>Perkinsiana magalhaensis</i> (Kinberg, 1867)	7,62 (17,03)	5,93 (13,25)	28,81 (44,15)
<i>Platynereis australis</i> (Schmarda, 1861)	11,42 (20,29)	142,59 (115,41)	75,92 (118,13)
<i>Scolecopides uncinatus</i> Blake, 1983	--	3,71 (7,41)	--
<i>Eteone sculpta</i> Ehlers, 1897	--	3,71 (4,28)	--
Crustacea			
<i>Austromegabalanus psittacus</i> (Molina, 1782)	--	--	9,87 (17,94)
<i>Balanus laevis</i> Bruguière, 1789	5,07 (6,31)	--	14,82 (36,28)
<i>Cymodoella</i> sp.	--	44,44 (99,38)	39,09 (75,75)
<i>Monocorophium insidiosum</i> (Crawford, 1937)	20,32 (31,3)	--	32,92 (33,71)
<i>Edotia tuberculata</i> Guérin-Méneville, 1843	40,63 (72,12)	59,25 (60,60)	42,03 (63,88)
<i>Edotia doellojuradoi</i> Giambiagi, 1925	--	--	110,45 (71,61)
<i>Exosphaeroma calcareum</i> (Dana, 1853)	87,61 (98,97)	1,48 (3,31)	880,58 (1168,72)
<i>Paramoera</i> sp.	7,62 (14,83)	53,33 (55,55)	18,93 (34,8)
<i>Joeropsis dubia</i> Menzies, 1951	8,88 (19,87)	--	7,41 (18,14)
<i>Jassa alonsoae</i> Conlan, 1990	29,21 (62,46)	--	4,11 (10,08)
<i>Heterophoxus</i> sp.	6,34 (11,42)	124,44 (138,42)	--
<i>Austroragia huxleyana</i> (Bate, 1862)	0,2 (0,4)	--	0,33 (0,81)
Insecta			
<i>Clunio brasiliensis</i> Oliveira, 1950	17,14 (16,31)	11,11 (9,65)	169,88 (4,42)
Ascidiacea			
<i>Polyzoa opuntia</i> Lesson, 1830	6,34 (9,15)	--	--
<i>Paramolgula gregaria</i> (Lesson, 1830)	6,35 (14,19)	--	4,94 (6,34)

Como resultado del análisis de agrupamiento de muestras se identificaron tres grupos principales de muestras ($P_i = 3,54$, $P < 0,001$) (Fig. 2). El grupo A se conformó con las muestras provenientes en su mayoría del horizonte mesolitoral superior de las islas Cormorán y Justicia; el grupo B estuvo integrado por las muestras del infralitoral de Punta Guijarro y de la Isla Justicia; y el C por las muestras del piso mesolitoral de todas las localidades.

De acuerdo al análisis SIMPER, la asociación de especies correspondiente al grupo A se caracteriza por el díptero *Clunio brasiliensis*, el poliqueto *Platynereis australis* y el bivalvo infaunal *Darina solenoides*; la asociación correspondiente al grupo B se caracteriza por la presencia del mitílido *Aulacomya atra atra* y el isópodo *Exosphaeroma calcareum*; y la asociación correspondiente al grupo C está caracterizada por la dominancia de los mitílidos *Mytilus edulis platensis* y *Perumytilus purpuratus* (Tabla 2).

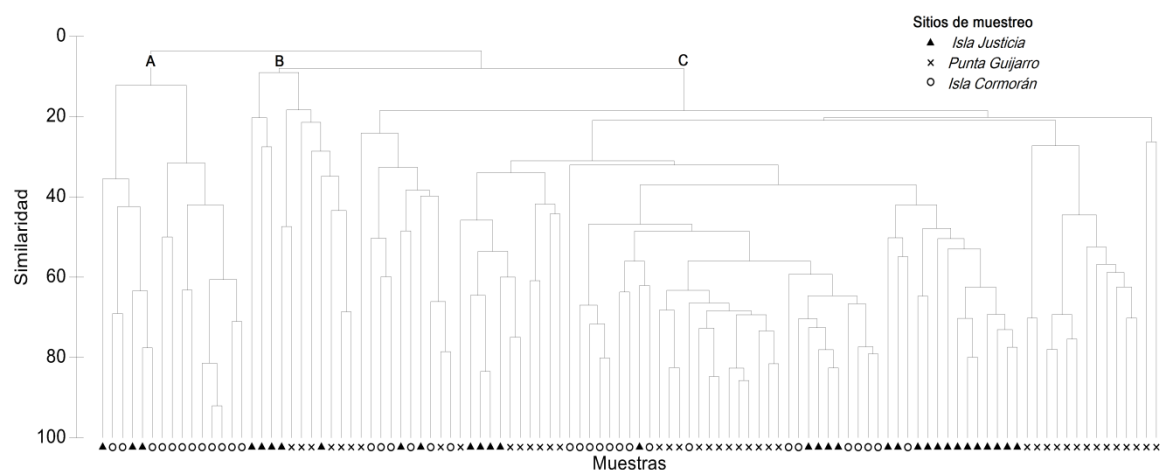


Fig. 2. Dendrograma de ordenación de muestras resultado del análisis UPGMA basado en la abundancia de las especies transformada con raíz cuadrada, índice de similitud de Bray-Curtis y ligamiento promedio.

Tabla 2. Análisis SIMPER. Especies que contribuyeron a la similitud entre muestras para cada asociación. AP, abundancia promedio (por 225 cm²); SP, similitud promedio; %, porcentaje de contribución de las especies a la similitud. Se indican las especies con contribuciones mayores al 3%.

Especies	AP	SP	(%)
Asociación A			
<i>Platynereis australis</i>	5,36	20,59	65,05
<i>Clunio brasiliensis</i>	1,00	5,02	15,86
<i>Darina solenoides</i>	6,50	4,31	13,63
<i>Heterophoxus</i> sp.	1,00	1,06	3,34
Asociación B			
<i>Exosphaeroma calcareum</i>	2,08	9,47	41,36
<i>Aulacomya atra atra</i>	1,62	3,10	15,52
<i>Platynereis australis</i>	0,69	1,97	8,61
<i>Margarella violacea</i>	0,38	0,79	3,46
<i>Paramoera</i> sp.	0,62	0,78	3,42
<i>Monocorophium insidiosum</i>	1,23	0,70	3,08
Asociación C			
<i>Mytilus edulis platensis</i>	35,92	17,31	56,52
<i>Perumytilus purpuratus</i>	20,05	5,13	16,75
<i>Siphonaria lessonii</i>	4,01	2,51	8,18
<i>Exosphaeroma calcareum</i>	11,79	1,30	4,23
<i>Edotia tuberculata</i>	1,35	0,95	3,11

Respecto del número de especies (S), el análisis de la varianza encontró diferencias altamente significativas ($P < 0,0001$) entre los valores promedio del número de especies de las asociaciones; la media de A es significativamente menor que las de B y C, que no difieren significativamente entre sí (Fig. 3a). Se encontraron diferencias altamente significativas ($P < 0,0001$) entre los valores promedio del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'); la media de la asociación B es significativamente mayor que las de A y C, las que a su vez difieren significativamente entre sí (Fig. 3b). Para la equitabilidad J se encontraron diferencias altamente significativas entre los valores promedio de las distintas asociaciones ($P < 0,0001$); la media de C es significativamente menor que las de A y B, las cuales no difieren entre sí (Fig. 3c). Los valores promedio del número de individuos presentaron asimismo diferencias altamente significativas ($P < 0,0001$) entre las asociaciones de especies; las medias de las asociaciones A y B no difieren significativamente entre sí y ambas tienen medias significativamente menores que la asociación C (Fig. 3d).

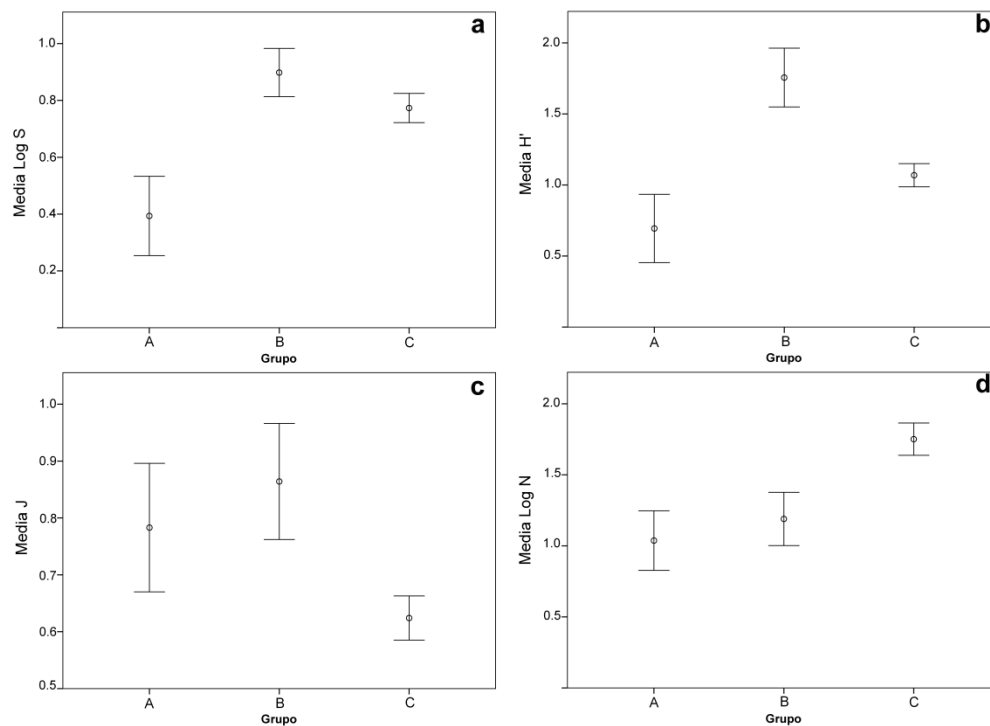


Fig. 3. Número de especies (S), diversidad (H'), equitabilidad (J) y número de individuos totales (N) para cada asociación (A, B y C). Las barras representan los intervalos de confianza al 95%.

En el biplot resultado del CCA (Fig. 4) se observa la relación de las especies con las variables ambientales. Las especies características de la asociación A, *Clunio brasiliensis* (Clu bra), *Platynereis australis* (Pla aus) y *Darina solenoides* (Dar sol) se vinculan a niveles intermareales por encima de la media, sustratos fangosos con escasos elementos de soporte y pendientes medias. Otras especies del ensamble de la asociación, como *Heterophoxus* sp., *Mysella patagona* y *Eteone sculpta* siguen esta misma distribución.

Las especies características de la asociación B, *Aulacomya atra atra* (Aul atr) y *Exosphaeroma calcareum* (Exo cal) se vincularon a los niveles bajos del intermareal, sustratos con roca o fangosos con elementos de soporte abundantes y pendientes bajas. Otras especies pertenecientes a este conjunto como *Perkinsiana magalhaensis*, *Plaxiphora aurata*, *Balanus laevis*, *Toncia lebruni* y *Paramoera* sp., tienen las mismas correspondencias que las anteriores; otras como *Trochita pileolus*, *Austroregia huxleyana* y *Joeropsis dubia* se correlacionan con niveles de la costa aún más bajos; finalmente, otras especies de la asociación se correlacionan con niveles bajos y sustratos fangosos con escasos elementos de soporte como *Margarella violacea*, *Polyzoa opuntia* y *Photinula caerulea*.

Las especies características de la asociación C, *Mytilus edulis platensis* (Myt pla) y *Perumytilus purpuratus* (Per pur) se vinculan a niveles de mareas por sobre la media. Otras especies de esta asociación son *Siphonaria lessonii*, *Lasaea* sp., *Laevittorina caliginosa*, *Eteone sculpa*, *Monocorophium insidiosum* y *Eatoniella* sp. *P. purpuratus* se ubica en niveles altos de sustratos tanto rocosos como fangosos con abundantes elementos de soporte y pendientes medias; mientras que *M. edulis platensis* se relaciona principalmente con sustratos fangosos, pero con menor proporción de elementos de soporte.

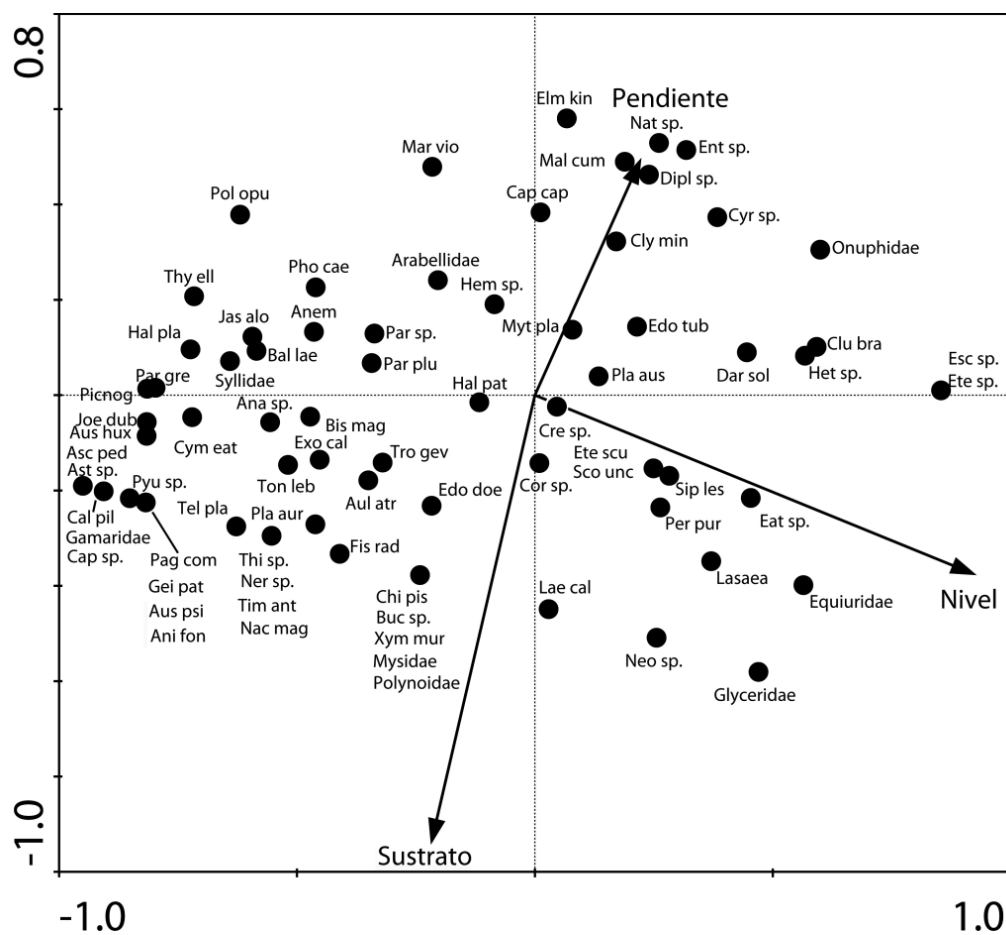


Fig. 4. Biplot obtenido del CCA realizado entre la abundancia de las especies y las variables ambientales.

Conclusiones

- En la bahía San Julián se registraron tres asociaciones de macroinvertebrados asociados a los bancos de mejillón, dos de ellas caracterizadas por la elevada abundancia de mitílidos.
- La asociación caracterizada por *Aulacomya atra atra* y *Exosphaeroma calcareum* se corresponde con organismos de sustratos duros o de fondos de granulometría gruesa, suspensívoros y raspadores. En la bahía San Julián, esta asociación se distribuye en el infralitoral superior, en ambientes con pendientes suaves, con sustratos rocosos o fangosos con abundantes elementos de soporte. Presenta el mayor número de especies, con un bajo número de individuos por unidad de superficie y la mayor diversidad específica.
- La asociación de *Mytilus edulis platensis* y *Perumytilus purpuratus* se distribuye en los horizontes mesolitoral medio e inferior, de pendiente media, tanto en sustratos rocosos como en sedimentos blandos, pero con abundantes elementos de soporte que permitan su fijación. Es una asociación que presenta diversidad específica intermedia y la mayor abundancia de individuos. Esta asociación se encuentra representada en el mayor número de muestras, registrándose en todos los sitios estudiados, lo que constituye un reflejo de su elevada frecuencia en el interior de la bahía.
- La asociación caracterizada por *Platynereis australis*, *Clunio brasiliensis* y *Darina solenoides* se distribuye en la zona mesolitoral superior con sustratos móviles y pendientes suaves. Esta es la asociación con menor número de especies, menor diversidad específica y menor número de individuos por unidad de superficie. Además, los mitílidos están prácticamente ausentes, encontrándose sólo algunos raros ejemplares de *Perumytilus purpuratus*.
- La distribución de estas asociaciones en la bahía se encuentra determinada en parte por el nivel intermareal, el tipo de sustrato y la pendiente. La riqueza

específica y la diversidad aumenta desde la parte alta a la más baja del intermareal, posiblemente por efecto de un gradiente complejo de estrés, principalmente ocasionado por la desecación y exposición a temperaturas extremas en los niveles superiores del intermareal.

- En ambientes con presencia de bancos de mitílidos, éstos brindan protección contra el estrés ambiental para diversas especies de la fauna. Bertness *et al.* (2006) indican que la matriz de *Perumytilus purpuratus* en la costa patagónica actúa protegiendo a la fauna acompañante de los eventuales depredadores, de los vientos y de la desecación.

BIBLIOGRAFÍA

- Adami ML, A Tablado & J López Gappa. 2004.** Spatial and temporal variability assemblages dominated by the mussel *Brachidontes rodriguezii* (d'Orbigny, 1846). *Hydrobiologia* 520: 49-59.
- Adami ML, A Tablado & MA Sodor. 2008.** Population dynamics of the intertidal mytilid *Brachidontes rodriguezii* (Bivalvia) on a rocky shore. *Thalassas* 24 (1): 21-27.
- Balech E & Ehrlich MD. 2008.** Esquema biogeográfico del Mar Argentino. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 19: 45-75.
- Bertness MD, C Crain, BR Silliman, MC Bazterrica, V Reyna, F Hidalgo & J Farina. 2006.** The community structure and organization of Western Atlantic Patagonian rocky shores. *Ecological Monographs* 76: 439-460.
- Cacabelos E, C Olabarria, M Incera & JS Troncoso. 2010.** Effects of habitat structure and tidal height on epifaunal assemblages associated with macroalgae. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89: 43-52.
- Clarke KR & RN Gorley. 2001.** PRIMER v5: User manual/tutorial, 91pp. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke KR, PJ Somerfield & RN Gorley. 2008.** Testing null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environmental linkage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 366: 56-69.
- Eleftheriou A & A McIntyre (Eds.). 2005.** Methods for the study of marine benthos. Blackwell Science, Oxford.
- Escofet A, JM Orensanz, SR Olivier & V Scarabino. 1978.** Biocenología bentónica del golfo San Matías (Río Negro, Argentina): Metodología, experiencias y resultados del estudio ecológico de un gran espacio en América Latina. *Anales Centro Ciencias del Mar y Limnología Universidad Autónoma de México* 5 (1): 59-82.

- Legendre P & L Legendre. 2003.** Numerical ecology. Second edition. Elsevier, Amsterdam, 853 pp.
- Lizarralde ZI & S Pittaluga. 2011.** Distribution and temporal variability of the benthic fauna in a tidal flat of the Rio Gallegos estuary, Patagonia, Argentina. *Thalassas* 27:9-20.
- López Gappa JJ, A Tablado & NH Magaldi. 1990.** Influence of sewage pollution on a rocky intertidal community dominated by the mytilid *Brachidontes rodriguezi*. *Marine Ecology Progress Series* 63: 163–175.
- Olivier SR, A Escofet, JM Orensanz, S Pezzani, ME Turro & AM Turro. 1966a.** Contribución al conocimiento de las comunidades bénticas de Mar del Plata. I. El litoral rocoso entre Playa Grande y Playa Chica. *Anales de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires* 7: 185-206.
- Olivier SR, I Kreibohm de Paternoster & R Bastida. 1966b.** Estudios biocenóticos en las costas de Chubut (Argentina). I. Zonación biocenológica de Puerto Pardelas (Golfo Nuevo). *Boletín del Instituto de Biología Marina (Mar del Plata)* 10, 74 pp.
- Otaegui AV & HE Zaixso. 1974.** Distribución vertical de los moluscos marinos del litoral rocoso de la ría de Puerto Deseado (Santa Cruz, Argentina). Una guía para reconocer los diferentes pisos y horizontes litorales. *Physis (Buenos Aires), Sección A*, 33: 321-334.
- Penchaszadeh PE. 1973.** Ecología de la comunidad del mejillín (*Brachydontes rodriguezi* d'Orb.) en el mediolitoral rocoso de Mar del Plata (Argentina). El proceso de recolonización. *Physis (Buenos Aires) Sección A* 32: 51-64.
- Raffaelli D & S Hawkins 1996.** Intertidal ecology, 356 pp. Chapman & Hall, London.
- Ringuelet RA, A Amor, N Magaldi & R Pallares. 1962.** Estudio ecológico de la fauna intercotidal de Puerto Deseado en febrero de 1961 (Santa Cruz, Argentina). *Physis*, 23(64): 35-53.
- Sánchez V & HE Zaixso. 1995.** Secuencias de recolonización mesolitoral en una costa rocosa del Golfo San José (Chubut, Argentina). *Naturalia Patagónica, Ciencias Biológicas*, 3:57-83.
- Seed R & TH Suchanek. 1992.** Population and community ecology of *Mytilus*. In: Gosling, E. (ed.). *The mussel Mytilus: Ecology, physiology, genetics and aquaculture*, pp. 87-169. Elsevier, Amsterdam.
- Silliman BR, MD Bertness, AH Altieri, JN Griffin, MC Bazterrica, FI Hidalgo, CM Crain & MV Reyna. 2011.** Whole-community facilitation regulates biodiversity on Patagonian rocky shores. *PloS One* 6:e24502.
- Sokal RR & FJ Rohlf. 1997.** Biometry, 887 pp. W. H. Freeman and Company, New York.
- Suchanek TH. 1980.** Diversity in natural and artificial mussel bed communities of *Mytilus californianus*. *American Zoologist* 20: 807
- Suchanek TH. 1986.** Mussels and their role in structuring rocky shore communities. In: Moore, PG & R Seed (eds.). *The ecology of rocky coasts*, pp. 70-96. Columbia University Press, New York.
- ter Braak CJF & P Smilauer. 1998.** CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for canonical community ordination (v. 4). 351 pp. Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- Tsuchiya M & M Nishihira. 1985.** Islands of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: effect of island size on community structure. *Marine Ecology Progress Series* 25:71–81.

- Tsuchiya M & M Nishihira. 1986.** Islands of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: effect of *Mytilus* age structure on the species composition of the associated fauna and community organization. Marine Ecology Progress Series 31: 171-178.
- Vallarino EA, MS Rivero, MC Gravina & R Elías. 2002.** The community-level response to sewage impact in intertidal mytilid beds of the Southwestern Atlantic, and the use of the Shannon index to assess pollution. Revista de Biología Marina y Oceanografía 37: 25–33.
- Zaixso HE. 1975.** Distribución vertical de los moluscos marinos de la ría Deseado (Santa Cruz, Argentina). Sustratos con fracción limosa. Physis (Buenos Aires), Sección A, 34(89): 229-243.
- Zaixso HE. 1999.** Distribución submareal del mitílido *Aulacomya atra atra* (Molina) en el Golfo San José (Argentina) en relación a la profundidad, características del fondo y condiciones hidrográficas. Physis (Buenos Aires), Sección A 57 (132-133): 1-10.
- Zaixso HE. 2004.** Bancos de cholga *Aulacomya atra atra* (Molina) (Bivalvia: Mytilidae) del golfo San José (Chubut, Argentina): Diversidad y relaciones con facies afines. Revista de Biología Marina y Oceanografía 39(2): 61– 78.
- Zaixso HE & CT Pastor. 1977.** Observaciones sobre la ecología de los mitílidos de Puerto Deseado. I. Distribución y análisis biocenótico. Ecosur 4: 1-46.
- Zaixso HE, ZI Lizarralde, CT Pastor, E Gómes Simes, E Romanello & G Pagnoni. 1998.** Distribución espacial del macrozoobentos submareal del Golfo San José (Chubut, Argentina). Revista de Biología Marina y Oceanografía 33 (1): 43-72.
- Zaixso HE, Boraso de Zaixso AL, Pastor de Ward CT, Lizarralde ZI, Dadón J & D Galván. 2015.** El bentos costero patagónico. En: HE Zaixso & AL Boraso (eds.). La Zona Costera Patagónica Argentina. Volumen II, 43-152 pp. Editorial Universitaria de la Patagonia. Comodoro Rivadavia.

4.3 LA COMUNIDAD BENTONICA INFAUNAL DE LA PLANICIE DE MAREA

Introducción

Las planicies de marea son áreas costeras de sedimentos blandos que predominan en ambientes meso y macromareales con abundante aporte de sedimentos y baja energía de olas. Estas áreas pueden tener una zonificación distintiva de la flora y la fauna, que puede ser extremadamente abundante y productiva, aunque a menudo de baja diversidad en las regiones templadas (Reise, 1985, 1991). Una comunidad biológica típica de estos ambientes es la comunidad bentónica infaunal, integrada principalmente por organismos invertebrados adaptados para habitar enterrados en el sedimento fino que conforma la planicie de marea.

La distribución de las comunidades bentónicas en las planicies de marea ha sido estudiada tanto en regiones templadas (Beukema 1976, 1989, Beukema y Dekker 2011, Armonies y Hellwig-Armonies 1987, Jaramillo et al. 1985, 2007, Reise 1991) como tropicales (Vargas 1987, 1986, Dittmann 2000, 2002, Dittmann y Vargas 2001). Diversos estudios han sugerido que la frecuencia y el tiempo de inundación, el gradiente de elevación del intermareal y las características del sustrato son los factores que condicionan la composición de las comunidades bentónicas en estos ambientes (Peterson 1991, Glockzin y Zettler 2008).

La región sur de la Patagonia en Argentina, exhibe una de las mayores amplitudes mareales del mundo, alcanzando hasta 13 m en pleamares máximas. Los ambientes dominantes en bahías y estuarios de esta región son planicies de marea de sedimentos finos, con presencia de marismas, principalmente de *Sarcocornia perennis*, en los niveles superiores. La mayoría de ellos comprenden áreas naturales protegidas y han sido señalados como importantes sitios de alimentación y reproducción de peces (Martin y Bastida 2008) y como áreas de alimentación y descanso de aves playeras residentes y migratorias (Ferrari et al. 2002, Lizarralde et al. 2010, Ferrari et al. 2015).

En la costa sur de Santa Cruz (Patagonia austral, Argentina), los estudios de las asociaciones bentónicas de planicies de marea son escasos. En el estuario del Río Gallegos se han descripto las asociaciones de macroinvertebrados bentónicos, así como

los cambios temporales ocurridos en la composición de especies y su relación con las actividades antrópicas, principalmente los efectos derivados de la presencia de la ciudad de Río Gallegos en su margen sur (Lizarralde y Pittaluga 2011, Pittaluga 2016, Lizarralde et al. 2017). También se ha realizado una caracterización de la comunidad macrobentónica intermareal asociada a la presencia de mitílidos en la bahía de San Julián (Zaixso et al. 2017).

El presente estudio tuvo como objetivo caracterizar la comunidad infaunal de la planicie intermareal en un sector de la Bahía San Julián, identificando las asociaciones faunísticas y analizando su relación con los principales factores ambientales que determinan la distribución de las especies. Estos estudios son de interés por brindar información de relevancia que posibilitará un adecuado manejo y conservación de los ambientes costeros de la bahía.

Los resultados de este estudio fueron publicados en:

- Martin, J.P., Z. Lizarralde, S. Pittaluga, A. Sar, M. Perroni y S. Torres. 2019. Macrobenthic assemblages of intertidal flats in southern Patagonia, Argentina. *Thalassas* 0212-5919 (Print) 2366-1674 (Online). <https://doi.org/10.1007/s41208-019-00133-7>
- Martin, J.P., A. Sar y C. Caminos. 2019. Spatial changes in the infaunal community of a macrotidal flat in Bahía San Julián, Southern Patagonia, Argentina. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 54 (1): 51-69. ISSN 0717-3326. <http://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.1.1494>.

Fueron también presentados en los siguientes congresos y reuniones científicas:

- Martin J.P., A. Sar, C. Caminos. Variaciones espacio-temporales en la comunidad infaunal de planicies arenofangosas de la Bahía de San Julián (Patagonia austral, Argentina). IX Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Ushuaia, 20 al 25 de septiembre de 2015.
- Lizarralde, Z., J.P. Martin, S. Pittaluga, A. Sar, M. Perroni y R. Fernández. 2017. Caracterización de las asociaciones macrobentónicas intermareales del sur de Santa Cruz, Patagonia, Argentina. XVII COLACMAR Camboriú, 13 al 17 de noviembre de 2017.
- Martin J.P., A. Sar y C. Caminos. Cambios en la comunidad infaunal de una planicie intermareal afectada por el vertido de efluentes urbanos en la costa de Santa Cruz (Patagonia austral, Argentina). X Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Buenos Aires, 30 de julio al 3 de agosto de 2018.

Metodología de trabajo

Se tomaron muestras de la comunidad bentónica infaunal en el nivel intermareal medio y en el nivel intermareal inferior de la planicie de marea sobre sustrato fangoso. Las muestras se recolectaron en siete estaciones de muestreo distribuidas a lo largo de la costa de la bahía, a ambos lados del punto de descarga del efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal de Puerto San Julián (Fig. 1). Se realizaron cuatro muestreos estacionales en los meses de abril, agosto y noviembre de 2010 y febrero de 2011. La planicie intermareal se dividió en tres niveles de acuerdo con la altura de la marea y se realizaron muestreos en el nivel intermareal inferior (entre 0 y 2 m por encima de la línea de marea baja) y en el nivel intermareal medio (entre 2 y 4 m por encima de la línea de marea baja) (Servicio de Hidrografía Naval 2010). La posición de los sitios de muestreo fue georeferenciado, en cada estación y nivel intermareal, utilizando un GPS (Garmin GPSMAP 76 CSx).

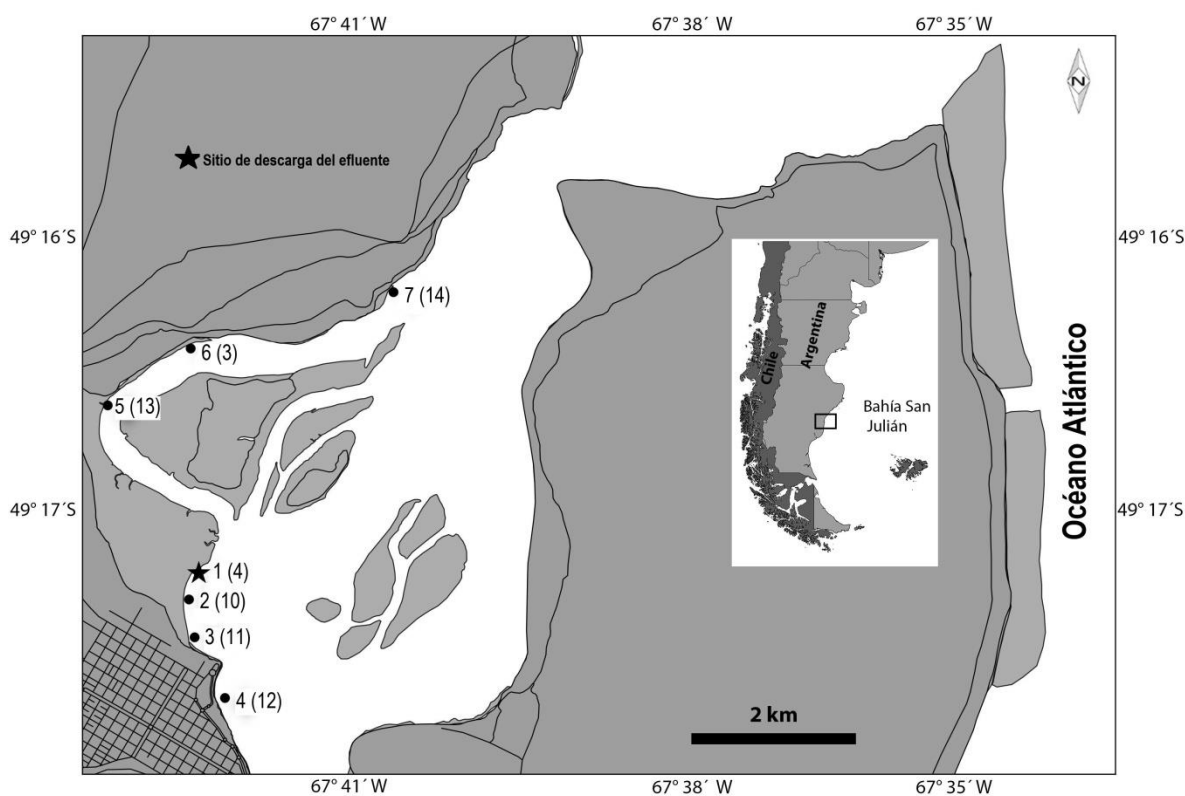


Fig. 1. Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo. Entre paréntesis la referencia a los sitios de estudio correspondientes al “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural”.

Se recolectaron cuatro réplicas por nivel en cada estación de muestreo para cada época (totalizando 224 muestras), con un corer de 10 cm de diámetro (0,00785 m²) hasta 15 cm de profundidad. Los organismos se separaron utilizando un tamiz de malla de 0,5 mm y se fijaron en solución de formol al 5% para su posterior identificación y cuantificación. Los organismos se identificaron y se contaron con un microscopio estereoscópico y luego se conservaron en alcohol al 70%. Se tomaron muestras de sedimentos para determinar el tamaño de partícula y el contenido de materia orgánica.

El sedimento se procesó mediante el método de tamizado en húmedo utilizando una columna de tamices, previo tratamiento de la muestra con una solución de hexametáfosfato sódico (6,2 g l⁻¹) para ayudar a la dispersión de las partículas de arcilla (Bale y Kenny, 2005). La muestra total se secó en estufa a 70°C hasta peso constante y se pesó antes del tamizado. Las diferentes fracciones de sedimento se expresaron como grava (4-2 mm), arena gruesa (2 a 0,5 mm), arena media (0,5 a 0,25 mm) y arena fina (0,25 a 0,062 mm). Las fracciones se secaron en estufa a 70°C hasta peso constante y se pesaron, y se expresaron como porcentaje del peso seco de la muestra total. La fracción de fango (limo+arcilla) se estimó como la diferencia entre el peso seco de la muestra total y la suma del peso seco de fracciones mayores de 0,062 mm. El contenido de materia orgánica del sedimento se determinó mediante la técnica de pérdida de peso por combustión en mufla (450°C durante 6 h) (Bale y Kenny, 2005).

Para cada muestra se calculó la abundancia total N, la riqueza de especies S, el índice de diversidad de Shannon-Wiener $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$, donde p_i es la proporción del número total de individuos que pertenecen a la especie i; y la equitatividad de Pielou $J = H' / \log_2 S$. Los datos se compararon entre niveles intermareales (Nivel) y entre estaciones de muestreo (Estación) mediante ANOVA de dos vías y prueba post hoc de Bonferroni, utilizando el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo et al. 2015). La homogeneidad de las variaciones se logró mediante la transformación logarítmica y se verificó mediante la prueba de Levene. La distribución normal de los datos se verificó mediante la prueba de Shapiro-Wilks. Cuando los datos no se ajustaron a la normalidad y homogeneidad de las variaciones, se sometieron a una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y pruebas U de Mann-Whitney. Para explorar la relación entre la diversidad (H'), la equitatividad (J), la abundancia total (N) y la distancia al punto de descarga de aguas residuales se realizaron análisis de regresión lineal simple y se calculó el coeficiente de correlación por rangos de Spearman (r_s). Se utilizó un nivel de

significación de $P < 0,05$ en todas las pruebas. Las variables de sedimento se analizaron utilizando el análisis de componentes principales (PCA); los datos se transformaron previamente utilizando $\log_{10}(x + 1)$ y se normalizaron (Zar 1996, Dytham 1999).

Los datos de abundancia se analizaron mediante un análisis multivariado utilizando análisis de agrupamiento (hierarchical agglomerative clustering HAC) mediante el paquete estadístico de Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research (PRIMER) versión 6.1 (Clarke y Warwick 2001). Los datos se transformaron previamente utilizando raíz cuadrada para disminuir el efecto de las especies dominantes, y luego se aplicó el índice de similitud de Bray-Curtis. La hipótesis de diferencias en la composición de la comunidad entre los niveles intermareales y entre las estaciones de muestreo se probó mediante un análisis de similitud cruzado de dos vías (prueba de permutación ANOSIM). La significación estadística de los grupos de muestras se probó a través del perfil de similitud (SIMPROF), y luego se usaron los porcentajes de similitud (SIMPER) para identificar las especies que más contribuyeron a las diferencias espaciales en la comunidad (Clarke y Warwick, 2001).

Se realizó un análisis canónico de correspondencia (CCA) para identificar las variables ambientales que mejor explican la variación de los datos de abundancia, utilizando el paquete estadístico CANOCO 5.0. Los datos se transformaron previamente utilizando $\log_{10}(x + 1)$. Se analizó la relación de la abundancia de los organismos con el nivel intermareal, los porcentajes de arena fina, fango y materia orgánica en el sedimento, la distancia al punto de descarga de aguas residuales y la temperatura del agua. Para detectar variables ambientales significativas, se calculó previamente una matriz de correlación de Pearson con probabilidades ajustadas según Bonferroni. Las variables significativas fueron seleccionadas para realizar el análisis de CCA. La importancia de todos los ejes CCA primarios se determinó mediante la prueba de permutación de Monte Carlo (ter Braak y Smilauer 1998).



Planicie de marea en Paso de la Isla (Sitio 3).



Galerías excavadas por los organismos infaunales en el sustrato fangoso de la planicie de marea.

Resultados

Características del sustrato

El sustrato en la planicie de marea estuvo dominado por fango (limo + arcilla) y arena fina, que en conjunto representaron casi el 100% del sedimento en todas las estaciones de muestreo. El contenido de materia orgánica osciló entre 2 y 3,27% en el intermareal inferior y entre 2,10 y 4,23% en el intermareal medio, alcanzando los valores más altos en la estación 5 (Fig. 2).

El ANOVA de dos vías mostró diferencias significativas en el contenido de materia orgánica entre los niveles intermareales (Nivel) y entre las estaciones de muestreo (Estación) (Nivel: $F_{(1, 41)} = 20,64$, $P < 0,001$; Estación: $F_{(6, 41)} = 28,73$, $P < 0,001$; Nivel de interacción x estación: $F_{(6, 41)} = 0,89$, $P = 0,52$). Los valores más altos se observaron en la estación 5 en ambos niveles intermareales (Fig. 2).

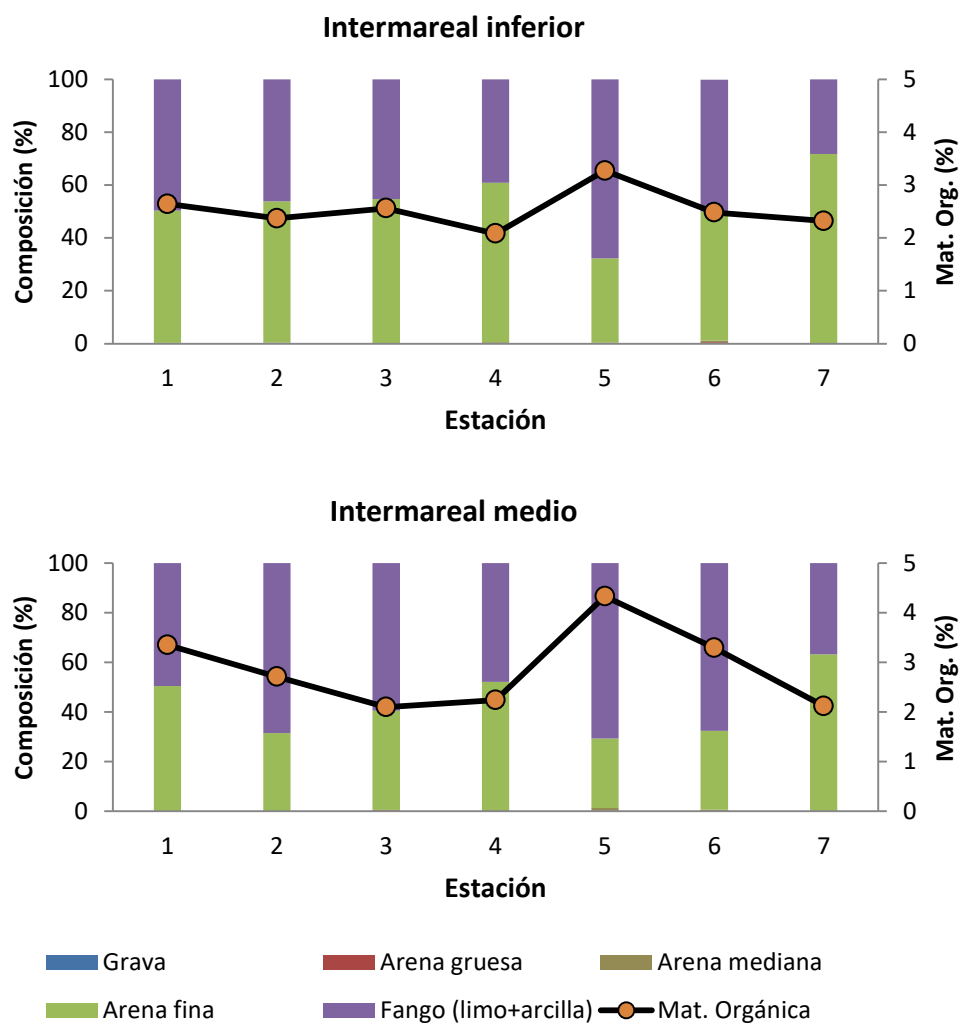


Fig. 2. Composición granulométrica y porcentaje de materia orgánica del sedimento en las diferentes estaciones de muestreo.

El análisis de componentes principales (PCA) mostró variaciones espaciales en la composición de los sedimentos; Los ejes PC1 y PC2 explicaron más del 76% de la varianza en los datos. El eje PC1 correspondió a las mayores variaciones en el sustrato, relacionadas con el contenido de fango, arena fina y materia orgánica. El biplot de PCA (Fig. 3) muestra la serie de estaciones de muestreo, con la estación 7 ubicada al final, correspondiente a la dominancia de la arena fina, y la estación 5 del intermareal medio en el extremo opuesto, donde el contenido de fango y materia orgánica aumenta. Las estaciones 1, 2, 3, 4 y 6 se ubicaron en posiciones intermedias. Se observó una correlación claramente positiva entre el contenido de materia orgánica y el porcentaje de fango en el sedimento ($r = 0,78$, $P < 0,001$).

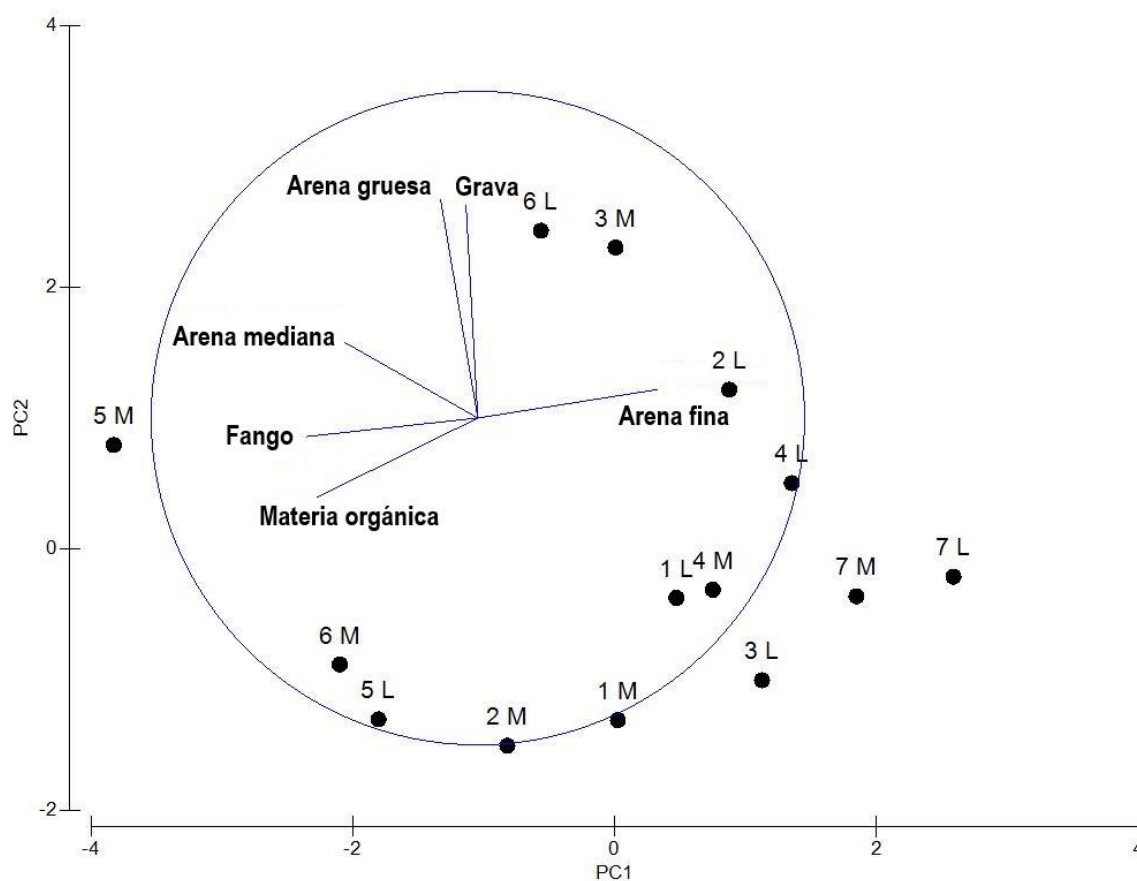


Fig. 3. Análisis de componentes principales (PCA) del sedimento.

La comunidad infaunal de la planicie de marea

La comunidad infaunal estuvo compuesta principalmente por moluscos bivalvos, en su mayoría representados por *Mysella patagona* Ituarte, Martin & Zelaya, 2012 y *Darina solenoides* (King, 1832), anfípodos gamáridos, siendo los más abundantes *Ampelisca* sp. y *Monocorophium insidiosum* (Crawford, 1937) y diferentes especies de poliquetos, entre los que se destacaron por su abundancia *Scolecopelides uncinatus* Blake, 1983, *Eteone sculpta* Ehlers, 1897, *Capitella* sp., *Aricidea* sp. y *Gymnonereis fauveli* (Hartmann-Schröder, 1962) (Fig. 4, Tablas 1 y 2).

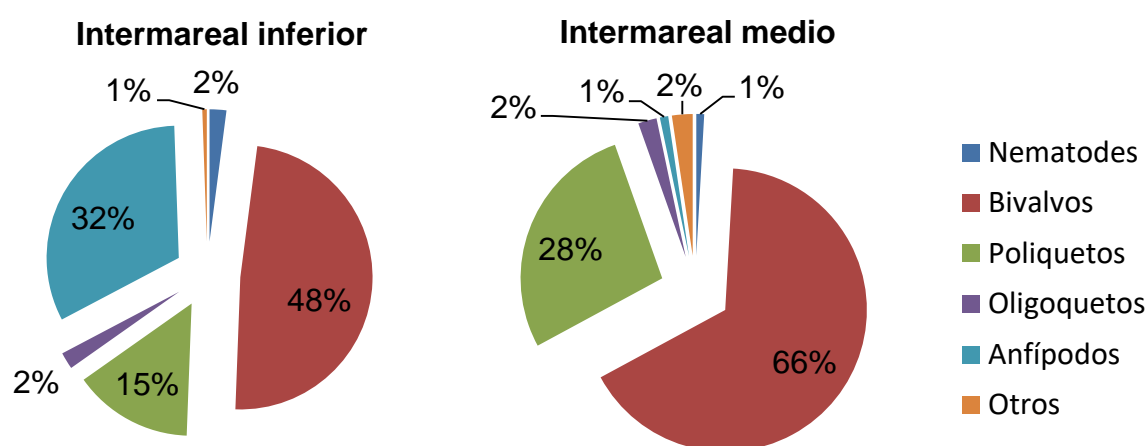


Fig. 4. Abundancia relativa en porcentaje de los principales grupos del zoobentos en la comunidad infaunal.

La diversidad (H') y la equitatividad (J) en el intermareal inferior mostraron sus valores más altos en las estaciones 4, 5, 6 y 7. Sus valores más bajos se observaron en la estación 1. En el intermareal medio no se detectaron diferencias significativas en estos parámetros entre estaciones de muestreo (Fig. 5). La riqueza de especies (S) fue mayor en las estaciones 1 y 6 para ambos niveles intermareales; sin embargo, estas estaciones solo mostraron diferencias estadísticamente significativas de las estaciones 2, 3 y 4 en el nivel inferior y de las estaciones 2 y 4 en el nivel medio. La abundancia total (N) en el nivel inferior fue significativamente mayor en las estaciones 1, 2, 3, 5 y 6 que en las estaciones 4 y 7, mientras que en el nivel medio, las estaciones 1 y 3 mostraron una abundancia significativamente mayor que las estaciones de muestreo restantes (Fig. 5).

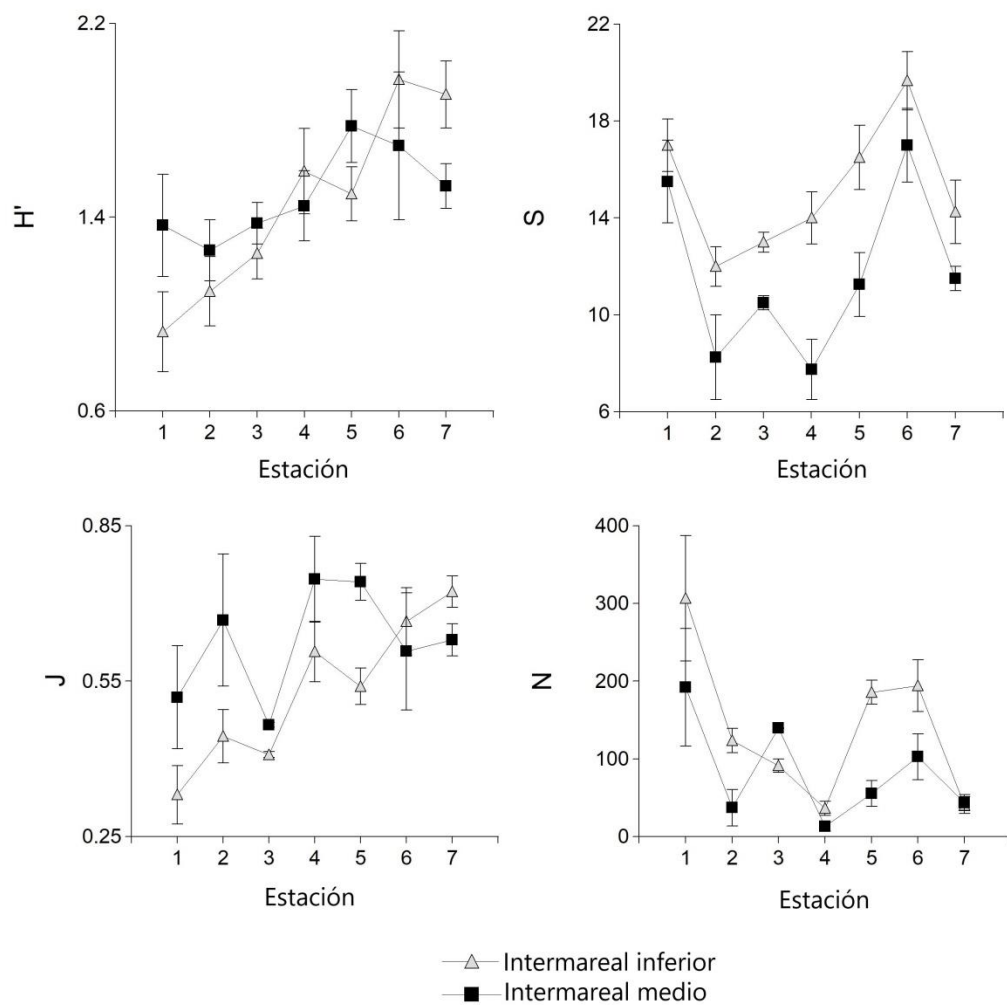


Fig. 5. Diversidad (H'), equitatividad (J), riqueza de especies (S) y abundancia total (N) de la comunidad infaunal.

Tabla 1. Abundancia promedio (individuos por muestra) de las especies en el nivel intermareal inferior en las diferentes estaciones de muestreo.

	Intermareal inferior						
	1	2	3	4	5	6	7
Nematoda	0.81	0.19	0.25	1.88	4.88	5.08	6.44
Nemertea	0.69	0.19	0	0.19	0.19	0.17	0
Cirratulidae indet. (Pol.)	2.13	0.06	0.25	0.19	0	4.92	0.25
Syllidae indet. (Pol.)	0.5	0.13	0.25	0.06	8.38	13	0.94
<i>Capitella</i> sp. (Pol.)	0.69	0.69	0	0.13	0.19	1	7.25
<i>Mediomastus</i> sp. (Pol.)	5.94	1.69	0.25	0.75	0.69	1.42	1.31
<i>Clymenella minor</i> (Pol.)	0.06	0	0	0	0.13	1.67	0.19
<i>Scolecopides uncinatus</i> (Pol.)	1.69	1.69	0.75	1.5	0.56	5.58	1.5
<i>Lumbrineris magalhaensis</i> (Pol.)	1.63	2.5	0	2.56	0.25	1.08	0.75
Onuphidae indet. (Pol.)	0.56	0.5	0	0.19	0.06	5.67	0.63
<i>Eteone sculpta</i> (Pol.)	0.94	0.38	0.75	0.13	0.5	0.83	0.13
<i>Gymnonereis fauveli</i> (Pol.)	1.13	0.13	1.75	0.38	3.81	22.42	0.44
<i>Ophioglycera eximia</i> (Pol.)	0.06	0	0.75	0.44	0.38	0.25	0.06
<i>Hemipodus patagonicus</i> (Pol.)	0.56	0.13	0.25	0.25	0.38	0.33	0.31
<i>Aglaophamus</i> sp. (Pol.)	0	0	0	0.25	0.06	0	0.19
<i>Aricidea</i> sp. (Pol.)	0.25	0	0	0.19	0.13	0.58	11.38
Oligochaeta	0.88	0.25	0	0.13	3.81	14	0.5
<i>Darina solenoides</i> (Biv.)	10.5	5.25	8.25	2.75	8.81	0.75	2.13
<i>Mysella patagona</i> (Biv.)	232.94	42.69	47.75	11.5	59.13	25.75	2.75
<i>Linucula pisum</i> (Biv.)	0	0	0	0	0	0.42	0
<i>Ampelisca</i> sp. (Amph.)	42.19	66.81	2.75	12.38	17	70.92	3.31
<i>Heterophoxus</i> sp. (Amph.)	1.31	0.13	0	0.13	3.56	15.08	0
<i>Monocorophium insidiosum</i> (Amph.)	0.06	0	0	0.06	69.75	0.17	0.13
Tanaidacea	0	0	0	0	2.38	0.17	0
Cumacea	0	0	0.25	0	0	0.33	0
<i>Priapulus tuberculatoespinosus</i> (Priap.)	0.13	0	0	0	0.25	0	0

Pol., Polychaeta; Biv., Bivalvia; Amph., Amphipoda; Priap. Priapulida

Tabla 2. Abundancia promedio (individuos por muestra) de las especies en el nivel intermareal medio en las diferentes estaciones de muestreo.

	Intermareal medio						
	1	2	3	4	5	6	7
Nematoda	1.44	0	0	0.44	2.06	0.58	0.69
Nemertea	3.13	0.31	2.5	0.19	3.44	1.58	0.19
Cirratulidae indet. (Pol.)	0.19	0	0	0	0	0.08	0.25
Syllidae indet. (Pol.)	1.5	0.06	0.25	0	0.69	10.33	1.69
<i>Capitella</i> sp. (Pol.)	5.56	5.31	6.75	1.56	5.75	1.58	1.13
<i>Mediomastus</i> sp. (Pol.)	0.56	0	0	0.06	0	0.25	0.25
<i>Clymenella minor</i> (Pol.)	0	0	0	0	0	0.08	0
<i>Scolecopides uncinatus</i> (Pol.)	4	3.06	4	0.38	13.56	2.83	1.75
<i>Lumbrineris magalhaensis</i> (Pol.)	0.19	0.13	0	0.06	0	0	0.94
Onuphidae indet. (Pol.)	0.38	0.25	1.25	0.5	0.25	4.58	2.63
<i>Eteone sculpta</i> (Pol.)	5.44	2.13	17.5	1.13	14.75	6.08	2.31
<i>Gymnonereis fauveli</i> (Pol.)	0.44	0.06	0	0.13	0.06	2.08	0.06
<i>Ophioglycera eximia</i> (Pol.)	0.13	0	0	0	0	0.75	0.06
<i>Hemipodus patagonicus</i> (Pol.)	0.06	0.06	0	0	0	0	0.13
<i>Aglaophamus</i> sp. (Pol.)	0	0	0	0	0.13	0.08	3.44
<i>Aricidea</i> sp. (Pol.)	0.94	0.13	0	0	0.31	1.25	15.31
Oligochaeta	11.69	0	0	0.06	0.06	0.42	0.13
<i>Darina solenoides</i> (Biv.)	23.81	24.31	99.75	6.5	13.31	8.5	12
<i>Mysella patagona</i> (Biv.)	132.06	0.63	6.75	1	0.25	56.42	0.19
<i>Linucula pisum</i> (Biv.)	0	0.31	0	0	0	0.17	0
<i>Ampelisca</i> sp. (Amph.)	0.25	0.13	0	0.19	0	0.5	0
<i>Heterophoxus</i> sp. (Amph.)	0.13	0.13	0	0	0.06	4	0
<i>Monocorophium insidiosum</i> (Amph.)	0	0	0	0	0.19	0	0
Cumacea	0.06	0	0	0	0	0	0
<i>Priapulus tuberculatoespinosus</i> (Priap.)	0.19	0	0.25	0.06	0.19	0.33	0

Pol., Polychaeta; Biv., Bivalvia; Amph., Amphipoda; Priap. Priapulida

El análisis ANOSIM de dos vías mostró diferencias altamente significativas en la composición de la comunidad entre los niveles intermareales (Global $R = 0,73$, $P = 0,001$) y entre las estaciones de muestreo (Global $R = 0,62$, $P = 0,001$). La rutina SIMPER identificó las especies que más contribuyeron a las diferencias observadas entre los niveles intermareales. *Mysella patagona*, *Ampelisca* sp. y *Monocorophium insidiosum* fueron mucho más abundantes en el intermareal inferior que en el intermareal medio. Por el contrario, *Darina solenoides*, *Eteone sculpta*, *Scolecopides uncinatus* y *Capitella* sp. fueron más abundantes en el intermareal medio que en el inferior.

El análisis de agrupamiento (HAC) identificó cuatro grupos principales de muestras en cada nivel intermareal con similitudes superiores al 45% entre muestras (SIMPROF $P_i = 2,37$, $P = 0,001$ para intermareal inferior; $P_i = 3,18$, $P = 0,001$ para intermareal medio) (Figs. 6 y 7). Las especies que más contribuyeron a la similitud entre

las muestras dentro de estos grupos para ambos niveles intermareales se identificaron usando la rutina SIMPER (Tablas 3 y 4).

En el nivel intermareal inferior, el Grupo L1, compuesto de todas las muestras de las estaciones 1, 2 y 3 y las muestras de primavera de la estación 4, y el Grupo L2, compuesto de todas las muestras de las estaciones 5 y 6, se caracterizaron por *Mysella patagona* y *Ampelisca* sp. El grupo L3, compuesto por muestras recolectadas en otoño, verano e invierno de la estación 4, se caracterizó por *Ampelisca* sp., *Lumbrineris magalhaensis* y *Mysella patagona*. El grupo L4, que comprende solo las muestras de la estación 7, se caracterizó por *Aricidea* sp. y *Capitella* sp.

En el nivel intermareal medio, los cuatro grupos de muestra principales compartieron a *Darina solenoides*, *Eteone sculpta*, *Scolecopides uncinatus* y *Capitella* sp., como la especies más abundantes y constantes. Sin embargo, el Grupo M1, compuesto de muestras de las estaciones 1 y 6, se caracterizó por *Mysella patagona*, mientras que el Grupo M3, compuesto solo de muestras de la estación 7, se caracterizó por *Aricidea* sp.

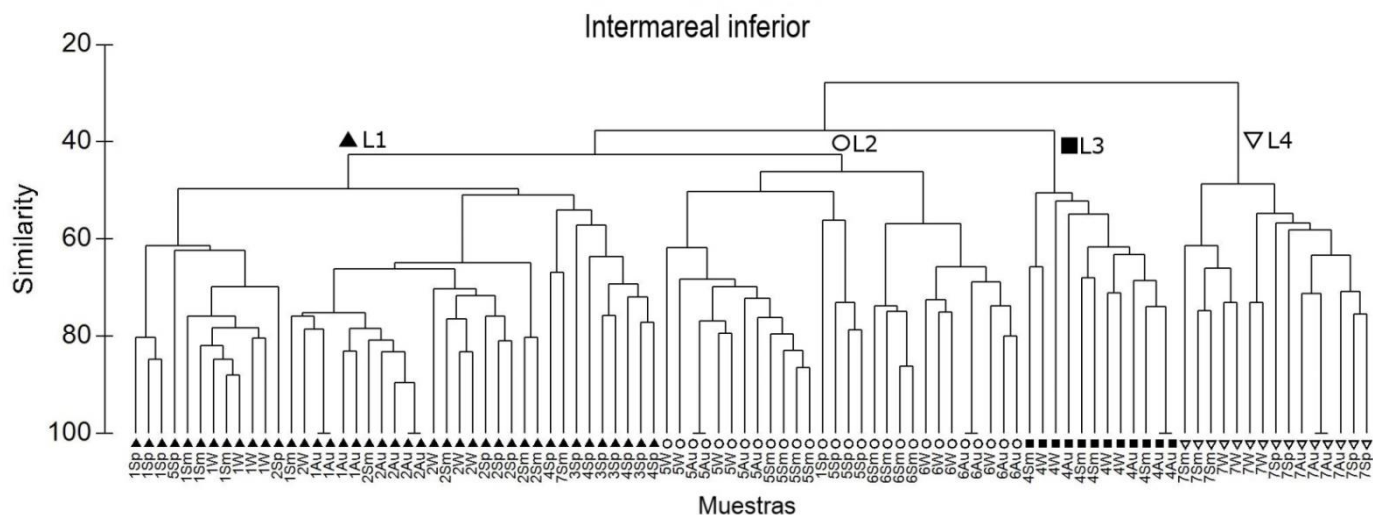


Fig. 6. Dendrograma de agrupamiento de muestras del nivel intermareal inferior, basado en la transformación raíz cuadrada de los datos de abundancia, el índice de similitud Bray-Curtis y ligamiento promedio. _Sm, número de estación-verano; _Au, número de estación-otoño; _W, número de estación-invierno; _Sp, número de estación-primavera.

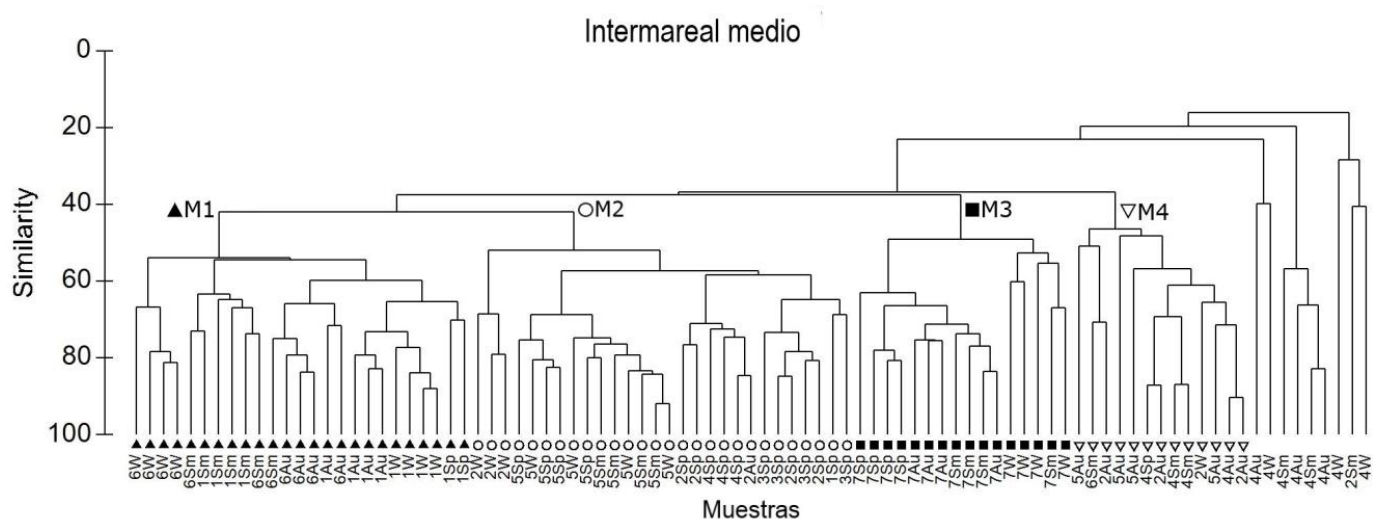


Fig. 7. Dendrograma de agrupamiento de muestras del nivel intermareal medio, basado en la transformación raíz cuadrada de los datos de abundancia, el índice de similitud Bray-Curtis y ligamiento promedio. _Sm, número de estación-verano; _Au, número de estación-otoño; _W, número de estación-invierno; _Sp, número de estación-primavera.

Tabla 3. Resultados del análisis SIMPER que muestra las especies que más contribuyeron a la similitud entre las muestras para el intermareal inferior. Abundancia promedio (transformada); Cont. %, porcentaje de contribución de cada especie a la similitud; Cumul. %, porcentaje de contribución acumulada a la similitud. Especies hasta el 95% de la contribución acumulada.

	Abundancia	Cont. %	Cumul. %
Grupo L1: Similitud: 56.85			
<i>Mysella patagona</i>	9.22	41.94	41.94
<i>Ampelisca</i> sp.	5.66	26.78	68.72
<i>Darina solenoides</i>	2.00	8.65	77.37
<i>Lumbrineris magalhaensis</i>	1.18	6.07	83.44
<i>Mediomastus</i> sp.	1.45	5.73	89.17
<i>Scolecopides uncinatus</i>	1.01	4.66	93.83
Grupo L2: Similitud: 54.47			
<i>Mysella patagona</i>	5.75	20.55	20.55
<i>Ampelisca</i> sp.	5.32	17.32	37.87
Syllidae	2.78	9.85	47.72
<i>Heterophoxus</i> sp.	2.52	8.76	56.48
<i>Gymnonereis fauveli</i>	2.68	8.61	65.10
<i>Monocorophium insidiosum</i>	4.20	8.58	73.68
Nematoda	2.03	7.72	81.40
Oligochaeta	2.02	5.20	86.60
<i>Darina solenoides</i>	1.72	3.01	89.61
<i>Scolecopides uncinatus</i>	1.11	2.29	91.9
Grupo L3: Similitud: 57.96			
<i>Ampelisca</i> sp.	3.67	44.58	44.58
<i>Lumbrineris magalhaensis</i>	1.64	20.96	65.54
<i>Mysella patagona</i>	1.28	10.79	76.33
<i>Scolecopides uncinatus</i>	0.94	8.14	84.47
<i>Darina solenoides</i>	0.74	4.53	89.00
Nematoda	0.67	3.14	92.13
Grupo L4: Similitud: 55.42			
<i>Aricidea</i> sp.	3.30	36.70	36.70
<i>Capitella</i> sp.	2.41	18.28	54.99
<i>Darina solenoides</i>	1.23	9.71	64.70
<i>Scolecopides uncinatus</i>	1.03	7.82	72.52
Nematoda	1.72	6.30	78.82
<i>Mediomastus</i> sp.	0.89	5.72	84.54
<i>Ampelisca</i> sp.	1.21	4.68	89.21
<i>Mysella patagona</i>	0.89	3.11	92.33

Tabla 4. Resultados del análisis SIMPER que muestra las especies que más contribuyeron a la similitud entre las muestras para el intermareal medio. Abundancia promedio (transformada); Cont. %, porcentaje de contribución de cada especie a la similitud; Cumul. %, porcentaje de contribución acumulada a la similitud. Especies hasta el 95% de la contribución acumulada.

	Abundancia	Cont. %	Cumul. %
Grupo M1: Similitud: 59.20			
<i>Mysella patagona</i>	8.03	37.54	37.54
<i>Darina solenoides</i>	3.56	16.78	54.33
<i>Eteone sculpta</i>	2.23	11.52	65.85
<i>Capitella</i> sp.	1.79	8.54	74.39
<i>Scolecopides uncinatus</i>	1.43	5.58	79.97
Syllidae	1.78	5.04	85.01
Oligochaeta	1.89	4.89	89.90
<i>Aricidea</i> sp.	0.75	2.34	92.24
Grupo M2: Similitud 60.83			
<i>Darina solenoides</i>	5.39	35.38	35.38
<i>Scolecopides uncinatus</i>	2.92	20.78	56.16
<i>Capitella</i> sp.	2.56	20.46	76.61
<i>Eteone sculpta</i>	3.02	19.74	96.35
Grupo M3: Similitud: 58.90			
<i>Aricidea</i> sp.	4.21	46.09	46.09
<i>Darina solenoides</i>	2.98	21.31	67.40
<i>Capitella</i> sp.	1.32	9.30	76.70
<i>Scolecopides uncinatus</i>	1.18	7.10	83.79
Onuphidae	1.23	6.50	90.29
Grupo M4: Similitud: 36.74			
<i>Darina solenoides</i>	1.53	50.07	50.07
<i>Eteone sculpta</i>	0.93	19.51	69.58
<i>Capitella</i> sp.	0.75	14.94	84.52
Onuphidae	0.54	8.45	92.97

Relación entre la comunidad infaunal y los factores ambientales

La relación entre la abundancia de las especies y las variables ambientales se exploró mediante un análisis canónico de correspondencia (CCA). Las variables seleccionadas para realizar el análisis de CCA fueron el nivel intermareal ($P < 0,001$), el porcentaje de arena fina ($P < 0,001$), el porcentaje de fango (limo + arcilla) ($P < 0,001$), la distancia al punto de descarga de aguas residuales ($P < 0,001$) y el porcentaje de materia orgánica en el sedimento ($P = 0,006$).

Los resultados del análisis de CCA mostraron que el 43,44% de la varianza acumulada en la abundancia de especies se debió a los primeros cuatro ejes de ordenamiento. El biplot CCA (Fig. 8) resumió la variación en la distribución de especies explicada por las variables ambientales. El primer eje indica que el nivel intermareal tuvo los mayores efectos en la distribución de las especies. El segundo eje reflejó un gradiente relacionado principalmente con las características de los sedimentos, como el porcentaje de arena fina, de fango y el contenido de materia orgánica. La distancia al punto de descarga de aguas residuales también mostró un efecto, aunque menos importante, sobre la ocurrencia de especies.

Las especies asociadas principalmente a los sedimentos con mayor contenido de fango y materia orgánica del nivel intermareal inferior se ubicaron en el cuadrante inferior izquierdo del biplot CCA. Las especies más vinculadas al sedimento con mayor contenido de fango y materia orgánica del nivel intermareal medio se ubicaron en el cuadrante inferior derecho, y las especies vinculadas al sedimento con mayor proporción de arena fina del nivel intermareal inferior se ubicaron en el cuadrante superior izquierdo. Las especies en el cuadrante superior derecho se asociaron con sedimentos con un mayor contenido de arena fina y que se ubicaron más alejados del punto de descarga de aguas residuales (Fig. 8).

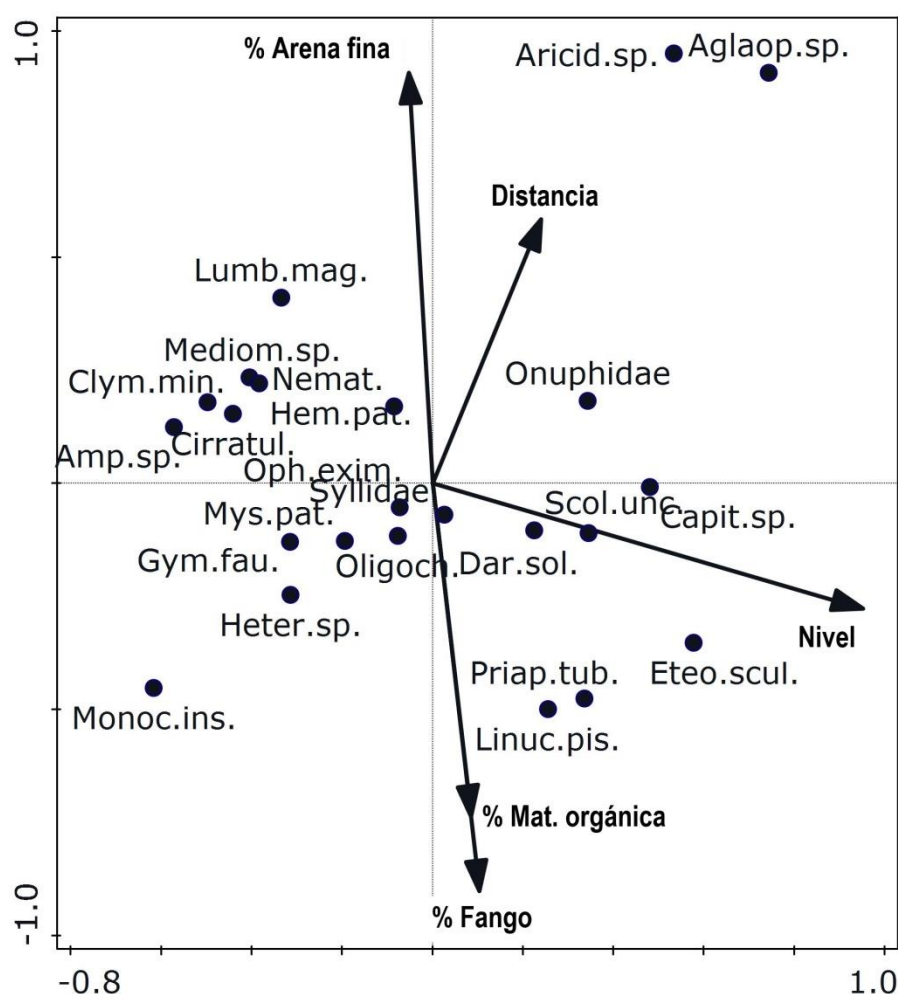


Fig. 8. Diagrama bidimensional de CCA de abundancia de especies y variables ambientales. Nivel: nivel intermareal; Distancia: distancia al punto de descarga del efluente; % Mat. orgánica: porcentaje de materia orgánica.

La comunidad infaunal en la planicie intermareal de Bahía San Julián mostró cambios espaciales en la composición, principalmente relacionados con el nivel intermareal y las características de los sedimentos. En el nivel intermareal inferior, la comunidad se caracterizó por la asociación de *Mysella patagona* y *Ampelisca* sp. en sustratos con alta proporción de fango. Otras especies presentes en esta asociación son *Darina solenoides*, *Lumbrineris magalhaensis*, Syllidae, *Gymnonereis fauveli* y *Heterophoxus* sp. En sedimentos con predominio de arena fina del nivel intermareal inferior, la comunidad se caracterizó por la asociación de *Aricidea* sp. y *Capitella* sp. En el intermareal medio, la comunidad infaunal se caracterizó por *D. solenoides*, *Eteone sculpta*, *Scolecopides uncinatus* y *Capitella* sp., entre las especies más abundantes y

constantemente presentes en este nivel. Este conjunto estuvo dominado por *M. patagona* en sedimentos con alta proporción de fango y por *Aricidea* sp. en sedimento con predominio de arena fina.

Estos resultados coinciden parcialmente con las observaciones realizadas en el estuario de Río Gallegos, en el sur de Santa Cruz (Argentina) por Lizarralde y Pittaluga (2011), y con los registros reportados por Espoz et al. (2008) para las planicies intermareales arenofangosas del Estrecho de Magallanes (Chile), que exhiben características del sedimento muy similares a las de nuestra área de estudio y donde se describió una comunidad macrobentónica dominada por *Darina solenoides*. Entre las especies acompañantes más abundantes, estos autores mencionaron los poliquetos *Eteone sculpta* y *Scolecopides uncinatus*, que también se registraron en el presente trabajo, pero no mencionan la presencia de *Mysella patagona* y *Capitella* sp. Espoz et al. (2008) también indican una alta abundancia de *Aricidea* sp. en la planicie intermareal dominada por la arena fina de Bahía Lomas en el Estrecho de Magallanes. *Capitella* sp. se ha registrado para otros lugares en el Estrecho de Magallanes, en humedales afectados por descargas de aguas residuales (Cañete et al. 2010).

La asociación de *Darina solenoides*-*Scolecopides uncinatus*-*Eteone sculpta* es característica de los fondos intermareales arenofangosos en la región más austral de la Patagonia; sin embargo, el predominio de *Mysella patagona* observado en las asociaciones bentónicas de Bahía San Julián no se ha registrado hasta la fecha en otras planicies intermareales de la región. *Mysella patagona* Ituarte, Martín & Zelaya, 2012 se describió por primera vez en los últimos años, con su localidad tipo Bahía San Julián. La especie se registró por primera vez en los fondos arenofangoso del intermareal inferior en Bahía San Julián (Ituarte et al. 2012) y luego en la planicie de marea del estuario del Río Gallegos (Pittaluga 2016), pero aún no se ha registrado más al norte de Bahía San Julián o en el sur de la Patagonia en Chile.

Conclusiones

- En la planicie de marea de la bahía San Julián se registraron dos asociaciones principales de macroinvertebrados infaunales. La distribución de estas asociaciones en la bahía se encuentra determinada en parte por el nivel intermareal y por la composición del sedimento.
- En el nivel intermareal medio la comunidad infaunal se caracterizó por la presencia de *Darina solenoides*, *Eteone sculpta*, *Scolecopides uncinatus* y *Capitella* sp., entre las especies más abundantes y constantemente presentes. Este conjunto estuvo dominado por *Mysella patagona* en sedimentos con alta proporción de fango y por *Aricidea* sp. en sedimento con predominio de arena fina.
- En el nivel intermareal inferior, la comunidad se caracterizó por la asociación de *Mysella patagona* y *Ampelisca* sp. en sustratos con alta proporción de fango, mientras que en sedimentos con predominio de arena fina la comunidad se caracterizó por la asociación de *Aricidea* sp. y *Capitella* sp.
- Se observaron cambios espaciales en la comunidad infaunal de Bahía San Julián relacionados con la distancia al sitio de descarga del efluente de la planta de tratamiento cloacal. En la estación más cercana al punto de descarga, la comunidad estuvo dominada ampliamente por *Mysella patagona*, principalmente en el nivel intermareal inferior. Estas observaciones sugieren que podrían existir alteraciones en el ambiente de la bahía que afectarían a la comunidad infaunal.
- La asociación de *Darina solenoides*-*Scolecopides uncinatus*-*Eteone sculpta* es característica de los fondos intermareales arenofangosos en la región más austral de la Patagonia; sin embargo, el predominio de *Mysella patagona* observado en las asociaciones bentónicas de Bahía San Julián no se ha registrado hasta el presente en otras planicies intermareales de la región.

BIBLIOGRAFÍA

- Armonies W, Hellwig-Armonies M. 1987.** Synoptic patterns of meiofaunal and macrofaunal abundances and specific composition in littoral sediments. *Helgolander Meeresun* 41:83–111
- Bale AJ, Kenny AJ. 2005.** Chapter 2: Sediment analysis and seabed characterisation. In: Eleftheriou A and McIntyre A (eds) *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Science Ltd., Oxford, pp 43-86
- Beukema JJ. 1976.** Biomass and species richness of the macro-benthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea. *Neth J Sea Res* 10:236–261
- Beukema JJ. 1989.** Long-term changes in macrozoobenthic abundance on the tidal flats of the western part of the Dutch Wadden Sea. *Helgoland Mar Res* 43(3):405-415
- Beukema JJ, Dekker R. 2011.** Increasing species richness of the macrozoobenthic fauna on tidal flats of the Wadden Sea by local range expansion and invasion of exotic species. *Helgoland Mar Res* 65:155-164
- Brenchley GA. 1982.** Mechanisms of spatial competition in marine soft-bottom communities. *J Exp Mar Biol Ecol* 60:17-33
- Cañete JJ, Astorga MS, Santana M, Palacios M. 2010.** Abundancia y distribución espacial de *Scolecopides uncinatus* Blake, 1983 (Polychaeta: Spionidae) y características sedimentológicas en Bahía Lomas, Tierra del Fuego, Chile. *An Inst Patagonia* 38(2):81-94
- Clarke KR, Warwick RM. 2001.** Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth
- Dittmann S. 2000.** Zonation of benthic communities in a tropical tidal flat of north-east Australia. *J Sea Res* 43:33-51
- Dittmann S. 2002.** Benthic fauna in tropical tidal flats -a comparative perspective. *Wetl Ecol Manag* 10:189-195
- Dittmann S, Vargas JA. 2001.** Tropical Tidal Flat Benthos Compared Between Australia and Central America. In: *Ecological Comparisons of Sedimentary Shores*. Reise K (ed) Ecological Studies, Vol 151. Springer-Verlag, New York pp 275-293
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, González L, Tablada M, Robledo CW. 2015.** InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Espoz C, Ponce A, Matus R, Blank O, Rozbaczylo N, Sitters HP, Rodriguez S, Dey AD, Niles LJ. 2008.** Trophic ecology of the Red Not *Calidris canutus rufa* at Bahia Lomas, Tierra del Fuego, Chile. *Wader study group Bulletin* 115 (2):69-79
- Falabella V, Campagna C, Croxall J. 2009.** Atlas del Mar Patagónico. Especies y Espacios. Buenos Aires, Wildlife Conservation Society y BirdLife International. <http://www.atlas-marpatagonico.org>
- Ferrari S, Albrieu C, Gandini P. 2002.** Importance of the Rio Gallegos estuary, Santa Cruz, Argentina, for migratory shorebirds. *Wader Study Group Bulletin* 99:35-40
- Ferrari S, Lizarralde Z, Pittaluga S, Albrieu C. 2015.** Dieta y comportamiento de alimentación de *Haematopus leucopodus* durante el período pos-reproductivo en el estuario del río Gallegos, Patagonia, Argentina. *Ornitol Neotrop* 26:39-49

- Glockzin M, Zettler ML. 2008.** Spatial macrozoobenthic distribution patterns in relation to major environmental factors. A case study from the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea). *J Sea Res* 59: 144-161.
- Ituarte C, Martin JP, Zelaya DG. 2012.** A new species of *Mysella* from Patagonia (Bivalvia: Galeommatoidea). *Nautilus* 126:136-142
- Jaramillo E, Contreras H, Duarte C. 2007.** Community structure of the macroinfauna inhabiting tidal flats characterized by the presence of different species of burrowing bivalves in Southern Chile. In: Relini G, Ryland J (eds) *Biodiversity in Enclosed Seas and Artificial Marine Habitats. Developments in Hydrobiology*, vol 193. Springer, Dordrecht
- Jaramillo E, Mulsow S, Navarro R (1985).** Intertidal and subtidal macroinfauna in the Queule River estuary, south of Chile. *Rev Chil Hist Nat* 58:127–137
- Lizarralde ZI, Pittaluga S. 2011.** Distribution and temporal variability of the benthic fauna in a tidal flat of the Río Gallegos estuary, Patagonia, Argentina. *Thalassas* 27:9-20
- Lizarralde ZI, Pittaluga S, Perroni M. 2017.** Changes of benthic macrofaunal composition on a tidal flat of Río Gallegos estuary, Argentina. *Thalassas*. <https://doi.org/10.1007/s41208-017-0045-y>
- Lizarralde Z, Ferrari S, Pittaluga S, Albrieu C. 2010.** Seasonal abundance and trophic ecology of Hudsonian Godwit (*Limosa haemastica*) at Río Gallegos estuary (Patagonia, Argentina). *Ornitol Neotrop* 21:283–294
- Martin JP, Bastida R. 2008.** Contribución de las comunidades bentónicas en la dieta del róballo (*Eleginops maclovinus*) en la ría Deseado (Santa Cruz, Argentina). *Lat Am J Aquat Res* 36(1):1-13
- Martin JP, Bastida R, Trassens M. 2004.** Polychaete assemblages of intertidal mixohaline flats of Bahía Samborombón (Río de la Plata estuary-Argentina). *Thalassas* 20:39-52
- Peterson CH. 1991.** Intertidal zonation of marine invertebrates in sand and mud. *Am Sci* 79:236-249
- Pittaluga S. 2016.** Caracterización de las comunidades bentónicas de fondos blandos del estuario del río Gallegos: su utilización en la detección de impactos antrópicos. MScTesis, Universidad Nacional de la Patagonia Austral
- Reise K. 1985.** Tidal Flat Ecology. An Experimental Approach to Species Interactions. *Ecol Stud* 54, 191 pp. Springer-Verlag, Berlin
- Reise K. 1991.** Macrofauna in mud and sand of tropical and temperate tidal flats. In: Elliott M and Ducrotoy J (eds) *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. Olsen and Olsen, Fredensborg, pp 211–216
- Servicio de Hidrografía Naval. 2017.** Tabla de Mareas 2017 http://www.hidro.gov.ar/oceanografia/tmareas/form_tmareas.asp
- ter Braak CJF, Smilauer P. 1998.** CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for canonical community ordination (v. 4). Microcomputer Power, Ithaca
- Vargas JA. 1987.** The benthic community of an intertidal mud flat in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. Description of the community. *Rev Biol Trop* 35:299–316
- Vargas JA. 1996.** Ecological dynamics of a tropical intertidal mudflat community. In: Nordstrom KF and Roman CT (eds) *Estuarine Shores: Evolution, Environments and Human Alterations*. John Wiley and Sons, Ltd., Chichester, pp 355–371

Zaixso H, Sar A, Lizarralde Z, Martín JP. 2017. Asociaciones macrobentónicas con presencia de mitílidos de la bahía San Julián (Patagonia austral, Argentina). *Rev Biol Mar Oceanog* 52 (2):311-323

Zar JH. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey

4.4 LA COMUNIDAD BENTÓNICA INFAUNAL DE LA PLANICIE DE MAREA COMO BIOINDICADOR DE IMPACTO ANTRÓPICO EN LA BAHÍA

Introducción

Las comunidades marinas bentónicas, por su alta sensibilidad a los cambios ambientales, tienen la capacidad de reflejar las anomalías y procesos de degradación tan frecuentes en los ambientes costeros. Los cambios que se producen en la abundancia y dominancia de las especies en respuesta a un disturbio antrópico, pueden ser analizados y utilizados para determinar el grado de impacto en el ecosistema marino. Esto convierte a las comunidades bentónicas en indicadores biológicos, mundialmente reconocidos, para determinar el grado de impacto que las actividades humanas ejercen sobre los ecosistemas costeros (Anger, 1977; Pearson y Rosenberg, 1978; Reish, 1986; Holte y Oug, 1996; entre otros).

Las respuestas que las comunidades bentónicas pueden presentar ante un determinado proceso de degradación ambiental varían de un área geográfica a otra, dependiendo de la composición específica de la comunidad natural, de las características biológicas y ecológicas de las especies que la integran y de las condiciones del ambiente. Esto puede ser observado a través de los estudios realizados en diferentes partes del mundo, como así también en distintas áreas costeras de Argentina (Pearson y Rosenberg, 1978; López Gappa et al., 1990, 2001; Elías, 1992; Elías y Bremec, 1994; Elías et al., 1997, 2006; Martin y Grémare, 1997; Bastida et al., 2001, 2004; Cuevas, et al., 2003, 2006; Martin, et al., 2004, Martin y Bastida, 2006, Ferrando et al., 2010).

Entre los grupos del macrobentos más utilizados como indicadores de impacto ambiental se encuentran los poliquetos, no sólo porque son a menudo el taxón numéricamente dominante en la comunidad bentónica infaunal, sino también porque incluye tanto especies sensibles como tolerantes en un gradiente que va de ambientes prístinos a fuertemente contaminados (Grassle y Grassle, 1974, Pearson y Rosenberg, 1978, Glémarec y Hily 1981, Pocklington y Wells, 1992). Algunas especies se han

convertido prácticamente en sinónimos de bioindicadores de calidad ambiental, tal es el caso de *Capitella capitata* o *Boccardia polybrancia*, por ser especies que comúnmente alcanzan muy altas abundancias en sedimentos costeros altamente contaminados por materia orgánica (Zajac y Whitlatch, 1982, Giangrande et al., 2005). Otros grupos de la macrofauna bentónica, como los moluscos o los crustáceos, han sido menos utilizados como bioindicadores de contaminación o enriquecimiento orgánico, debido a que su respuesta ante el impacto en el ambiente ha sido mucho menos estudiada. Existen, sin embargo, algunos ejemplos de bivalvos que se favorecerían por el enriquecimiento orgánico y que han sido utilizados como bioindicadores de impacto antrópico moderado o severo, como el caso de *Mya arenaria*, *Macoma balthica* e incluso *Mytilus edulis* (Grassle y Grassle, 1974, Pearson y Rosenberg, 1978, Grassle et al. 1992).

En la costa patagónica, la actividad pesquera y portuaria, como así también la minería, se han incrementado notablemente en las últimas décadas, lo que ha traído aparejado un importante crecimiento demográfico. Este desarrollo ha generado también un incremento del impacto humano al ambiente costero, pudiendo destacarse tres fuentes principales de alteraciones: impacto por efluentes industriales pesqueros, impacto por efluentes urbanos cloacales e impacto por actividades portuarias vinculadas al transporte, la carga y la descarga de mercadería y combustibles (Estévez et al., 1994; Commendatore et al., 1996; Estévez, et al., 1997). Pese a esto, los estudios sobre el efecto de los disturbios antrópicos en las comunidades bentónicas costeras en la Patagonia son muy escasos (Cuevas et al. 2006, Ferrando et al., 2010), mientras que los realizados en el extremo austral de esta región son prácticamente inexistentes (Martin et al., 2009, Lizarralde y Pittaluga, 2011).

La bahía San Julián en particular, aloja a la ciudad de Puerto San Julián (entre 12.000 y 15.000 hab. durante el periodo de estudio), que cuenta con una planta de tratamiento de efluentes cloacales que no funciona de manera eficiente desde hace varios años. La misma vierte los efluentes en la planicie intermareal en el interior de la bahía, pudiendo ocasionar una alteración en el ambiente y un impacto en la comunidad bentónica en el área de vertido. Estudios previos realizados en la comunidad infaunal de la planicie de marea de la bahía San Julián, muestran que existen cambios en la composición de la comunidad que estarían relacionados con la distancia al sitio de vertido del efluente de la planta de tratamiento cloaca. Estas observaciones previas

sugieren que podrían existir alteraciones en el ambiente de la bahía producto del vertido de efluentes, que afectarían a la comunidad infaunal.

En este estudio se evaluaron los cambios en la comunidad infaunal de la planicie de marea de la bahía y la respuesta de las especies dominantes de la comunidad ante las alteraciones en el ambiente. El objetivo fue analizar los cambios en la comunidad infaunal intermareal relacionados al vertido de efluentes urbanos en la bahía San Julián y realizar una comparación entre dos períodos de estudio diferentes (2010-2011 y 2015-2016). Este estudio proporciona información de base sobre la comunidad bentónica intermareal, a la vez que analiza el potencial como bioindicadores que pudieran tener algunos grupos de la macroinfauna.

Parte de los resultados de este estudio fueron publicados en:

- Martin, J.P., A. Sar y C. Caminos. 2019. Spatial changes in the infaunal community of a macrotidal flat in Bahía San Julián, Southern Patagonia, Argentina. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 54 (1): 52-70. ISSN 0717-3326. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.1.1494>

Fueron presentados en los siguientes congresos y reuniones científicas:

- Martin J.P., A. Sar, C. Caminos. Variaciones espacio-temporales en la comunidad infaunal de planicies arenofangosas de la Bahía de San Julián (Patagonia austral, Argentina). IX Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Ushuaia, 20 al 25 de septiembre de 2015.
- Martin J.P., A. Sar y C. Caminos. Cambios en la comunidad infaunal de una planicie intermareal afectada por el vertido de efluentes urbanos en la costa de Santa Cruz (Patagonia austral, Argentina). X Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Buenos Aires, 30 de julio al 3 de agosto de 2018.

Metodología de trabajo

Los datos analizados provienen de relevamientos estacionales realizados entre abril 2010 y febrero de 2011 en los niveles intermareales medio e inferior, en siete estaciones de muestreo dispuestas a ambos lados del sitio de descarga del efluente (Fig. 1). Estos muestreos fueron complementados con relevamientos posteriores realizados durante 2015 y 2016 en la playa de vertido del efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal (estación 1) y una playa alejada del sitio de vertido del efluente, utilizada como sitio control (estación 6). En cada relevamiento, se tomaron cuatro réplicas por estación y nivel intermareal, con un corer de 10 cm de diámetro y hasta una profundidad de 15 cm en el sedimento. Los organismos fueron separados utilizando un

tamiz con malla de 0,5 mm y fijados en formol al 5%, para su posterior identificación y cuantificación. Se realizaron mediciones de parámetros físico-químicos del agua (pH, turbidez, oxígeno disuelto, temperatura y salinidad) utilizando una sonda multiparamétrica (Horiba U-10). Se recolectaron muestras de sedimento para determinar su contenido de materia orgánica por el método de calcinado descrito en el capítulo anterior.

Para conocer el aporte de materia orgánica particulada que realiza el efluente de la planta de tratamiento cloacal al agua de la bahía, se recolectaron muestras de agua de mar en diferentes estadios de la marea, en la estación 1 (sitio de vertido del efluente) y la estación 6 tomada como sitio control alejado de la fuente de vertido. En cada oportunidad, se recolectaron dos muestras por sitio. Un volumen de muestra de 350 ml, debidamente agitado, fue filtrado utilizando un filtro de microfibra de vidrio de 1 μm de poro y una bomba de vacío. Los filtros fueron previamente secados en estufa a 70 °C y pesados. Posteriormente al filtrado de la muestra, cada filtro fue nuevamente secado en estufa a 70 °C por 48 hs. y pesado en balanza analítica (0,1 mg) para determinar la concentración total de sólidos en suspensión en el agua. Cada filtro fue luego calcinado en mufla a 450 °C por 6 hs. y pesado nuevamente, para determinar la concentración de materia orgánica particulada en suspensión por diferencia de pesos. Los datos biológicos y de las variables ambientales fueron analizados mediante métodos estadísticos univariados y multivariados.

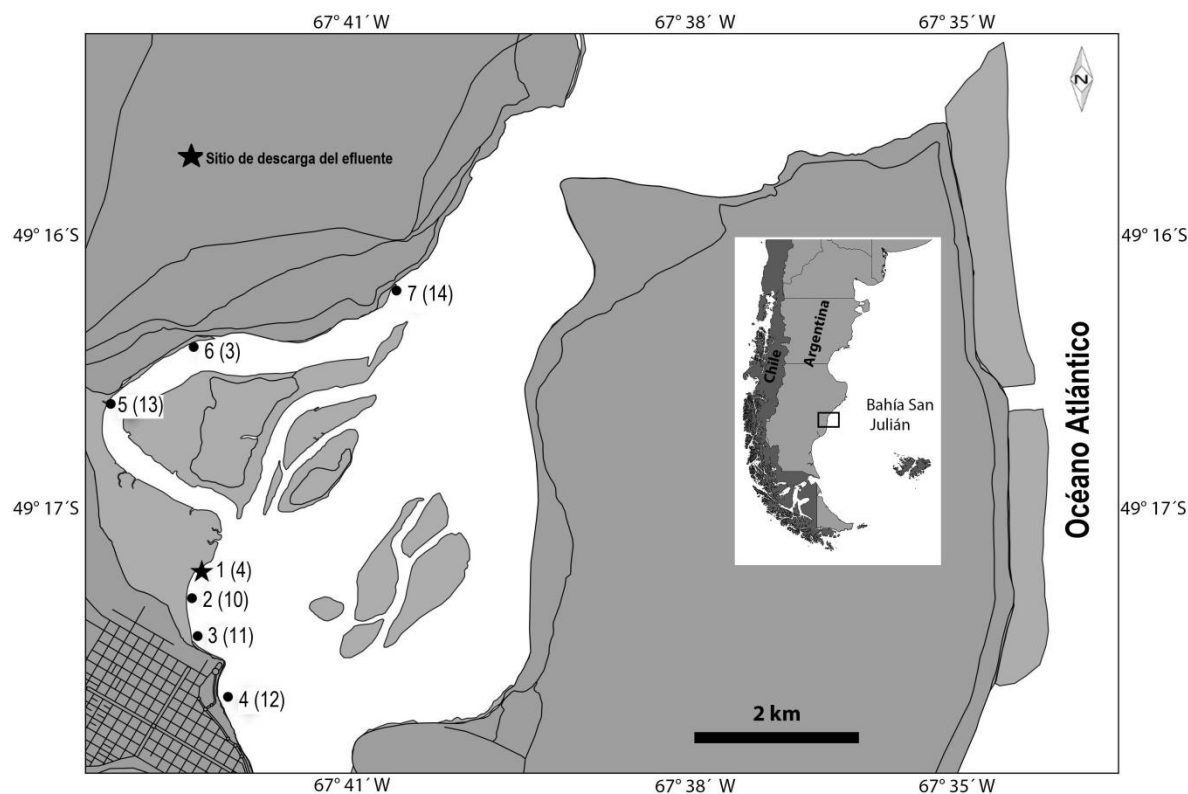


Fig. 1. Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo. Distancia entre las estaciones y el punto de descarga del efluente: estación 1 < 3 m, estación 2= 500 m, estación 3= 900 m, estación 4= 1.300 m, estación 5= 1.500 m, estación 6= 2.500 m, estación 7= 3.500 m. Entre paréntesis la referencia a los sitios de estudio correspondientes al “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural”.



La planicie de marea arenofangosa en el sitio de vertido del efluente de la Planta de tratamiento cloacal.

Resultados

Variables ambientales

El contenido de materia orgánica en el sedimento osciló entre 2 y 3,27% en el intermareal inferior y entre 2,10 y 4,23% en el intermareal medio, alcanzando los valores más altos en la estación 5 (Fig. 2). El análisis ANOVA de dos vías mostró diferencias significativas en el contenido de materia orgánica entre los niveles intermareales (Nivel) y entre las estaciones de muestreo (Estación) (Nivel: $F_{(1, 41)} = 20,64$, $P < 0,001$; Estación: $F_{(6, 41)} = 28,73$, $P < 0,001$; interacción Nivel x Estación: $F_{(6, 41)} = 0,89$, $P = 0,52$). Los valores más altos se observaron en la estación 5 y los valores más bajos en la estación 7 en ambos niveles intermareales, aunque las diferencias no siempre fueron significativas entre todas las estaciones (Fig. 2).

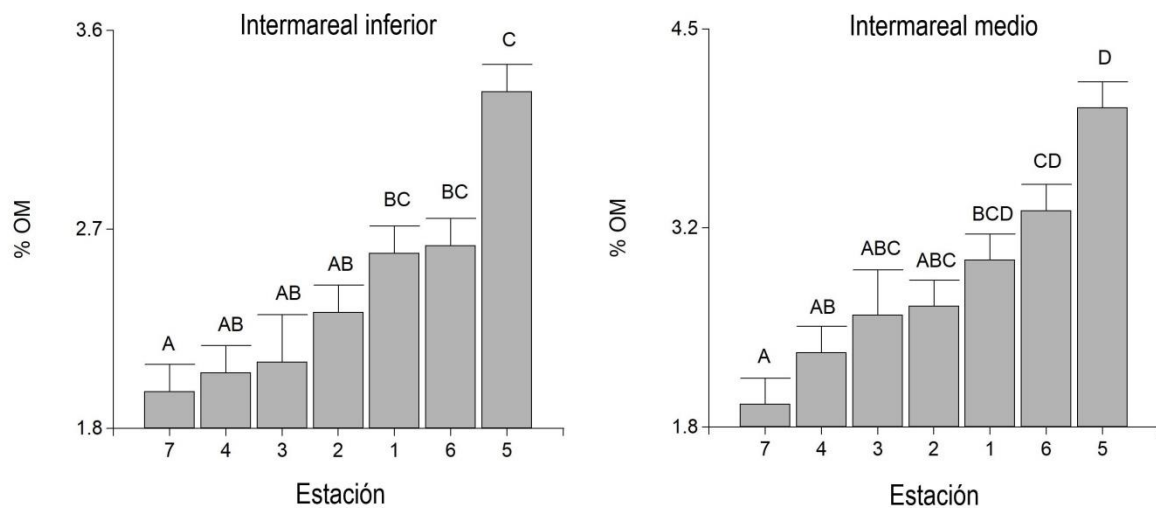


Fig. 2. Contenido de materia orgánica (% OM) en el sedimento. Las estaciones con la misma letra no mostraron diferencias (prueba *post hoc* de Bonferroni, $P > 0,05$)

La temperatura del agua osciló entre 5,4 °C en invierno y 16 °C en verano durante el período de estudio. En la estación 1, fue hasta 4 °C más alta durante el invierno y hasta 1,5 °C más baja en verano que en las estaciones de muestreo restantes.

La turbidez no mostró un patrón marcado, pero demostró ser algo mayor en las estaciones 1, 2 y 3 durante el invierno. El oxígeno disuelto y la salinidad en la estación 1 fueron más bajos que en las otras estaciones de muestreo durante el invierno, y el pH del agua en la estación 1 fue más bajo que en las estaciones restantes durante el invierno y la primavera (Fig. 3).

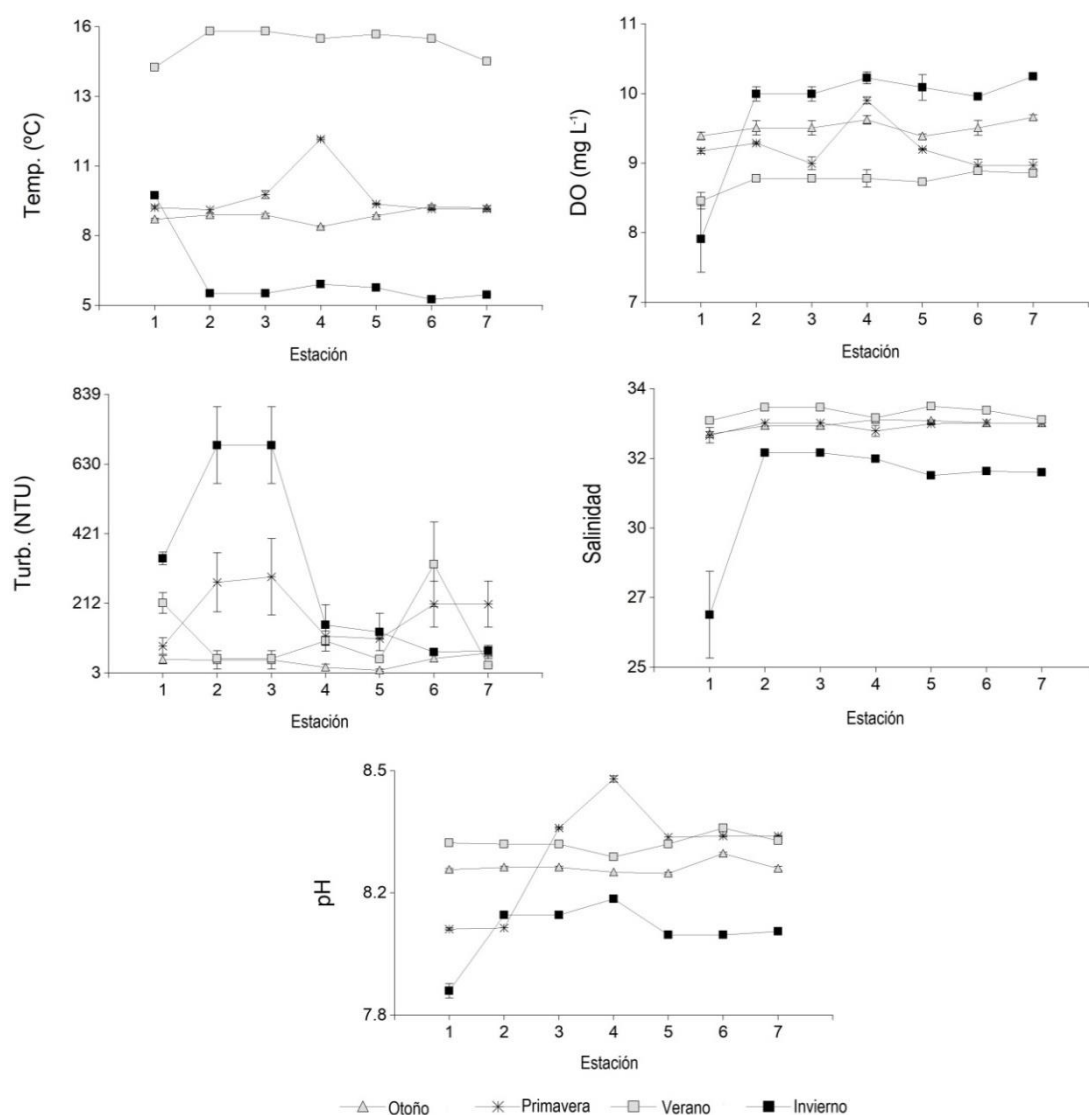


Fig. 3. Valores promedio (\pm ds) de las variables del agua medidas en las estaciones de muestreo en las diferentes épocas del año. Temp.: temperatura; DO: oxígeno disuelto; Turb.: turbidez; (NTU): (unidades nefelométricas de turbidez)

El contenido de materia orgánica particulada en suspensión fue en promedio 6 veces superior en el sitio de vertido (estación 1) con respecto a la estación 6 más alejada (Tabla 1).

Tabla 1. Concentración promedio de materia orgánica particulada en agua (MOP) y porcentaje promedio de materia orgánica en sólidos en suspensión en agua (%MOP) en diferentes estadios de la marea.

Estadio de la marea	Estación 1 (efluente)		Estación 6 (control)	
	MOP (g l ⁻¹)	% MOP	MOP (g l ⁻¹)	% MOP
Marea alta	42,71	45,90	8,30	13,83
Marea media (bajante)	34,27	37,33	5,10	19,09
Marea baja	31,54	29,95	3,27	11,36

La comunidad bentónica infaunal

La comunidad infaunal se encontró compuesta principalmente por moluscos bivalvos, anfípodos gamáridos y poliquetos. La diversidad y la equitatividad de la comunidad presentaron una correlación significativa con la distancia al sitio de vertido en el nivel intermareal inferior, aumentando hacia las estaciones más alejadas (H': $r_s = 0,80$, $n = 28$, $p < 0,001$; J: $r_s = 0,80$, $n = 28$, $p < 0,001$) (Fig. 4), pero no mostraron correlación en el nivel intermareal medio.

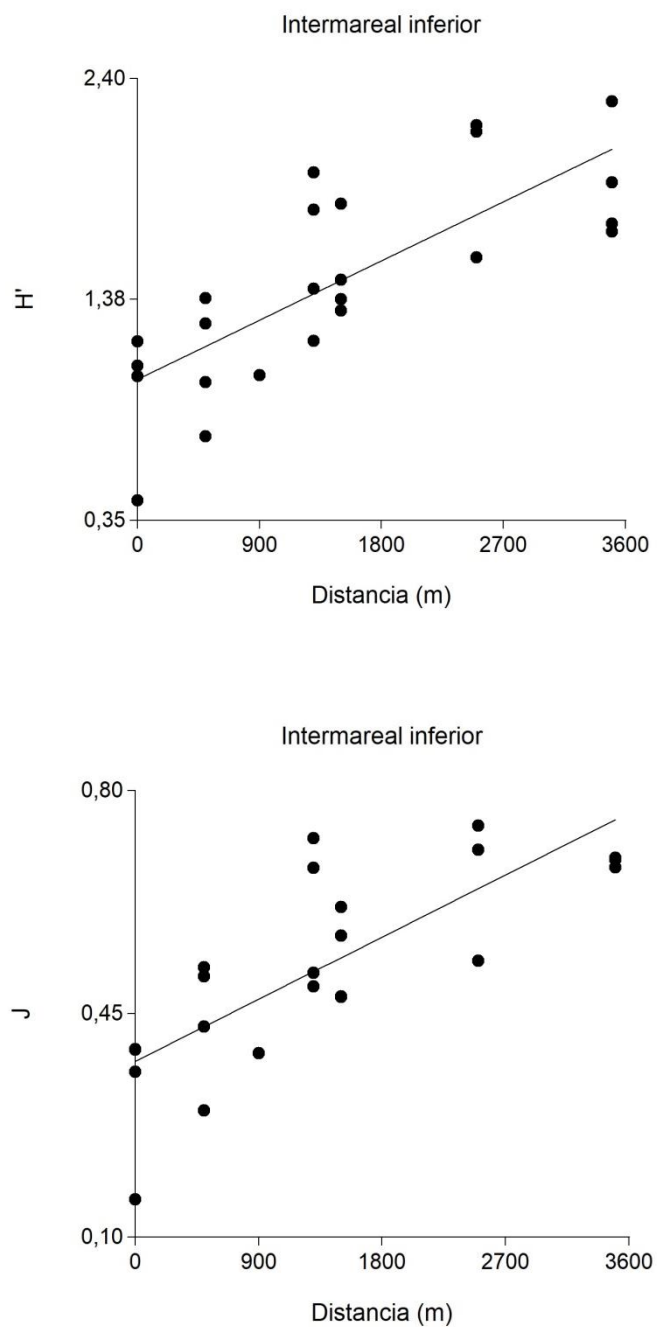


Fig. 4. Regresión entre la diversidad (H') y la equitatividad (J) y la distancia al sitio de descarga del efluente en el nivel intermareal inferior.

El análisis multivariado utilizando métodos de ordenamiento (*non-metric multidimensional scaling*, MDS) y de agrupamiento (*Hierarchical agglomerative clustering*) de las muestras mostró que en el intermareal inferior las diferencias en la comunidad infaunal entre la estación 1 y la estación 6, fueron más significativas que las diferencias temporales entre ambos períodos estudiados (Tabla 2, Fig. 5).

Entre las especies que más contribuyeron a las diferencias, el anfípodo *Ampelisca* sp., los poliquetos *Gymnonereis fauveli* y Syllidae indet., presentaron mayor abundancia en la estación 6 más alejada del sitio de vertido, mientras que *Mysella patagona* presentó una amplia dominancia en la estación 1 (Tabla 3). En el intermareal medio, en cambio, las diferencias en la comunidad entre ambos períodos de estudio fueron más significativas que las diferencias espaciales entre la estación 1 y la estación 6 (Fig. 6).

Tabla 2. Resultados del test ANOSIM entre las estaciones de muestreo y entre períodos de estudio.

	Intermareal Inferior		Intermareal Medio	
	R	p	R	p
Comparación entre periodos de estudio (2010-11 vs. 2015-16)	0,31	0,001	0,62	0,001
Comparación entre estaciones de muestreo (Est. 1 vs. Est. 6)	0,74	0,001	0,25	0,001

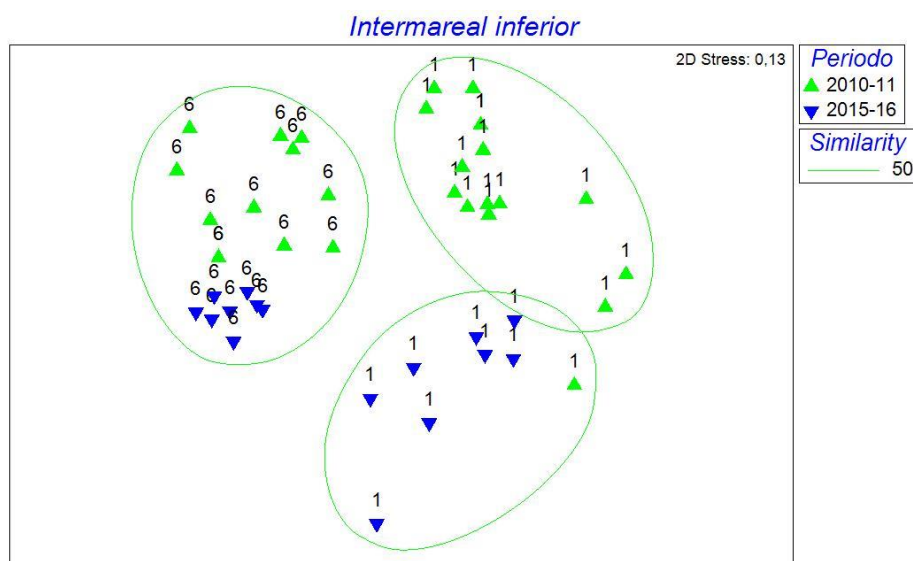


Fig 5. Análisis de ordenamiento y agrupamiento de muestras del nivel intermareal inferior de ambos períodos de estudio.

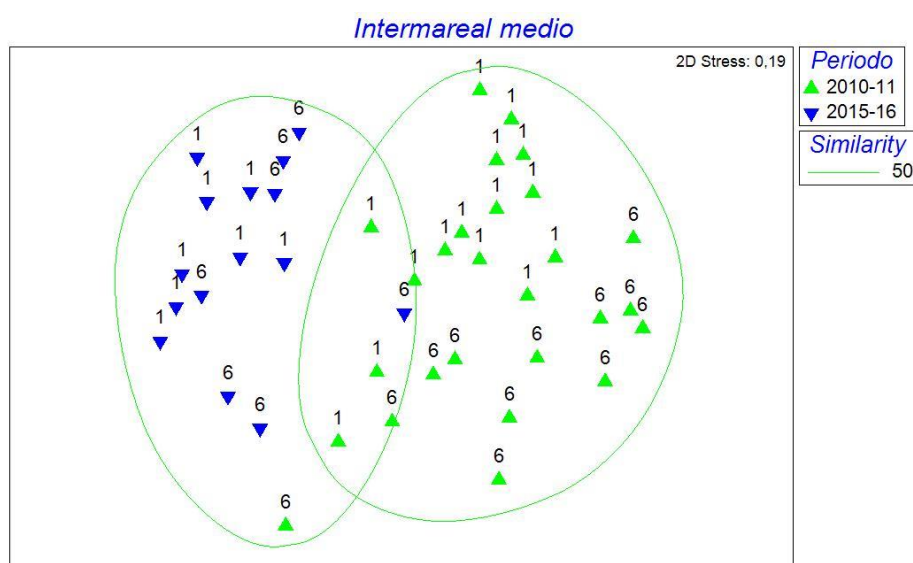


Fig 6. Análisis de ordenamiento y agrupamiento de muestras del nivel intermareal medio de ambos períodos de estudio.

Tabla 3. Resultados del análisis SIMPER que muestra las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre las muestras de las estaciones 1 y 6 del intermareal inferior.

Est. 1 vs. Est. 6 Disimilitud promedio= 57,05	Abund. promedio	Abund. promedio	% Cont.	% Acum.
	Est. 1	Est. 6		
<i>Mysella patagona</i>	12	4,19	19,18	19,18
<i>Ampelisca</i> sp.	3,68	6,49	11,07	30,25
<i>Gymnonereis fauveli</i>	1,22	4,45	8,03	38,28
Syllidae	0,81	4,07	7,69	45,97
<i>Darina solenoides</i>	3,67	1,21	7,25	53,22
Oligoquetos	0,74	3,65	7,25	60,47
<i>Heterophoxus</i> sp.	0,67	3,17	6,29	66,76
Onuphidae	0,71	2,81	5,47	72,23
Nematodes	1,19	2,51	5,4	77,63
<i>Mediomastus</i> sp.	2,01	0,64	3,45	81,08
Cirratulidae	1,06	2,14	3,36	84,44
<i>Scolecopides uncinatus</i>	1,39	2,21	3,11	87,54
<i>Clymenella minor</i>	0,1	1,13	2,61	90,16

Abundancia promedio (transformada); Cont. %, porcentaje de contribución de cada especie a la similitud; Cumul. %, porcentaje de contribución acumulada a la similitud. Especies hasta el 95% de la contribución acumulada

Mysella patagona, *Capitella* sp. y *Aricidea* sp. fueron las únicas especies cuya abundancia estuvo relacionada con la distancia al sitio de descarga de aguas residuales (Fig. 7). La abundancia de *M. patagona* mostró una correlación negativa significativa con la distancia al sitio de descarga solo en el nivel intermareal inferior ($r_s = -0,69$, $n = 28$, $P < 0,001$) y la abundancia de *Capitella* sp. mostró una correlación negativa significativa solo en el nivel intermareal medio ($r_s = -0,49$, $n = 28$, $P = 0,014$). La abundancia de *Aricidea* sp. se correlacionó positivamente con la distancia al sitio de descarga en el intermareal inferior ($r_s = 0,62$, $n = 28$, $P = 0,001$) y también en el nivel intermareal medio ($r_s = 0,42$, $n = 28$, $P = 0,038$).

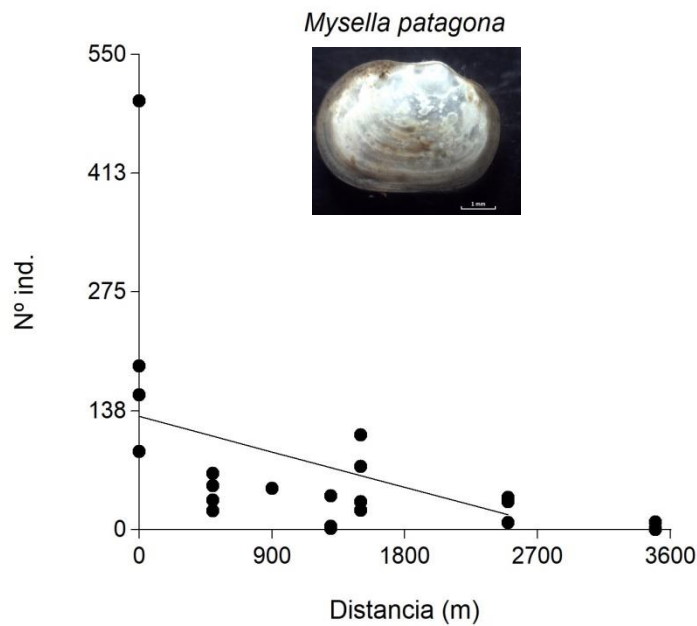


Fig 7. Regresión entre la abundancia de *Mysella patagona* (promedio del número de individuos por muestra entre réplicas) y la distancia al sitio de descarga del efluente.

Mysella patagona alcanzó su mayor abundancia en el sitio de descarga de efluentes en ambos niveles intermareales. Su abundancia en la estación 1 en el intermareal inferior fue significativamente mayor que la observada en las otras estaciones de muestreo (Kruskal-Wallis $H = 17,98$, $P = 0,006$). En la zona intermareal media, la abundancia de *M. patagona* en la estación 1 mostró diferencias significativas con las estaciones 2, 3, 4, 5 y 7 (Kruskal-Wallis $H = 17,20$, $P = 0,007$) (Fig.8). *Capitella* sp. presentó mayor abundancia en las estaciones 1, 2, 3 y 5 del intermareal medio; sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo en ninguno de los niveles intermareales (Kruskal-Wallis $H = 10,56$, $P = 0,07$ para intermareal inferior; $H = 10,3$, $P = 0,11$ para intermareal medio), y *Aricidea* sp. fue significativamente más abundante en la estación 7, tanto en el nivel intermareal inferior como en el medio (Kruskal-Wallis $H = 14,26$, $P = 0,015$ para el intermareal inferior; $H = 17,86$, $P = 0,004$ para el intermareal medio) (Fig. 8).

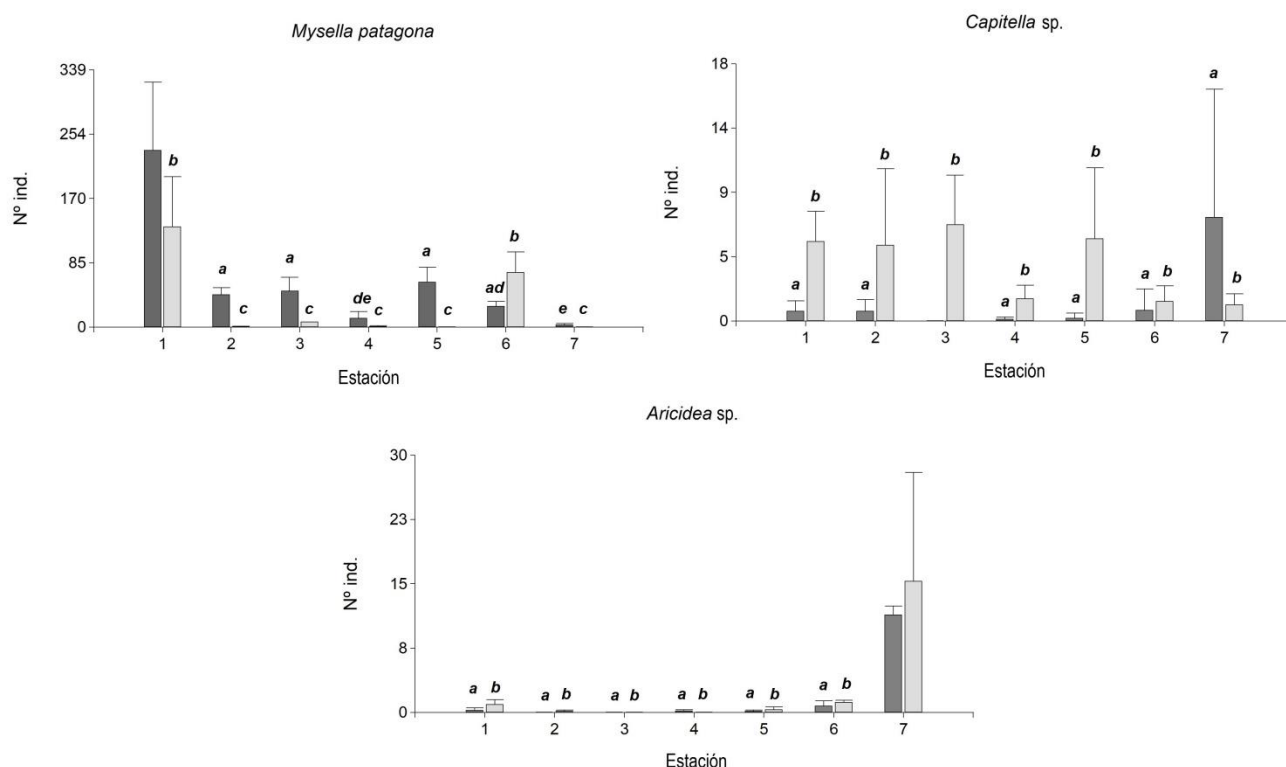


Fig. 8. Abundancia de las especies que presentaron correlación con la distancia al sitio de descarga del efluente (número promedio de individuos por muestra \pm ds). Comparación entre estaciones para cada nivel intermareal. Las estaciones con la misma letra no mostraron diferencias (Test U de Mann-Whitney, $P > 0,05$).

En este estudio se observaron cambios espaciales en la comunidad infaunal de Bahía San Julián, relacionados con la distancia al sitio de descarga del efluente de la planta de tratamiento cloacal. Estos cambios fueron más pronunciados en el nivel intermareal inferior. En la estación más cercana al punto de descarga, la comunidad estuvo ampliamente dominada *Mysella patagona*, principalmente en el nivel intermareal inferior. En esta estación de muestreo, la comunidad también presentó los valores más bajos de diversidad y equitatividad, que fueron significativamente más bajos que los de las estaciones más alejadas del sitio del vertido de efluentes en el intermareal inferior. Además, la clara correlación positiva entre los valores de diversidad y equitatividad de la comunidad y la distancia al punto de descarga del efluente sugiere que podrían existir alteraciones ambientales relacionadas con la descarga de aguas residuales que afectan a la comunidad bentónica, principalmente en el intermareal inferior.

Los parámetros del agua medidos sugieren que cerca del sitio de descarga de efluentes, la comunidad infaunal de Bahía San Julián podría estar expuesta a leves

cambios en las condiciones ambientales, ya que la descarga de aguas residuales podría afectar la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, la turbidez y la salinidad. El efecto del efluente pareciera estar limitado a una corta distancia del punto de descarga, ya que los parámetros medidos se normalizan en las estaciones más cercanas a la estación 1. Sin embargo, las mediciones realizadas en este estudio no son concluyentes, debiendo realizarse mediciones adicionales de los parámetros del agua en diferentes estadios de la marea para confirmar estas observaciones.

No se observó un gradiente claro en el contenido de materia orgánica del sedimento, que se correlacionó directamente con el porcentaje de fango. Cerca del sitio de descarga, la materia orgánica en el sedimento fue más alta que la encontrada en la estación más distante (estación 7); sin embargo, fue más bajo que el contenido de materia orgánica en la estación 5, ubicada aproximadamente a 1.500 m de distancia del sitio de descarga. La estación 5 también presentó una gran proporción de fango; por lo tanto, el alto contenido de materia orgánica detectado estaría relacionado con la alta proporción de sedimento fino. Estos resultados evidenciarían una energía hidrodinámica atenuada en el canal secundario formado entre la isla Cormorán y la costa de la bahía que favorece la deposición de partículas finas y detritos orgánicos en este sitio.

Por otro lado, el régimen macromareal de la Bahía San Julián genera fuertes corrientes de marea que reducen la depositación de detritos aportados por el efluente, dispersándolas por toda la bahía y fuera de ella como partículas suspendidas. Las mediciones realizadas muestran que el contenido de materia orgánica particulada en el agua en el sitio de descarga del efluente fue 6 veces más alto que el que se encuentra en las estaciones más distantes hacia la boca de la bahía. Esto indica que existe una contribución importante de detritos orgánicos suspendidos en la estación 1, que podría explicar la relación observada entre la abundancia de *Mysella patagona* y la distancia al punto de descarga de aguas residuales. Esta especie aumentó significativamente su abundancia cerca del punto de descarga del efluente y alcanzó su valor más alto (hasta 63.184 ind. m⁻²) en la estación 1 en el intermareal inferior. Este hecho sugiere que esta especie podría beneficiarse de la materia orgánica en partículas en suspensión aportada por la descarga de aguas residuales, usándola como una fuente adicional de alimento para sostener la gran abundancia observada.

Las condiciones ambientales generales cerca del sitio de descarga de aguas residuales en la Bahía San Julián son lo suficientemente favorables para la mayoría de

las especies de la comunidad, mientras que el suministro adicional de detrito orgánico del efluente podría estimular a la comunidad al aumentar el número de especies y la abundancia general. Este efecto fue observado por varios autores y se debe al aumento del suministro de alimentos en condiciones ambientales relativamente buenas, lo que reduce la competencia interespecífica y permite la coexistencia de más especies en la comunidad (Pearson y Rosenberg 1978, McLusky y Elliott 2004). En este sitio, coexisten un número relativamente alto de especies infaunales, algunas de las cuales, alimentadores de detritos particularmente beneficiados por el suministro extra de alimentos, se vuelven muy abundantes. Como consecuencia, el fuerte aumento en la abundancia de *Mysella patagona* produce una disminución en los valores de diversidad y uniformidad observados a corta distancia del sitio de vertido de Puerto San Julián.

Este estudio permite establecer una línea de base para evaluar en el futuro el impacto generado por la descarga de aguas residuales de Puerto San Julián en el ecosistema de la bahía. Si bien, se deben realizar más estudios sobre la biología y la ecología de *Mysella patagona* para confirmar la utilidad de esta especie como indicador de enriquecimiento orgánico, la evolución de la calidad ambiental y el grado de perturbación en la Bahía San Julián se podrían monitorear a través de la abundancia de esta especie, junto con el análisis de la estructura de la comunidad infaunal de la planicie de marea.

Conclusiones

- La correlación entre la diversidad y la equitatividad de la comunidad y la distancia al punto de vertido del efluente sugiere la existencia de alteraciones ambientales que afectan a la comunidad bentónica en el intermareal inferior.
- El marcado aumento en la abundancia de *Mysella patagona* en el sitio de vertido del efluente de Puerto San Julián produce una disminución en los valores de diversidad y equitatividad de la comunidad bentónica.
- *Mysella patagona* podría ser beneficiada por el detrito orgánico en suspensión aportado por el efluente, que le permitiría sustentar la elevada abundancia observada en el sitio de vertido.
- Las alteraciones ambientales, producto de la descarga de efluentes urbanos, tiene un efecto en la composición de la comunidad infaunal. Este efecto se observa principalmente en el intermareal inferior cerca del punto de descarga de las aguas residuales, posiblemente como resultado de la contribución de la materia orgánica particulada en suspensión que estimula las poblaciones de organismos alimentadores de detritos.
- Este estudio permite establecer una línea de base para futuros estudios con el fin de evaluar y monitorear el impacto generado por la descarga de efluentes en el ecosistema de la bahía.

BIBLIOGRAFÍA

- Anger K. 1977.** Benthic invertebrates as indicators of organic pollution in the Western Baltic Sea. *International Review of Hydrobiology* 62: 245-254.
- Bale AJ & AJ Kenny. 2005.** Chapter 2: Sediment analysis and seabed characterisation. In: Eleftheriou A & A McIntyre (eds). *Methods for the study of marine benthos*, pp. 43-86. Blackwell Science, Oxford.
- Clarke KR & RM Warwick. 2001.** Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Commendatore M, M Gil, M Harvey, JC Colombo & JL Estéves. 1996.** Evaluación de la contaminación por hidrocarburos y metales en la zona costera patagónica. Informe Técnico 21, Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagonica GEF / PNUD. Fundación Patagonia Natural, Chubut. <<http://www.patagonianatural.org/publicaciones/archivos/informes-tecnicos/item/1156-pmzcp-1-informe-tecnico-n-21>>
- Cuevas JM, JP Martin & R Bastida. 2006.** Benthic community changes in a Patagonian intertidal: a forty years later comparison. *Thalassas* 22: 31-39.
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L González, M Tablada & CW Robledo. 2015.** InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <<http://www.infostat.com.ar>>
- Falabella V, C Campagna & J Croxall. 2009.** Atlas del mar patagónico. Especies y espacios. Buenos Aires, Wildlife Conservation Society y BirdLife International. <<http://www.atlas-marpatagonico.org>>
- Ferrando A, JL Estéves, R Elías & N Méndez. 2010.** Intertidal macrozoobenthos in sandy beaches of Bahía Nueva (Patagonia, Argentina) and their use as bioindicators of environmental impact. *Scientia Marina* 74: 345-352.
- Giangrande A, M Licciano & L Musco. 2005.** Polychaetes as environmental indicators revisited. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1153-1162.
- Grassle JF & JP Grassle. 1974.** Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. *Journal of Marine Research* 32: 255-284.
- Grassle JP & JF Grassle 1976.** Sibling species in the marine pollution indicator *Capitella* (Polychaeta). *Science* 192: 567-569.
- Hily C, H Le Bris & M Glémarec. 1986.** Impacts biologiques des émissaires urbains sur les écosystèmes benthiques. *Oceanis* 12: 419-426.
- Ituarte C, JP Martin & DG Zelaya. 2012.** A new species of *Mysella* from Patagonia (Bivalvia: Galeommatoidea). *Nautilus* 126: 136-142.
- Lizarralde ZI & S Pittaluga. 2011.** Distribution and temporal variation of the benthic fauna in a tidal flat of the Río Gallegos estuary, Patagonia, Argentina. *Thalassas* 27: 9-20.
- Lizarralde ZI, S Pittaluga & M Perroni. 2017.** Changes of benthic macrofaunal composition on a tidal flat of Río Gallegos estuary, Argentina. *Thalassas* 34(1): 131-138. <<https://doi.org/10.1007/s41208-017-0045-y>>
- Martin JP & R Bastida. 2006.** Life history and production of *Capitella capitata* (Polychaeta: Capitellidae) in Río de la Plata Estuary (Argentina). *Thalassas* 22: 25-38.
- Martin JP, R Bastida & M Trassens. 2004.** Polychaete assemblages of intertidal mixohaline flats of Bahía Samborombón (Río de la Plata estuary-Arentina). *Thalassas* 20: 39-52.

- Martin JP, A Garese, A Sar & F Acuña. 2015.** Fouling community dominated by *Metridium senile* (Cnidaria, Anthozoa, Actiniaria) in Bahía San Julián (Southern Patagonia, Argentina). *Scientia Marina* 79: 1-11.
- Martín D & A Grémare. 1997.** Secondary production of *Capitella* spp. (Polychaeta: Capitellidae) inhabiting different organically enriched environments. *Scientia Marina* 61: 99-109.
- McLusky D & M Elliott. 2004.** The estuarine ecosystem: Ecology, threats and management, 224 pp. University Press, Oxford.
- Pearson M & T Pearson. 1991.** Variation in populations of *Capitella capitata* (Fabricius, 1780) (Polychaeta) from the West coast of Scotland. *Ophelia* 5: 363-370.
- Pearson TH & R Rosenberg. 1978.** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 16: 299-311.
- Pittaluga S. 2016.** Caracterización de las comunidades bentónicas de fondos blandos del estuario del río Gallegos: su utilización en la detección de impactos antrópicos. MSc. Tesis, Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Río Gallegos, 83 pp.
- Pittaluga S, JP Martin, ZI Lizarralde & A Sar. 2013.** Aspectos ecológicos de *Mysella patagona* (Bivalvia: Galeommatoidea) en dos localidades de la Patagonia austral, Argentina. 1er. Congreso Argentino de Malacología, Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP), La Plata, Argentina.
- Pocklington P & PG Wells. 1992.** Polychaetes: key taxa for marine environmental quality monitoring. *Marine Pollution Bulletin* 24: 593-598.
- Reish DJ. 1986.** Benthic invertebrates as indicators of marine pollution: 35 years of study. IEEE Oceans'86 Conference Proceedings, pp. 885-888.
<<https://ieeexplore.ieee.org/document/1160380>>
- Zajac RN & RB Whitlatch. 1982.** Responses of estuarine infauna to disturbance. 1. Spatial and temporal variation of initial recolonization. *Marine Ecology Progress Series* 10: 1-14.
- Zar JH. 1996.** Biostatistical analysis, 662 pp. Prentice Hall, Upper Saddle River.

**5. ESTRUCTURA SOCIO-ECONÓMICA,
DEMOGRÁFICA, OCUPACIONAL**

Y

**PROBLEMÁTICAS AMBIENTALES
RELEVANTES EN PUERTO SAN JULIÁN**

Introducción y Metodología de trabajo

El relevamiento socio-económico, demográfico y ocupacional fue financiado por la ADL-PSJ y llevado adelante por la UNPA – Unidad Académica San Julián. En la etapa de diseño, muestreo y aplicación del mismo, se contó con la participación de la Lic. en Estadística Martha Galaretto y de la Prof. Miryam Varas. Para su análisis, se trabaja desde la UASJ con el software SPSS (Paquete Estadístico para Ciencias Sociales) en su versión 25.0 del cual poseemos la licencia oficial de uso.

La cédula de encuesta cubrió un amplio abanico de temas y se aplicó a 280 domicilios seleccionados al azar, en los cuales podía haber más de un hogar (definido este término como aquel grupo de personas o una persona sola inclusive que cubre sus propios gastos). Como un criterio para analizar la distribución de la población se recorrió la ciudad durante varias horas y se definieron seis zonas atendiendo a la densidad de población que podía haber en cada una ellas y se distribuyó al interior de las mismas una proporción del total de casos (Fig. 1). El número de personas para los que se relevó información fue de 827.

Una vez concluido el operativo de encuesta y de controlar una por una que no hubiera errores de registro se procedió a su carga en la base de datos y, una vez concluido este proceso, se realizaron los análisis de consistencia para descartar errores de carga e incongruencias (por ejemplo, que figure como que no trabaja y en otra columna aparezca como que trabaja 30 horas semanales). Recién después de terminado todos estos procedimientos se puede comenzar con los análisis, a partir de variables seleccionadas, descriptivos y de mayor complejidad de la población.



Fig. 1. Imagen de la localidad con las seis zonas definidas para realizar las encuestas al azar.

Resultados

La información que aquí se expone está compuesto por un conjunto de variables seleccionadas que permiten descripción de la población encuestada. En esta instancia, asumimos que la lectura de las tablas que lo componen resultan por sí mismas suficientemente informativas. Un mayor detalle de la información aquí expuesta puede apreciarse en los Informes del Relevamiento Socio-económico presentados a la Agencia durante 2018.

Información descriptiva de la población**Distribución según sexo**

	2006	2018
Masculino	46,3	49,3
Femenino	53,7	50,7
Total		100,0

Grupos de edad

	Cantidad	Porcentaje
0 A 17 AÑOS	278	33,6
18 A 25 AÑOS	97	11,7
26 A 35 AÑOS	146	17,7
36 A 45 AÑOS	135	16,3
46 A 55 AÑOS	50	6,0
56 Y MÁS AÑOS	121	14,6
Total	827	100,0

Condición frente a los estudios formales

	2006	2018
Asiste	37	32,4
No asiste, pero asistió	61,4	66,2
Nunca asistió	1,6	1,5
Total	100	100,0

Estudios cursados por nivel y condición frente a los mismos

¿Qué estudio cursó?	Primaria	FINALIZÓ	NO FINALIZÓ	TOTAL
		93	39	132
		70,5%	29,5%	
	Secundaria			
		157	117	274
		57,3%	42,7%	
	Técnica			
		19	6	25
		76,0%	24,0%	
	Terciaria			
		29	20	49
		59,2%	40,8%	
	Universitaria			
		10	7	17
		58,8%	41,2%	
Total				
	310	191	501	
			100,0%	

Tenencia de Obra Social

	2006	2018
Obligatoria	87,7	77,9
Voluntaria	2,5	5,0
No tiene	9,8	17,2
Total		100,0

Lugar de nacimiento

	2006	2018
En esta localidad	32,3	50,9
En otro lugar provincial	13,7	11,5
En otra provincia	39,1	33,3
En un país limítrofe	14	4,4
Total	100	100,0

Años de residencia en la ciudad

	2006	2018
1-5 años	18,5	26,4
6-10 años	13,7	30,5
11-15 años	18,5	11,2
16-20 años		10,7
21 y más años	49,3	21,3
Total	827	100,0

Situación de tenencia de la vivienda

	Cantidad	Porcentaje
Propietario del terreno y/o de la vivienda	172	63,7
Inquilino	87	32,2
Otras situaciones	11	4,1
Total	270	100,0

Variables socio-demográficas

La edad promedio de los entrevistados es 30 años y casi el 35% de ellos se ubica en el grupo de menores de 19 años. Ampliando esta mirada, vemos que el 82,5% de la población es menor de 50 años, lo que podría estar indicando que el aumento del número de personas que habitan en la ciudad son jóvenes que integran lo que se conoce como población económicamente activa (PEA). Respecto de los residentes, El 97% de los que nacieron en San Julián y residen hoy acá, residieron siempre en la ciudad. Respecto de la distribución de la población según sexo, tenemos que la razón indica que hay 102 mujeres por cada 100 varones.

**Distribución de la población según grupos edad y sexo. En
Porcentajes**

		Sexo		Total
		Masculino	Femenino	
	Menores 19 años	37,0%	32,9%	34,9%
	19 a 30 años	19,6%	23,2%	21,4%
	31 a 50 años	27,0%	25,3%	26,1%
	51 a 65 años	11,3%	10,5%	10,9%
	Mayores 65 años	4,9%	7,6%	6,3%
	NR	0,2%	0,5%	0,4%
Total		100,0%	100,0%	100,0%

Tenencia de Obra Social.
Total encuestados y Jefes de Hogar

		Total población	Jefes de Hogar
	Obligatoria	77,9	82,6
	Voluntaria	5,0	5,2
	No tiene	17,2	12,2
	Total	100,0	100,0

La tenencia de obra social generalmente es uno de los indicadores de calidad de vida en los hogares. En el caso de Santa Cruz, poseer la que otorga la provincia no asegura esa calidad de manera continua a todos los beneficiarios a raíz de crónicos y recurrentes conflictos que llevan a suspenderla con bastante frecuencia. Resulta llamativo que el 12,2% de los jefes de hogar y el 17,2% de la población total no tiene obra social, por lo cual se asume que afrontan la solución a sus padecimientos en la salud pública, la cual también ha estado atravesando conflictos importantes los últimos años.

	Tiene obra social			Total
	Obligatoria	Voluntaria	No tiene	
Masculino	84,6%	6,3%	9,1%	100,0%
Femenino	78,9%	3,2%	17,9%	100,0%
	82,6%	5,2%	12,2%	100,0%

Al trabajar sobre la jefatura de hogar según sexo y tenencia de obra social, se aprecia claramente que el porcentaje de mujeres sin cobertura duplica al de los varones, lo cual es un indicador de precariedad en las condiciones de vida para los hogares donde está presente esta situación.

Provincia o País de Nacimiento

	Porcentaje
Santa Cruz	21,7
Buenos Aires	10,1
Capital Federal/CABA	0,2
Catamarca	2,0
Chaco	6,4
Chubut	13,3
Córdoba	1,4
Corrientes	2,7
Entre Ríos	3,7
Formosa	5,2
Jujuy	1,7
La Rioja	0,5
Mendoza	2,5
Misiones	1,2
Río Negro	1,7
Salta	5,7
San Juan	3,0
San Luis	0,7
Santa Fe	2,5
Santiago del Estero	0,2
Tucumán	3,5
Bolivia	3,2
Chile	6,9
Total	100,0

De los que nacieron fuera de San Julián prevalecen los nacidos en otra localidad de la provincia (y con mayoría de nacidos en Río Gallegos) y le siguen Chubut y Buenos Aires. De los nacidos en Chubut la mayoría nació en Comodoro Rivadavia, ciudad que también ha sido históricamente receptiva de migrantes intra-provinciales.

**Lugar de Nacimiento (de los que no nacieron en San Julián)
según zona geográfica de procedencia.**

Zona geográfica	Provincias	2006	2018
Patagonia	Santa Cruz, Chubut, Río Negro	23,3	36,7
Noroeste	Catamarca, Jujuy, La Rioja, Salta, Santiago del Estero, Tucumán	7,9	13,6
Centro	CABA, Buenos Aires, Santa Fe, Córdoba	29,5	14,2
Cuyo	San Luis, Mendoza, San Juan	7,2	6,2
Noreste	Formosa, Chaco, Misiones, Corrientes, Entre Ríos	7,2	19,2
Países limítrofes	Bolivia , Chile	24,3	10,1

Población según años de residencia en San Julián de los migrantes y Zona

		Años residencia San Julián					Total
		Hasta 5 años	6 a 10 años	11 a 15 años	16 a 20 años	Más de 20 años	
	Zona 1	30,6%	17,6%	15,7%	13,9%	22,2%	100,0%
	Zona 2	44,0%	25,0%	8,3%	4,8%	17,9%	100,0%
	Zona 3	35,0%	36,2%	2,5%	15,0%	11,2%	100,0%
	Zona 4	16,3%	14,3%	8,2%	4,1%	57,1%	100,0%
	Zona 5	15,2%	47,0%	16,7%	9,1%	12,1%	100,0%
	Zona 6	36,7%	43,3%	10,0%	10,0%		100,0%
Total		30,5%	28,8%	10,6%	10,1%	20,1%	100,0%

La dispersión que se aprecia en las provincias de origen (menor en cuanto a los países) de los migrantes es una clara evidencia de la amalgama cultural que ha supuesto el incremento poblacional de las últimas décadas, el cual se integra al existente en los más de 100 años de historia de la ciudad, donde la migración sobre todo de origen chilena pero también de países europeos fue fundante de la vida ciudadana en el territorio.

Los porcentajes estarían indicando cómo se re-ocuparon las zonas tradicionales donde vive la población residente en la ciudad y daría también un panorama de cómo se fue ocupando el resto de los espacios urbanos, producto de la necesidad de satisfacer la demanda de viviendas. Esto se refleja en la ocupación de viviendas y terrenos que durante años permanecieron desocupados y la construcción en los mismos de viviendas de alquiler. Sin embargo, el modo de ocupación y completamiento de los espacios tradicionalmente existentes y la creación y ocupación de los nuevos no ha seguido un patrón uniforme. Sin embargo, el 57% de los que hoy habitan la zona 4 tienen más de 20 años de residencia en la ciudad. Esta zona coincide con un área con muchas construcciones de barrios de planes nacionales y/o provinciales como también de venta de terrenos fiscales y la posterior construcción de viviendas en los mismos.

Las zonas 1, 2, 3 y 6 tienen mayoría de habitantes que han llegado a la ciudad hace 5 años o menos, los cuales son el 30,5% de los encuestados, en tanto las zonas 3, 5 y 6 agrupan la mayoría de los que llegaron hace entre 6 y 10 años. Los que arribaron hace entre 11 y 20 años son los grupos que menos aportan porcentualmente al poblamiento y puede haber coincido con una meseta en la demanda de puestos de trabajo por cubrir y su distribución por zonas está menos resaltada destacándose las zonas 1, 3, 5 y 6 como las elegidas por estos migrantes para radicarse.

Las zonas 5 y 6 podrían ser definidas como las de más reciente poblamiento, sobre todo la 5, y en ellas reside un gran número de habitantes de la ciudad, no solo migrantes sino nativos que han constituido sus hogares en las mismas.

Mercado de trabajo y situación ocupacional

- El **48,6%** de la población total constituye la **Población Económicamente Activa**, es decir el conjunto de personas que trabajan en una ocupación o que la buscan activamente durante la semana de referencia. En este caso esa semana fue la del 14 al 20 de abril.-
- El **45,2%** del total poblacional lo constituyen los **ocupados**, personas que han desarrollado al menos una actividad laboral en esa semana de referencia
- El **7,0%** de la PEA forman el conjunto de personas que no teniendo ocupación la buscan activamente en la semana de referencia, es decir son desocupados.

La conformación del mercado de trabajo en la ciudad es la siguiente:

Situación Ocupacional en Puerto San Julián Abril 2018

INDICADORES	TASAS (en %)
Tasa de actividad	48,6
Tasa de empleo	45,2
Tasa de desocupación abierta	7,0
Tasa de sub-ocupación horaria	6,0
Tasa de sub-ocupación horaria demandante	3,3
Tasa de sub-ocupación horaria no demandante	2,7

Fuente: Encuesta Sociodemográfica -ocupacional UNPA/ UASJ - Abril 2018 - Elaboración propia

Tasas de desocupación por sexo y grupos de edad en San Julián Abril 2018 (en porcentajes)

Indicadores	Abril 2018
Tasa de desocupación según sexo	
Varones	5,6
Mujeres	10,5
Tasa de desocupación según grupos de edad	
de menores 19 años	25
19 a 30 años	12,7
31 a 50 años	2,7
51 a 65 años	5,0
Mayores 65 años	0,0

Fuente: Encuesta Sociodemográfica -ocupacional UNPA/ UASJ - Abril 2018 - Elaboración propia

Consideraciones acerca del mercado laboral en Puerto San Julián

- ✓ La tasa de actividad aumentó respecto del relevamiento realizado en el año 2006
- ✓ La tasa de desocupación abierta también aumentó con respecto al último relevamiento del año 2006 pero manteniéndose en un dígito. Si la analizamos por grupos etáreos, se observa que impacta en los jóvenes decreciendo en las edades adultas convirtiéndose en casi nula en el grupo de los de 65 años o más. En cuanto al género, se observa que la tasa de desocupación en mujeres casi duplica a la de los varones.
- ✓ Los grupos más afectados por la desocupación son principalmente a jóvenes y mujeres.
- ✓ La tasa de empleo alcanzó el 45,2% de la población total.
- ✓ La subocupación horaria (ocupados que trabajan menos de 35 horas y desean trabajar más horas) alcanza al 6% de la PEA. La subocupación demandante de empleo (subocupados que buscan otro trabajo) representa el 3,3% de la PEA
- ✓ El 20 % del total de ocupados busca otro trabajo
- ✓ Al 14% de los asalariados no se les realiza los aportes jubilatorios mientras que casi el 9% de los mismos no tiene Obra Social.
- ✓ Casi el 54% de los desocupados han tenido algún trabajo anterior y casi el 90% de los mismos lleva hasta 6 meses en la búsqueda de trabajo.

Nivel Socio-económico de los hogares según sexo del Jefe (absoluto y porcentual).

			Sexo		Total
			Masculino	Femenino	
	Alto 1	Recuento	26	5	31
		% dentro de Sexo	14,9%	5,3%	11,5%
	Alto 2	Recuento	39	10	49
		% dentro de Sexo	22,3%	10,5%	18,1%
	Medio Alto	Recuento	49	24	73
		% dentro de Sexo	28,0%	25,3%	27,0%
	Medio típico	Recuento	28	23	51
		% dentro de Sexo	16,0%	24,2%	18,9%
	Bajo Superior	Recuento	20	17	37
		% dentro de Sexo	11,4%	17,9%	13,7%
	Bajo inferior	Recuento	7	11	18
		% dentro de Sexo	4,0%	11,6%	6,7%
	Marginal	Recuento	6	5	11
		% dentro de Sexo	3,4%	5,3%	4,1%
Total		Recuento	175	95	270

Fuente: Encuesta Sociodemográfica -ocupacional UNPA/ UASJ - Abril 2018 - Elaboración propia.

La tabla que relaciona el Nivel Socioeconómico (NSE) de los hogares según sexo del Jefe permite varias interpretaciones. Importa destacar una que resulta interesante por lo que deja en evidencia: si tomamos la categoría NSE Medio Típico como criterio de corte, quedan hacia arriba y hacia abajo dos distribuciones claramente contrastantes, por el lado de los varones, aquellos que están incluidos en el grupo de NSE más bajo (conformado por bajo superior, bajo inferior y marginal) al 18.8% de estos, en tanto en el mismo grupo quedan el 34,8% de las mujeres; a la inversa, en el grupo de NSE más alto (integrado por medio alto, alto 1 y alto 2) quedan el 65,2% de los varones y el 41.1% de las mujeres. En la sumatoria de ambos sexos, predominan los jefes de hogar con NSE medio-alto.

DEFINICIONES

Población económicamente activa (PEA): la integran las personas que tienen una ocupación o que sin tenerla la están buscando activamente. Está compuesta por la población ocupada más la población desocupada.

Población desocupada: se refiere a personas que, no teniendo ocupación, están buscando activamente trabajo. Corresponde a Desocupación Abierta.

Población subocupada: se refiere a los ocupados que trabajan menos de 35 horas semanales por causas involuntarias y desean trabajar más horas.

Inactivos Marginales: Personas que no tienen trabajo, desean trabajar pero no lo buscan por diversas razones (Ejemplo: De tanto mandar curriculums y sin ser llamado, la persona se desanima y deja de buscar trabajo).

Población subocupada demandante: ocupados que trabajan menos de 35 horas semanales por causas involuntarias, están dispuestos a trabajar más horas y están en la búsqueda de otra ocupación

Tasa de actividad: calculada como porcentaje entre la población económicamente activa y la población total.

Tasa de empleo: calculada como porcentaje entre la población ocupada y la población total.

Tasa de desocupación: calculada como porcentaje entre la población desocupada y la población económicamente activa.

Tasa de subocupación: calculada como porcentaje entre la población de subocupados y la población económicamente activa.

Hogares según nivel socio-económico según zona

		Zona						Total
		Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4	Zona 5	Zona 6	
Alto 1	Recuento	6	6	5	6	7	1	31
	% dentro de Zona	8,6%	12,0%	11,9%	13,0%	15,2%	6,2%	11,5%
Alto 2	Recuento	13	13	9	7	6	1	49
	% dentro de Zona	18,6%	26,0%	21,4%	15,2%	13,0%	6,2%	18,1%
Medio Alto	Recuento	12	10	9	16	18	8	73
	% dentro de Zona	17,1%	20,0%	21,4%	34,8%	39,1%	50,0%	27,0%
Medio típico	Recuento	18	6	7	8	8	4	51
	% dentro de Zona	25,7%	12,0%	16,7%	17,4%	17,4%	25,0%	18,9%
Bajo Superior	Recuento	14	7	9	3	3	1	37
	% dentro de Zona	20,0%	14,0%	21,4%	6,5%	6,5%	6,2%	13,7%
Bajo inferior	Recuento	5	4	1	5	3	0	18
	% dentro de Zona	7,1%	8,0%	2,4%	10,9%	6,5%	0,0%	6,7%
Marginal	Recuento	2	4	2	1	1	1	11
	% dentro de Zona	2,9%	8,0%	4,8%	2,2%	2,2%	6,2%	4,1%
		70	50	42	46	46	16	270

Fuente: Encuesta Sociodemográfica -ocupacional UNPA/ UASJ - Abril 2018 - Elaboración propia.

Si bien la distribución del NSE según la zona de residencia de los Jefes de hogar no es determinante, se aprecian claramente dos contrastes más o menos marcados: respecto del nivel más bajo (bajo superior, bajo inferior y marginal) estos predominan en las zonas 1, 2 y 3 que podríamos definir como áreas históricas de la ciudad; en tanto los niveles más altos

(alto 1, alto 2 y medio alto) tienden a ubicarse claramente en las zonas 4, 5 y 6 aunque en las otras no es despreciable el valor que obtiene. Esto podría estar respondiendo al fenómeno del poblamiento en los últimos 10, 15 o 20 años, en los cuales las zonas de más reciente poblamiento se radicaron muchas de las personas que trabajan en empresas vinculadas a la minería y al petróleo cuyos salarios son razonablemente más altos que el promedio de la administración pública y provincial. La distribución del NSE medio-típico es variable entre las diferentes zonas, fluctuando entre 12 y 25%. Sin embargo, debe destacarse que el 24,5% del total de los hogares se encuentran en un NSE bajo.

Hogares por nivel socio-económico según lugar de nacimiento del Jefe de hogar

		Lugar de nacimiento				Total
		En esta localidad	En otro lugar provincial	En otra provincia	En un país limítrofe	
Alto 1	Recuento	12	5	13	1	31
	% dentro de Lugar de nacimiento	11,4%	14,3%	12,1%	4,3%	11,5%
Alto 2	Recuento	21	10	17	1	49
	% dentro de Lugar de nacimiento	20,0%	28,6%	15,9%	4,3%	18,1%
Medio Alto	Recuento	34	6	25	8	73
	% dentro de Lugar de nacimiento	32,4%	17,1%	23,4%	34,8%	27,0%
Medio típico	Recuento	20	6	21	4	51
	% dentro de Lugar de nacimiento	19,0%	17,1%	19,6%	17,4%	18,9%
Bajo Superior	Recuento	12	5	18	2	37
	% dentro de Lugar de nacimiento	11,4%	14,3%	16,8%	8,7%	13,7%
Bajo inferior	Recuento	2	1	9	6	18
	% dentro de Lugar de nacimiento	1,9%	2,9%	8,4%	26,1%	6,7%
Marginal	Recuento	4	2	4	1	11
	% dentro de Lugar de nacimiento	3,8%	5,7%	3,7%	4,3%	4,1%
Total	Recuento	105	35	107	23	270
	% dentro de Lugar de nacimiento	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

La distribución del NSE según el lugar de nacimiento del Jefe permite destacar, en una lectura global, dos situaciones, la primera, es que del total de hogares ubicados como nivel Alto 1, el valor más bajo lo obtienen aquellos cuyo jefe es nacido en un país limítrofe y, dentro del grupo de NSE bajo (bajo superior, bajo inferior y marginal) el valor más alto lo obtienen los jefes cuyo origen es el mismo: nacidos en un país limítrofe. Lo cual podría estar dando cuenta para alguno de ellos de una doble condición de dificultad: ser mujeres y, además, haber nacido en un país limítrofe.

El **nivel o estatus socioeconómico** es una medida total económica y sociológica que combina la preparación laboral de una persona con la posición económica y social individual o familiar en relación a otras personas de la misma sociedad. Para realizar su cálculo, tomamos como referencia la actualización realizada en el año 2002 por la Sociedad Argentina de Marketing. En esta medición, no se toma en cuenta el ingreso del hogar, sino un conjunto de variables que permiten establecer el NSE sin asociarlo al monto mensual de dinero que se registra en cada uno de ellos.

Variables que lo definen:

- Educación del Principal Sostén del Hogar (PSH)** (Es considerada como una dimensión de peso Determinante en el NSE en función de las posibilidades que habilita)
- Condición de actividad del PSH.**
- Tipo de Ocupación del PSH.**
- Cantidad de aportantes en el Hogar.**
- Atención Médica.**
- Servicios** (Computadora e Internet)
- Vehículo** (cantidad y antigüedad).

A cada una de estas variables se le da un puntaje y al sumarlos se ubica al hogar en uno de los siguientes estratos:

Alto 1	57 a 100
Alto 2	48 a 56
Medio Alto	37 a 47
Medio Típico	29 a 36
Bajo Superior	17 a 28
Bajo Inferior	12 a 16
Marginal	0 a 11

Problemas ambientales indicados por los encuestados como de prioritaria resolución

Las últimas tablas que integran este informe están basadas en las respuestas obtenidas al Módulo especial que se aplicó a dos personas de cada hogar que cumplieran con el requisito de ser jefe de hogar o tener entre 20 y 30 años. Se podía dar más de una respuesta, razón por la cual la suma supera el total de personas que responden, que es 301.

En las próximas dos tablas, la consulta era con opciones cerradas, es decir, las personas debían jerarquizar los problemas en una lista elaborada previamente.

Los problemas indicados con prioridad 1 y 2 resultan complejos porque su abordaje y tratamiento involucra diversos ámbitos de responsabilidad en la vida social. En el caso de los perros, el origen del problema radica en los particulares que no toman los recaudos necesarios para evitar que sus animales se reproduzcan sin control (castraciones por ejemplo) y deambulen fuera de la propiedad de sus dueños (cercos para impedir que salgan de sus patios) y, por el otro, a instituciones como el Municipio, atendiendo a que los animales sueltos constituyen un peligro potencial y real para los transeúntes debiendo en

ocasiones tomar parte la perrera, la policía para recibir las denuncias, del hospital para tratar las heridas y en algunas circunstancias a la Justicia.

Problemas	Menciones	Prioridad
Basura (mini-basurales, suciedad en las calles, baldíos)	230	1
Perros en la vía pública	211	2
Vertido de efluentes cloacales en la bahía	173	3
Contaminación en la Laguna Seca	153	4
Olores en las calles	113	5
TOTAL	301	

En el caso de la basura fuera de los lugares habilitados y específicos para su deposición también resulta un problema que se inicia primariamente en el cuidado que los ciudadanos ponen en su tratamiento y termina siendo uno cuya resolución se reclama al municipio, sin embargo, primariamente se inicia en cada domicilio. No obstante, por las características climáticas de la región, es también importante que el municipio asuma una parte relevante del cuidado de la ciudad en tanto el viento es un factor que arrastra y acumula restos en la vía pública, lo cual no exime a los ciudadanos de la responsabilidad de sacar la basura poco antes que pase el recolector, de tener cestos en condiciones, de llevar escombros y el resultado de la limpieza de patios y domicilios al repositorio municipal y no arrojarlos en cualquier parte.

Los problemas 3, 4 y 5 tienen directa relación con la empresa provincial de Servicios Públicos y también con la carencia de conexiones cloacales en algunas partes de la ciudad, provocando que el drenaje de los pozos escurra hacia la laguna.

Las problemáticas para las que se reclaman soluciones pueden dividirse en dos grupos: uno de ellos estaría conformado por aquellas que afectan directamente la salud y bienestar de los sujetos involucradas (drogas y alcohol) otro por aquellas situaciones (trabajo, violencia, inseguridad) que no permiten vivir con dignidad y plenamente, y se

podría tratar separadamente el tema del tránsito (no respeto a las normas que lo regulan) lo cual encuentra cercanía con los problemas de la tabla precedente en tanto el tratamiento de la basura, el tema de los perros y las problemáticas asociadas al tránsito reflejarían una falta importante de responsabilidad en buena parte de la ciudadanía que asume la libertad y el libre albedrío como la posibilidad de hacer prácticamente lo que les plazca.

Problemáticas	Menciones	prioridad
Drogas en jóvenes	191	1
Alcoholismo en jóvenes	179	2
Falta de Trabajo	170	3
Violencia doméstica	106	4
Tránsito	83	5
Inseguridad pública	73	6
Alcoholismo en adultos	41	7

Otra parte del módulo especial se interesaba por los problemas que, a juicio de cada ciudadano que respondió el Módulo Especial (301 encuestados), son los cinco más importantes actualmente en la ciudad. A la pregunta: ¿cuáles son para usted los cinco problemas más importantes hoy en la ciudad? Las respuestas fueron las que se listan a continuación. Si bien se destacan claramente los primeros cinco, los que siguen hasta el número 16 fueron también señalados como relevantes:

1	Perros	149
2	Basura	138
3	Trabajo	142
4	Tránsito	119
5	Arreglo de calles – señalización – baches – pavimento – semáforos	108
6	Alumbrado público	87
7	Abastecimiento de agua	73
8	Salud (atención – más médicos)	72
9	Droga	67
10	Educación	66
11	Alcoholismo	62
12	Seguridad (inseguridad en la vía pública, falta de control de menores en locales nocturnos)	60
13	Violencia	45
14	Contaminación	33
15	Cloacas	23
16	Falta de espacios verdes y lugares/actividades de esparcimiento para jóvenes, ofertas de capacitación, servicio de colectivo a barrios nuevos, acceso a la vivienda	

Una mirada rápida indica que del listado de problemas precedente, dentro de los primeros cinco se ubican 4 que son de incumbencia municipal (1, 2, 4 y 5) el problema número 6 es producto de una combinación de niveles donde la situación nacional y provincial tiene notable peso. Sin embargo, tanto en el caso de la basura y suciedad en las calles y veredas como en el de los perros en la vía pública exceden la responsabilidad de la gestión municipal y son reflejo del comportamiento social de la ciudadanía, situación que puede extenderse a los conductores, en un marco que podríamos definir como de “manejo flexible de las normas”.

De los problemas ubicados entre el 6 y el 10 con la excepción del 9, son resultado de gestión de empresas y servicios de jurisdicción del gobierno provincial (la provisión de agua y la energía eléctrica es responsabilidad de la empresa provincial Servicios Públicos

Sociedad del Estado –SPSE-) y el sexto es una problemática seria en nuestro país al igual que el número 11.

La violencia, ubicada como problema número 13, es también uno que tiene fuerte impacto y penosas consecuencias en toda la sociedad argentina. Aquí se incluyen tanto los problemas asociados a maltrato de niños como los asociados al género.

El 14 se asocia tanto a olores por basura acumulada como por fugas del sistema cloacal, ubicado como problema número 15 y también responsabilidad de la empresa provincial de Servicios Públicos. Los últimos problemas, ubicados como número 16, son una variedad de reclamos por diversos temas cuya resolución corresponde a diversas jurisdicciones.

Bibliografía

Asociación Argentina de Marketing. 1998. “Índice del nivel socio-económico argentino”. Bs. As.

Ministerio de Educación y Deportes. 2016. “Medición del nivel socioeconómico”. Serie de Documentos Técnicos/4. Bs. As.

Sociedad Argentina de Investigadores de Marketing y Opinión (SAIMO) – Observatorio Social. 2015. “El nivel socioeconómico en la Argentina, 2015. Estratificación y Variables”. Mimeo.

6. FUENTES DE IMPACTO AMBIENTAL

6. FUENTES DE IMPACTO AMBIENTAL

En esta sección del informe se consideran las fuentes de impacto ambiental identificadas como prioritarias en la localidad, las cuales pueden ser ubicadas mayoritariamente en los márgenes de la zona urbanizada y en la costanera. La escorrentía natural del terreno, con pendiente hacia la costa del mar, y la predominancia de los vientos provenientes de los sectores oeste y sudoeste, convierten a la bahía en el blanco principal de los impactos generados por estas fuentes.

Entre las principales fuentes de impacto podemos destacar por su importancia:

- **Vertido de efluentes de la planta de tratamiento cloacal**

Se trata de un efluente con escaso o prácticamente ningún tratamiento, debido al deficiente funcionamiento de la planta de tratamiento cloacal. Debido a que el emisario se encuentra roto desde hace muchos años atrás, el efluente es vertido en el nivel superior de la playa y es transportado a cielo abierto por un canal de mareas hasta descargar en aguas de la bahía. El caudal de vertido entre los años 2009 y 2011 era aproximadamente de entre 1000 y 1500 m³ diarios, y se ha incrementado notablemente en los últimos años. Su escaso o nulo tratamiento lo convierte en la principal fuente de contaminación bacteriológica detectada en aguas de la bahía, a la vez que aporta materia orgánica particulada no degradada que podría tener un grave efecto negativo sobre el ecosistema de la bahía de continuar incrementándose el caudal del efluente vertido.

El riesgo de eutrofización, resultante del enriquecimiento por nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) provenientes del vertido de aguas cloacales sin tratar, constituye también un importante impacto potencial en la bahía. La eutrofización es uno de los mayores factores de alteración de los ecosistemas acuáticos a nivel global, causando a menudo un severo deterioro de la calidad del agua y un significativo impacto sobre la biota acuática.

Si bien los estudios realizados hasta el presente no evidencian un aporte importante de otros contaminantes, el mismo podría convertirse en un futuro en una fuente de metales pesados e hidrocarburos al agua y al sedimento de la bahía. El vertido

directo del efluente sin tratar en la playa genera también un evidente impacto visual por el deterioro del paisaje, al que se suman la degradación del entorno por olores desagradables y la formación de una pluma de turbidez en aguas de la bahía.



Descarga en la playa del efluente proveniente de la Planta de tratamiento cloacal.



Emisario roto del efluente cloacal de la planta de tratamiento.



Aspecto de la playa en el sitio de descarga del efluente de la planta de tratamiento cloacal.



Efluente de la planta de tratamiento cloacal que circula a cielo abierto por un canal de marea.



Pluma de turbidez en el agua de la bahía, generada por el vertido del efluente proveniente de la planta de tratamiento cloacal.

- **Predio de disposición final de residuos sólidos urbanos**

Se ha convertido en una importante fuentes de impacto en la localidad, debido en parte a una gestión de los residuos sólidos urbanos que no es del todo eficiente, afirmación que excede en el análisis a este trabajo de diagnóstico, y en parte a su ubicación en el margen costero de la bahía. A esto se suma las malas condiciones de mantenimiento del cerco perimetral del predio, que propicia la constante voladura de materiales livianos, principalmente bolsas plásticas, en dirección a la bahía.

En principio, se observa un marcado deterioro en la zona costera de ese sector de la bahía que genera un impacto visual considerable. Por otro lado, el destino de parte los residuos que se vuelan del predio es la Isla Cormorán que alberga una importante colonia reproductiva de pingüino de Magallanes.

Uno de los riesgo potenciales que implica el establecimiento del predio de disposición final de residuos sólidos en el margen costero consiste en que el mismo podría convertirse en una potencial fuente de contaminantes por lixiviación y por filtración del terreno, que podrían aportar metales pesados y diversos contaminantes hacia la bahía. Si bien los estudios realizados indicarían que no existe hasta la actualidad un aporte significativo de metales pesados en agua y sedimento de la bahía, el mismo podría convertirse en un futuro problema debido a la naturaleza conservativa de algunos de estos contaminantes y a su tendencia a acumularse en los sedimentos finos que conforman las playas de la Bahía San Julián.

El impacto visual que el basural provoca, dado que se encuentra en el ejido urbano desmejora la calidad de vida de los vecinos que viven en las inmediaciones del predio. El aspecto actual del basural actúa también en franco detrimento del desarrollo turístico de la zona del circuito costero. Constituyen también una fuente de impacto los frecuentes incendios de los residuos en el predio de disposición final, que implican la contaminación de la localidad y la bahía con humos tóxicos. En la bahía, estos humos podrían tener un efecto muy negativo, en particular en la colonia de pingüinos de la Isla Cormorán. Los efectos de este humo, proveniente de la quema de plásticos y otros materiales sobre los pingüinos y sus crías no han sido evaluados.



Alambrado perimetral del predio de disposición final de residuos sólidos urbanos en el sector lindante con la playa de la bahía.



Acumulación de bolsas plásticas transportadas por el viento desde el predio de disposición final de residuos sólidos urbanos.



Acumulación en la playa de residuos provenientes del predio de disposición final de residuos sólidos urbanos.



Columna de humo proveniente de un incendio en el predio de disposición final de residuos sólidos urbanos.

- **Efluente cloacal proveniente de la estación de bombeo de Servicios Públicos en el sector de La Cascada-Calle Alberdi**

Se trata de un desagüe de aguas cloacales sin tratar que son vertidas en la bahía. Dado su origen, constituyen una fuente de contaminación bacteriológica e implican un serio riesgo para la salud humana, teniendo en cuenta que el sector de La Cascada es comúnmente utilizado para la recreación y como balneario durante el verano. También hay que considerar que esta zona ha sido declarada reserva urbana municipal en el año 2008 (Ordenanza 2849), debido a que alberga una importante biodiversidad que también podría ser afectada, lo que incrementa la necesidad de tomar medidas para la conservación de este ambiente. El efluente mencionado constituye también una fuente de aporte de materia orgánica y nutrientes, que podría generar impacto por enriquecimiento orgánico y eutrofización en ese sector de la bahía.



Efluente sobre la calle Alberdi que vierte en un canal de marea de la bahía.

- **Desagües urbanos e industriales que vierten efluentes hacia la bahía**

Se pueden encontrar en diferentes sitios de la costanera, pudiendo destacarse los efluentes que provienen del Matadero Municipal, del Camping Municipal y los desagües domiciliarios clandestinos en el sector de la costanera sobre la calle Alberdi. Todos ellos vierten sus aguas en la bahía y, debido a la ausencia de un tratamiento previo, constituyen principalmente una fuente de contaminación bacteriológica, por materia orgánica y por nutrientes que contribuyen al riesgo de eutrofización.

Los arroyos que desembocan en el saco de la bahía luego de atravesar las zonas de chacras, como el arroyo de la Compañía y el Paraguay, también constituyen una fuente de contaminación por materia orgánica, por nutrientes y bacteriológica en la bahía. Algunos de estos arroyos pasan por establecimientos de producción que vierten sus efluentes sin ningún tratamiento previo.



Desagüe en la costa de la bahía frente al Hospital.



Efluente proveniente del Matadero municipal que desagota en la playa de la bahía sin tratamiento previo.



Arroyo Paraguay que desemboca en el saco de la bahía.

- **Basurales clandestinos y microbasurales**

Estos basurales se encuentran dispersos en las márgenes de diferentes caminos aledaños a la localidad y en distintos puntos en la costa de la bahía, dónde también es frecuente la acumulación de escombros y chatarra. Implican principalmente un impacto visual sobre el paisaje y riesgo de dispersión de materiales livianos por voladura.



Basural clandestino aledaño a la costa en el sector del saco de la bahía.



Acumulación de escombros y chatarra en el borde costero de la bahía.



Microbasurales en los márgenes de los caminos aledaños a la zona urbana.

- **Incremento del nivel del agua de la Laguna seca**

Este constituye una fuente de impacto ambiental, teniendo en cuenta que el volumen de agua ha aumentado progresiva y notoriamente en los últimos años. Los análisis bacteriológicos realizados al agua de la laguna indican que podría existir aporte de aguas servidas de origen cloacal, por lo que constituye principalmente un foco de riesgo sanitario, que se ve incrementado por las características endorreicas de este cuerpo de agua. El aumento de la superficie de la laguna también representa un riesgo para el principal acceso a la localidad.

Su desagote en aguas de la bahía San Julián sin un tratamiento previo podría incrementar el riesgo sanitario y el impacto por enriquecimiento orgánico y por nutrientes en el ecosistema acuático costero.



Avance de la Laguna seca hacia la avenida de acceso a la localidad.



Imágenes satelitales tomadas del Google Earth donde se puede observar el incremento en la superficie de la Laguna Seca en los 10 últimos años.

- **Extracción de áridos en la zona costera**

La extracción de áridos para su uso en la construcción es una práctica que puede ser observada en el Circuito costero en cercanías de Punta Cueva. La extracción de canto rodado de manera indiscriminada y sin los debidos controles pone en riesgo la integridad del ambiente costero, a través de impactos que pueden ocasionar: modificaciones en la línea de costa, la alteración del suelo y de sus propiedades, la destrucción de la flora y la fauna y cambios geomorfológicos y del paisaje, entre otros. Esta práctica debería encontrarse regulada y solo debería ser autorizada luego de implementar el correspondiente estudio de impacto ambiental.



Canteras de cantos rodados en cercanías de la costa, Punta Cuevas. El manejo de su explotación no está controlado desde el punto de vista ambiental.

- **Perros sueltos en la vía pública**

Esta es una problemática que es advertida comúnmente por todos los vecinos de la localidad, tal como lo reflejan los resultados de las encuestas vertidos en la sección “Estructura socio-económica, demográfica, ocupacional y problemáticas ambientales relevantes en Puerto San Julián” de este informe.

La tenencia de animales domésticos fuera de las normas establecidas por la ordenanza municipal N° 3251 de tenencia responsable de mascotas, es un problema frecuente en la localidad y un reclamo recurrente de la población, por la peligrosidad que esto conlleva. Entre los principales riesgos se pueden mencionar: - ataques y mordeduras a peatones o ciclistas, - ataques a fauna autóctona como aves marino-costeras o mamíferos marinos, - ruptura de bolsas de residuos en busca de alimento, - potencial riesgo de zoonosis.

Además de constituir un riesgo para los transeúntes, los perros pueden constituir también una seria amenaza para la fauna autóctona, habiéndose registrado en los últimos tiempos ataques a los pingüinos en la Isla Cormorán y hacia otras aves en diferentes sectores de la costa de la bahía.



La Cascada es considerada un sitio vulnerable por la diversidad de aves que la frecuentan en busca de alimento y reposo. En la foto se observan ejemplares de cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) y flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*).



Perros sueltos persiguiendo a cisnes coscoroba en el sector de La Cascada.

- **Ingreso de especies exóticas invasoras en la bahía**

Un tipo de impacto por contaminación biológica que merece un tratamiento especial por su importancia potencial en la región patagónica es el ingreso de especies marinas exóticas invasoras. Se trata de un problema global que a menudo es citado como uno de los factores de impacto de mayor riesgo para la biodiversidad nativa, que puede tener inclusive un impacto socio-económico importante.

Una especie exótica invasora puede ser definida como un organismo proveniente de otra región geográfica, que se establece exitosamente desplazando a las especies nativas, modificando a la comunidad biológica y al ecosistema autóctono. Los vectores más comunes de introducción de especies exóticas invasoras en el ambiente marino costero son el agua de lastre de buques comerciales y el casco de las embarcaciones. El agua de lastre es cargada por los buques en su puerto de origen para compensar la falta de peso cuando la embarcación no se encuentra totalmente cargada. Comúnmente, esta agua es liberada luego en una localidad distante. De esta manera, son transportados grandes distancias organismos que incluyen desde virus y bacterias hasta peces.

Las especies exóticas son capaces de modificar el ambiente donde son introducidas causando cambios drásticos en las comunidades biológicas a través de mecanismos como la exclusión competitiva, la alteración del hábitat y la predación. Las invasiones por mejillones, almejas, estrellas de mar, ascidias, crustáceos, algas y muchos otros organismos han alterado drásticamente la diversidad, la abundancia y distribución de los organismos de la comunidad preexistente en todos los casos.

En la bahía San Julián y las costas aledañas rocosas de mar abierto es muy evidente la invasión por la especie exótica *Balanus glandula*, conocido también como diente de perro. Se lo puede observar ocupando los sustratos rocosos de las franjas intermareales superior y media, donde forma un cinturón paralelo a la línea de costa con una muy elevada densidad de organismos.

Balanus glandula es un crustáceo sésil que se fija a los fondos rocosos y sustratos duros artificiales (muelles, espigones, boyas, etc.). Esta especie exótica proveniente de la costa oeste de Norteamérica y fue detectada por primera vez en Argentina en el puerto de Mar del Pata a principios de la década del '70. Su ingreso a las costas argentinas se encontraría vinculado al tránsito de buques comerciales.

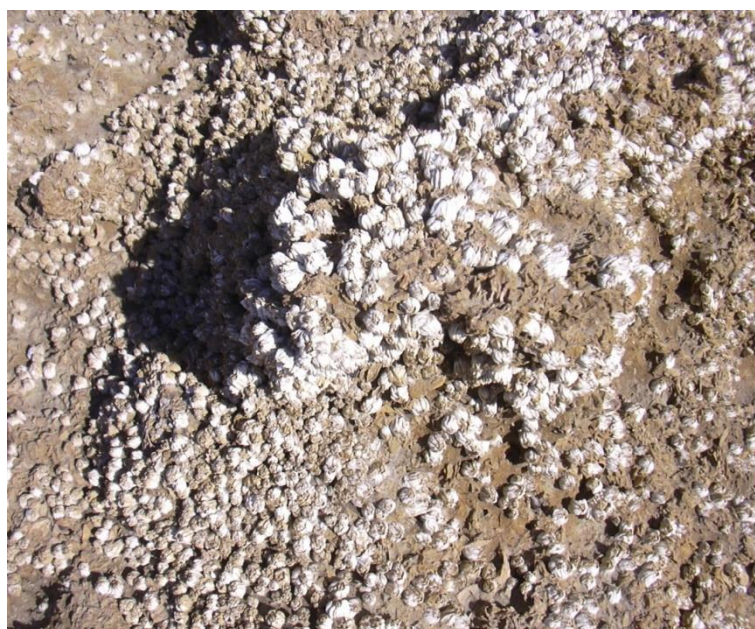
Actualmente, y casi 40 años después de su ingreso en el país, este organismo se encuentra establecido en la mayoría de las costas rocosas cercanas a casi todos los puertos patagónicos. En algunas localidades forma un visible cinturón en el intermareal superior rocoso, donde se convierte en la especie dominante, desplazando a las especies autóctonas y afectando la distribución de otras especies intermareales.

La presencia de *Balanus glandula* en los sustratos rocosos intermareales de la bahía San Julián se observa desde hace al menos 15 años, cuando se encontraba presente en muy baja densidad. Sin embargo, en los últimos años, la población aumentó de manera exponencial, observándose hoy en día en densidades muy elevadas en todos los sustratos rocosos intermareales desde Playa La mina hasta el interior de la bahía.

No se han detectado hasta el momento en la bahía San Julián otras especies exóticas invasoras comunes en localidades ubicadas más al norte en la costa patagónica, como es el caso del alga wakame *Undaria pinnatifida*, el cangrejo verde europeo *Carcinus maenas* o la ostra del Pacífico *Crassostrea gigas*, por mencionar los casos más emblemáticos de esta problemática en la región.



Ejemplares de la especie exótica invasora *Balanus glandula* (diente de perro) en el sustrato rocoso de Punta Caldera.



Presencia de altas densidades de la especie exótica invasora *Balanus glandula* en el sustrato rocoso de Punta Caldera.

7. CONSIDERACIONES FINALES

Y

RECOMENDACIONES

7. CONSIDERACIONES FINALES

Y

RECOMENDACIONES

Se pueden identificar claramente en la localidad dos fuentes principales de impacto al ambiente que requieren de atención prioritaria, no sólo por representar un grave problema en la actualidad, sino también porque, de no tomarse las medidas adecuadas, su evolución en el tiempo conducirá a problemáticas ambientales aún mayores.

Una de estas fuentes de impacto ambiental es el vertido a la bahía de aguas servidas en general y de los efluentes cloacales en particular, debido al deficiente funcionamiento de la planta de tratamiento cloacal. El análisis bacteriológico del efluente principal que descarga en la bahía muestra una alta carga de coliformes totales, que sobrepasa ampliamente los valores permitidos para su descarga en un cuerpo de agua natural. En todos los sitios muestreados en el interior de la bahía, y aún en mar abierto, se detectó la presencia de las mismas bacterias, si bien en distintas concentraciones. Estos coliformes son aportados fundamentalmente por los efluentes cloacales, lo cual fue confirmado mediante la identificación de bacterias fecales, y por lo tanto constituyen un serio riesgo para la salud humana que merece la urgente toma de acciones.

Los estudios realizados sobre la comunidad biológica costera de la bahía muestran que la materia orgánica aportada por el efluente de la planta de tratamiento cloacal, también tendría un efecto, aunque moderado, sobre el ecosistema. Este efecto se evidencia por las alteraciones observadas en la comunidad infaunal en el sitio de vertido, donde las especies detritívoras se verían beneficiadas por el aporte antrópico de materia orgánica, generándose un desequilibrio en la composición de la comunidad original. Si bien, el grado de impacto parece ser bajo en la actualidad, las observaciones realizadas estarían indicando la existencia de una alteración ambiental y de un efecto incipiente sobre el ecosistema, que podría agravarse con el incremento futuro del aporte

antrópico de materia orgánica. Este problema puede ser prevenido eficientemente implementando el tratamiento adecuado para reducir la carga de materia orgánica de los efluentes cloacales que se vierten en la bahía.

Por otro lado, si bien los análisis de agua y sedimentos de la bahía permiten observar que no existen aún niveles de residuos tóxicos que puedan poner en serio riesgo el ecosistema de la bahía, se puede prever que con el crecimiento de la población de la localidad, el aporte y la acumulación de contaminantes aumentará como resultado del incremento esperable en el volumen de efluentes que son vertidos a la bahía.

Es importante tener en cuenta que muchos de los contaminantes, como los metales pesados, son de naturaleza conservativa. Esto significa que no se degradan en la naturaleza y que por lo tanto tienden a permanecer en el medio y a acumularse. Estos elementos pueden llegar a alcanzar concentraciones más elevadas con el tiempo como resultado del vertido continuo en pequeñas cantidades y su acumulación en los sedimentos finos. En este sentido, la bahía constituye un ambiente propenso a acumular este tipo de contaminantes a lo largo del tiempo, debido principalmente a la granulometría fina (areno-fangosa) característica del sedimento que compone sus playas, que facilita el entrapamiento y la adsorción de contaminantes. Estos contaminantes pueden adquirir, con el tiempo, niveles que pongan en riesgo a la biota de la bahía y que afecten incluso a la salud humana, a través de la bioacumulación y la biomagnificación a lo largo de la trama alimentaria.

Para reducir los impactos actuales ocasionados por el vertido de efluentes y para prevenir futuros problemas ambientales en la bahía deberían realizarse en principio las siguientes acciones prioritarias:

- Realizar las obras necesarias para rehabilitar la planta de tratamiento cloacal actual, procurando el buen funcionamiento de las piletas de tratamiento y proveyendo a la planta de un sistema de tratamiento bacteriológico del efluente.
- Proveer de un sistema de red cloacal que incluya a toda la localidad.
- Exigir a los diferentes establecimientos productivos de la localidad la instalación de plantas de tratamiento de efluentes propias o, de ser posible, la conexión al sistema de red cloacal, dependiendo de los casos.

Es importante mencionar que, a fines de 2018, el grupo de trabajo que lleva adelante este proyecto mantuvo una reunión con el Director de SPSE de Puerto San Julián, quién manifestó la voluntad de realizar las obras necesarias para rehabilitar y poner en funcionamiento nuevamente la actual planta de tratamiento cloacal. Atendiendo a las problemáticas planteadas por el funcionario, en esa oportunidad se sugirió el reemplazo de los equipos aireadores de las piletas de tratamiento por un sistema de insuflado de aire desde compresores externos a un circuito de distribución en el fondo de las piletas. Este sistema es menos susceptible al bloqueo con las bolsas de plástico que provienen del sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos aledaño a la planta de tratamiento, que constituyen un problema recurrente que afecta al buen funcionamiento de los equipos de aireación actuales. También se sugirió la contratación de personal permanente para la vigilancia del buen funcionamiento del sistema de aireación y el adecuado mantenimiento general de la planta. Estas sugerencias fueron elevadas mediante una carta del Dr. Juan Carlos Encinas (UNPA) dirigida al Director de SPSE de la localidad.

Para el futuro, previendo el crecimiento poblacional de la localidad, debería proyectarse la construcción de una nueva planta de tratamiento cloacal de mayor capacidad, o de varias plantas de menor tamaño que permitan el tratamiento sectorizado de la red cloacal, haciendo más eficiente el proceso. Dependiendo del tratamiento que se dé a los efluentes cloacales, parte de los mismos podría ser también reciclado y reutilizado para riego, reduciendo el volumen vertido en la bahía. Esto debería estar acompañado de un plan de mantenimiento de los espacios verdes de la localidad y de un proyecto de forestación adecuado que permita la reutilización del agua proveniente del tratamiento del efluente.

Se debería también proyectar un emisario que conduzca los efluentes y permita su descarga por debajo de la línea de marea baja y alejado de la costa, donde los procesos de dilución son más eficientes. De ser posible, lo más conveniente sería el vertido de los efluentes en mar abierto, fuera de la bahía. Esto permitiría una mayor dilución de los efluentes y disminuiría la acumulación de contaminantes en el interior de la bahía.

La otra importante fuente de impacto ambiental en la localidad, que requiere llevar adelante acciones prioritarias, es el predio de disposición final de residuos sólidos urbanos. La ubicación del predio en la zona costera, a muy corta distancia de la playa de la bahía constituye de por sí un grave problema, tanto por riesgos de contaminación por lixiviación de diversos contaminantes tóxicos, como por el importante aporte de materiales sólidos livianos que son transportados continuamente por el viento hacia la bahía. A esto debemos sumarle la contaminación por humos tóxicos, que se generan con los frecuentes incendios y que son transportados también en dirección a la bahía por los vientos predominantes en la región. El impacto visual que el basural provoca, dado que se encuentra muy próximo al ejido urbano, desmejora la calidad de vida de los vecinos que viven en las inmediaciones del predio y actúa también en franco detrimento del desarrollo turístico de la zona del circuito costero.

Como acciones prioritarias para atender a las problemáticas ambientales vinculadas al actual predio de disposición final de residuos sólidos urbanos sería necesario:

- Optimizar el manejo de los residuos sólidos y los procedimientos de disposición final para minimizar la voladura de materiales livianos.
- La reparación y adecuación del cerco perimetral de contención del predio para disminuir la voladura de bolsas plásticas y otros materiales livianos.
- Limpieza y mantenimiento periódico del cerco perimetral para prevenir la acumulación de bolsas plásticas y la eventual ruptura del cerco.
- Se debería efectuar la relocalización del sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos, atendiendo al problema de la proximidad con el borde costero de la bahía y de la incompatibilidad de su ubicación actual con la zona urbanizada.

Es importante señalar que en julio de 2014 desde la UASJ - UNPA se presentó la “Propuesta de separación en origen y recolección diferenciada de Residuos Sólidos Urbanos para Puerto San Julián – Provincia de Santa Cruz” ante la Agencia de Desarrollo local, en la cual se logra realizar un aporte significativo al plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos en base a una propuesta concreta de separación y

recolección diferenciada en origen y un plan de concientización ambiental (Storniolo *et al.*, 2014)¹.

La forma más eficiente de manejar la problemática de los residuos sólidos urbanos consiste en la reducción del volumen generado y la disminución de la peligrosidad de aquellos residuos que son inevitables de generar. Teniendo en cuenta que aproximadamente el 40% de los residuos generados son orgánicos, se debe promover el compostaje domiciliario, institucional y/o comunitario. Adicionalmente, otro 40% está constituido por envases y embalajes que pueden reducirse y gestionarse desde los hogares aplicando la separación en origen y promoviendo el consumo local y su reemplazo por productos reutilizables y amigables con el ambiente. Es importante promover estas medidas desde el ámbito de la educación ambiental, transmitiendo la información a los vecinos para fomentar la participación ciudadana, tanto en el manejo diario de los residuos como en la toma de decisiones a nivel comunitario.

Enfocándose directamente en la etapa de disposición final, se recomienda el traslado del sitio actual a una nueva ubicación. Esto ya fue solicitado al Ejecutivo municipal en la Ordenanza 964 del año 1994, se ha planteado en ocasiones anteriores por parte de la UNPA y es un reclamo permanente de la comunidad. Entre las razones para recomendar su traslado, ya se mencionó la afección del medio (terrestre, costero y marino), el deterioro del paisaje natural y urbano y la expansión del ejido urbano en la dirección en la que actualmente se encuentra el predio, que pronto quedara incluido en la zona urbanizada y limitando el acceso a la costa.

En 2016, personal de la Unidad Académica San Julián de la UNPA realizó un estudio para la ubicación de un relleno sanitario controlado de la localidad de Puerto San Julián (ANEXO I de este informe), que permitió realizar una selección entre los sitios que la autoridad municipal puso a disposición para su análisis. Para realizar esa selección se tuvieron en cuenta los siguientes criterios: vida útil, accesibilidad, distancia de transporte, energía eléctrica, agua potable, distancia a aeródromo, distancia al borde urbano, distancia a cursos de agua permanente, permeabilidad del sustrato, profundidad del nivel freático, geomorfología, pendiente, suelo y estabilidad, suelo para cobertura, riesgo sísmico, compatibilidad con el uso del suelo, condiciones climatológicas (considerando la dirección del viento predominante) y uso potencial del área.

¹Storniolo S., R. Perrone, C. Moscardi y N. Collm, 2014. Propuesta de separación en origen y recolección diferenciada de Residuos Sólidos Urbanos para Puerto San Julián – Provincia de Santa Cruz. Informe inédito realizado para la ADPSJ.

Como resultado de ese estudio se sugirieron dos sitios alternativos de emplazamiento, aptos y aceptables para la instalación del relleno sanitario.

La elección definitiva del sitio dependerá del diseño y de la ingeniería del relleno sanitario a construir, del plan de gestión de residuos a implementar en la localidad y de los tomadores de decisiones del municipio local. En ese informe se recomienda también la realización de una evaluación de impacto ambiental previo a la instalación del relleno sanitario en la cual se profundice en los factores tenidos en cuenta en este estudio y se disponga de las acciones a realizar en la obra.

En el sitio en el que se realice la disposición final de residuos sólidos urbanos se deberán efectuar la mayor cantidad de acciones y medidas de mitigación posibles para que el impacto en el ambiente sea el menor posible. Al momento de diseñar las instalaciones se deberá tener en cuenta la tecnología con la que se cuenta en la actualidad. Se deberá implementar un modelo propio que se adapte a las condiciones locales, tanto del medio físico y biológico como del antrópico. En este sentido, este informe de diagnóstico presenta información importante que deberá ser tomada en cuenta para adaptar el manejo a la realidad local y evitar así la replicación de modelos diseñados para otras regiones. Será importante priorizar también la integración de los actores vinculados a la gestión de los residuos sólidos urbanos, la participación ciudadana, la educación ambiental y considerar los avances tecnológicos en esta temática. Se deberán garantizar las acciones correctas y continuas necesarias para el manejo de la disposición, ya que, si la gestión de los residuos no es la adecuada, se corre el riesgo de que el relleno sanitario proyectado se convierta en un nuevo basural.

No se considera necesario, sin embargo, el traslado de la actual Planta de Tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos de la localidad, que puede funcionar como una “estación de transferencia” donde los residuos puedan ser previamente tipificados y clasificados, para luego darles el tratamiento adecuado para reducir la cantidad, el volumen y/o la peligrosidad y finalmente trasladados al sitio de vertido definitivo.

Los resultados expuestos en la sección “Estructura socio-económica, demográfica, ocupacional y problemáticas ambientales relevantes en Puerto San Julián” de este informe, muestran claras demandas de resolución a problemáticas que pueden ser consideradas crónicas por su persistencia en el tiempo. Por un lado, los mini-basurales en terrenos baldíos, márgenes de los caminos, o cualquier otro lugar donde los ciudadanos consideren depositar de forma furtiva restos de escombros, restos de podas,

productos de descartes, chatarra, etc., los cuales son revueltos luego por otras personas que buscan diversos objetos o por los animales, provocando su dispersión por las calles de la ciudad. Por otro lado, el problema de los perros sueltos en la vía pública es un reclamo recurrente por la peligrosidad que pueden constituir para los transeúntes en determinadas circunstancias y por el impacto que tienen en la rotura de bolsas de basura en aquellos domicilios que no cuentan con receptáculos adecuados para contener la misma hasta su recolección. Estas problemáticas requieren de la acción de las autoridades municipales, que deben realizar tareas de saneamiento de los basurales clandestinos, pero también de una activa política de concientización y compromiso de la ciudadanía, para arribar a soluciones más definitivas.

En cuanto al ingreso de especies exóticas invasoras, ya mencionamos que es una problemática considerada a nivel mundial como una de las mayores amenazas para la biodiversidad e integridad de los ecosistemas costeros regionales. Existen normativas a nivel nacional y provincial que regulan, y en algunos casos prohíben, la introducción de especies exóticas con fines de cultivo en el ambiente marino costero. Sin embargo, el ingreso accidental de especies exóticas vinculado al tráfico naviero es más difícil de controlar, ya que no se cuenta a nivel regional con normativa que considere esta problemática.

Para controlar y minimizar efectivamente los riesgos del ingreso accidental de especies exóticas en nuestras costas deberían tomarse medidas a una escala geográfica mayor, que involucren al menos a todos los puertos de la región, teniendo en cuenta que muchas de las especies exóticas invasoras se diseminan por medio del tránsito naviero entre los diferentes puertos, y que su dispersión en el ambiente costero se produce en muchos casos a través de formas planctónicas (como larvas o esporas) que pueden ser trasladadas por las corrientes marinas grandes distancias desde su punto de origen. Estas medidas incluyen, por un lado, el establecimiento de normas de control y gestión del agua de lastre de los buques, existiendo como antecedente en nuestro país la Ordenanza N° 7/98 “Prevención de la contaminación con organismos acuáticos en el lastre de los buques destinados a puertos argentinos de la Cuenca del Plata” elaborado por la Prefectura Naval Argentina. Como medidas fundamentales para controlar esta problemática se debería exigir el control del agua y del sedimento de lastre y el rebalasteo en alta mar, por un lado, y el control, mantenimiento y limpieza de los cascos de los buques que ingresan a puerto, por otro. Estas últimas medidas en particular,

podrían ser adoptadas fácilmente a escala local para reducir el riesgo de ingreso de nuevas especies exóticas en la bahía, y son particularmente aplicables teniendo en cuenta las dimensiones y el tipo de buques que operan actualmente en el puerto de San Julián.

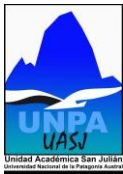
Teniendo en cuenta que la Bahía San Julián constituye un recurso natural de inestimable valor que ha sido declarado área protegida, y que se utiliza con fines recreativos, de pesca artesanal y de turismo, se recomienda la implementación de un plan de monitoreo que permita la vigilancia continua de los factores de impacto y los contaminantes que pueden afectar a la bahía y que son potencialmente nocivos para el ecosistema. A tal efecto, en el ANEXO II de este informe se encuentra el **Plan de monitoreo ambiental de la Bahía San Julián**, que se propone como una continuidad del presente proyecto con el objetivo de contar con información permanentemente actualizada de la calidad ambiental de la bahía, que sirva para la toma de medidas tendientes a la prevención, remediación, mitigación y manejo de los principales impactos de origen antrópico. Este plan consistirá en la medición sistemática y continua en el tiempo de diferentes variables que reflejen la calidad ambiental y el grado de impacto en la bahía. Para esto se seleccionaron diferentes sitios de acuerdo con criterios que tienen en cuenta el grado de vulnerabilidad, la exposición a fuentes de impacto antrópico, la importancia para la recreación, la importancia para la biodiversidad, la capacidad de manifestar cambios tempranos en las condiciones ambientales.

De la ejecución del Plan de monitoreo ambiental se espera:

- contar con una base de datos actualizada año a año que permita conocer la condición ambiental de la bahía y la evolución de los factores de impacto que la afectan;
- disponer de información que permita tomar decisiones con fundamentos científico- técnicos, para implementar acciones de remediación y/o mitigación de los impactos y para la gestión y manejo de las problemáticas ambientales de la bahía.

La información obtenida sería puesta a disposición de la comunidad general a través de una página web y serviría como insumo para los organismos gubernamentales de gestión y para la consulta por parte de otros usuarios, con fines educativos y científicos.

ANEXO I



Informe técnico
Unidad de Estudios Ambientales
Universidad Nacional de la Patagonia Austral – Unidad Académica San Julián
-2016-

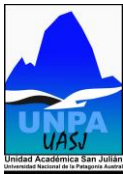
INFORME TÉCNICO

SELECCIÓN DE SITIO PARA LA LOCALIZACIÓN DEL RELLENO SANITARIO DE LA LOCALIDAD DE PUERTO SAN JULIÁN – PROVINCIA DE SANTA CRUZ.

Profesionales intervinientes: Natalie Collm ⁽¹⁾; Carla Moscardi ⁽²⁾; Blanca Pereyra Ginestar ⁽³⁾; Alicia Sar ⁽⁴⁾; Viviana Scavuzzo ⁽⁵⁾; Gustavo Senlle ⁽⁶⁾.

⁽¹⁾ Licenciada en Ciencias Biológicas; ⁽²⁾ Ing. Recursos Naturales y Medio Ambiente; ⁽³⁾ Doc. en Ciencias Geológicas; ⁽⁴⁾ Lic. en Ciencias Biológicas; ⁽⁵⁾ Lic. en Ciencias Geológicas; ⁽⁶⁾ Ing. Civil

Puerto San Julián, Julio de 2016.



Informe técnico
Unidad de Estudios Ambientales
Universidad Nacional de la Patagonia Austral – Unidad Académica San Julián
-2016-

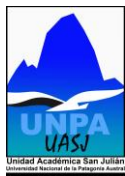
RESUMEN

El siguiente trabajo consistió en ponderar las características de los predios disponibles en el ejido municipal de la ciudad de Puerto San Julián, para emplazar las futuras instalaciones del relleno sanitario. Para ello se trabajó mediante la técnica de evaluación de las distintas aptitudes de los sitios, ponderándolas con relación a los parámetros que caracterizan un sitio ideal.

La metodología de análisis utilizada está basada en una combinación de métodos de la EPA. La preselección se realizó sobre 4 sitios sobre los cuales se desarrolló un proceso de evaluación que se detalla en el presente informe.

Los sitios ``A`` y ``D`` pertenecen al municipio, mientras que los sitios ``B`` y ``C`` pertenecen a Estancia Coronel y Consejo Agrario Provincial respectivamente.

Del análisis surge que los sitios ``A`` y ``D`` son los más aptos para la ubicación del relleno sanitario.



INTRODUCCIÓN

El municipio de Puerto San Julián está abocado a dar respuesta a uno de los aspectos ambientales de mayor incidencia en la ciudad: el tratamiento y disposición final de los residuos sólidos urbanos.

Se ha planteado como necesidad la elaboración de un Plan de gestión integral de los residuos sólidos urbanos (GIRSU) sustentado en tres principios ambientalmente adecuado, técnicamente posible y socialmente justo.

Esta gestión supone la necesidad de contar con la infraestructura para el tratamiento y disposición final de tal manera que garantice una gestión ambientalmente adecuada de los mismos. Un punto crítico del plan implica la definición del lugar de emplazamiento del relleno sanitario.

Es en este marco, que el gobierno municipal solicita a la Unidad de Estudios Ambientales de la Unidad Académica San Julián - UNPA, llevar adelante la evaluación de los sitios disponibles, con el objeto de determinar cuál de ellos sería el más apto para la radicación de las obras de infraestructura necesarias para lograr una correcta gestión de los residuos sólidos urbanos.

El municipio solicita la evaluación de 4 sitios destinados a la ubicación del relleno sanitario, dos de los cuales pertenecen al ejido urbano municipal, otro al Consejo Agrario Provincial y el cuarto a un privado. En la figura 1 puede observarse la ubicación de los mismos sobre una imagen satelital.

Para la determinación de la aptitud de los sitios propuestos se utilizó una metodología basada en la matriz de ponderación de los factores ambientales presentes en cada sitio. A cada factor le corresponde una escala según su importancia relativa y luego se compara entre sitios. El puntaje obtenido para cada factor indica la aptitud del predio desde ese factor en particular y permite orientar en la detección de aspectos ambientales particulares a ser tenidos en cuenta en el diseño del proyecto para el sitio evaluado. La sumatoria de los valores asignados a cada factor le otorga un puntaje indicativo de la aptitud general del predio.



Figura 1. Ubicación general de los 4 sitios en la zona de influencia de la localidad de Puerto San Julián.



DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA

Factores de la matriz de ponderación:

Los factores a tener en cuenta para la evaluación de los sitios propuestos son: vida útil, accesibilidad, distancia de transporte, energía eléctrica, agua potable, distancia a aeródromo, distancia al borde urbano, distancia a cursos de agua permanente, permeabilidad del sustrato, profundidad del nivel freático, geomorfología, pendiente, suelo y estabilidad, suelo para cobertura, riesgo sísmico, compatibilidad con el uso del suelo, condiciones climatológicas (considerando la dirección del viento predominante) y uso potencial del área.

A cada uno de estos factores se les asigna una puntuación en una escala que varía entre un valor mínimo de 0 puntos y un valor máximo de entre 10 a 30, según la importancia relativa de cada uno. Para la elaboración de la matriz comparativa se utilizaron las recomendaciones emanadas de la *Environmental Protection Agency* (EPA- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica) que guardan las máximas exigencias ambientales para la evaluación de sitios para la disposición final de residuos.

A continuación se detallan cada uno de los factores que se tendrán en cuenta en esta evaluación, su descripción y los valores que se toman para la ponderación:

1.- Vida útil

En este caso se evalúa la superficie disponible del predio. Se considera la vida útil del predio para ser utilizado como relleno sanitario de acuerdo a la generación de residuos estimada para la zona de influencia. Este factor puede alcanzar un puntaje máximo de 20 puntos correspondiente a una vida útil de 20 años o más. Predios con una vida útil menor a 5 años son considerados no aptos y se les asigna el puntaje mínimo (0 puntos). La siguiente tabla se muestra la escala de valores para este factor:

VIDA ÚTIL	PUNTAJE
> 20 años	20
15 años	15
10 años	10
9 años	8
8 años	6
7 años	4
6 años	2
< 5 años	0

2.- Accesibilidad

Este factor evalúa la accesibilidad de los equipos de transporte de residuos al predio destinado al relleno sanitario. El estado de los caminos de acceso, teniendo en cuenta que el acceso debe ser



garantizado todos los días del año. De esta manera corresponde un alto porcentaje a los caminos óptimos de transitar, mientras que los caminos de difícil acceso les corresponde una baja puntuación.

ACCESIBILIDAD	PUNTAJE
Ruta pasa por predio o camino asfaltado en buen estado todo el año	10
Asfaltado con pocos baches	5
Asfaltado con baches o ripio consolidado	4
Consolidado en estado aceptable	3
No consolidado o consolidado en mal estado	2
Camino inaccesible parte del año (+ de dos días al año)	0

3.- Distancia

Se tomaron en cuenta la distancia desde la actual Planta de Tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos (PTRSU) a los sitios propuestos. De esta manera corresponde un alto puntaje a las distancias más cortas.

DISTANCIA	PUNTAJE
0 a 2,5 km	10
2,5 a 5 km	5
5 a 10 km	0

4.- Energía Eléctrica

En este factor se evalúa la factibilidad de provisión de energía eléctrica al predio medida en función de la distancia del predio a la línea más cercana de media a baja tensión. En la tabla se presentan los puntajes asignados para esta categoría.

ENERGÍA ELÉCTRICA	PUNTAJE
En predio	10
A 1km	5
Necesidad de generador propio > 2 Km	0

5.- Agua potable

Se evalúa la factibilidad de provisión de agua potable medida en función de la distancia desde el predio a la red de agua potable. En caso que la red de agua se encuentre a más de 250 metros de distancia y teniendo en cuenta que pueden requerirse otras obras para la obtención de este recurso el puntaje es cero. En la tabla se presentan los puntajes asignados.

AGUA POTABLE	PUNTAJE
La red pasa por el predio o hay perforación	10
La red pasa a 250 m	5
La red pasa a más de 500 m	0

6.- Distancia a aeródromo

En este factor se evalúa el riesgo de accidentes para aeronaves ocasionado por la presencia habitual de aves en los sitios de disposición final, así como la presencia de residuos transportados por el viento. En este caso, distingue si estamos en presencia de un aeropuerto que opere con aviones propulsados por turbinas o si se trata de un aeródromo donde solo operan aviones a hélice. Se considera que la localización de un relleno sanitario a más de 3000 metros de un aeropuerto que opere aviones a turbina no constituye riesgo significativo de accidente. En caso de aviones que operan aviones a hélice únicamente esta distancia se reduce a 1500 metros. En la tabla a continuación se presentan los puntajes asignados a esta categoría.

DISTANCIA AERÓDROMO	PUNTAJE
>3000 m jet o > 1500 m hélice	10
a 2250 m jet o a 1000 m hélice	5
> 150 m jet o > 100 m hélice	1

7.- Distancia al borde urbano

La operación de relleno sanitario requiere que exista una zona de amortiguamiento entre zonas residenciales y el relleno para atenuar los impactos a la población vecina. Se considera que las zonas residenciales deben guardar una distancia de al menos 500 metros. Los puntajes asignados se presentan en la Tabla a continuación.

DISTANCIA AL BORDE URBANO	PUNTAJE	Aptitud
> 2 km	30	óptimo
1500 m	20	bueno
1000 -500	15	aceptable
< 500 m	0	inaceptable

8.- Distancia a cursos de agua permanentes

Este factor se utiliza para caracterizar el riesgo de contaminación de cursos de agua superficiales por la actividad del relleno sanitario. Para este análisis se tuvo en cuenta tanto la distancia al mar como la distancia a redes de escurrimiento semipermanentes, como cañadones. En la tabla a continuación se presentan los puntajes asociados a esta categoría.



DISTANCIA A CURSOS DE AGUA PERMANENTE	PUNTAJE
> 2 km	30
2000-500m	20
500-200	10
100-200	10
<100m	0

9.- Permeabilidad del sustrato

La permeabilidad del sustrato medida a partir del coeficiente de permeabilidad K, es una medida de cuánto tiempo tardan los líquidos en atravesar una distancia dada del sustrato sobre el que asienta el relleno sanitario. En este caso, se considera el valor de K, expresado en metros por día (m/día). La permeabilidad del sustrato es uno de los indicadores de riesgo de contaminación del agua subterránea, ya que sustratos más permeables, como la arena o grava, implican un mayor riesgo de contaminación que sustratos menos permeables, como la arcilla. A continuación se presentan los puntajes asociados a distintos rangos de permeabilidad de los sustratos sobre los que se asientan los rellenos sanitarios.

PERMEABILIDAD DEL SUSTRATO	PUNTAJE	Aptitud
$<10^{-4}$ m/día	20	optimo
10^{-4} - 10^{-2} m/día	15	bueno
10^{-2} - 10^{-1} m/día	10	aceptable
10^{-1} -10 m/día	5	c/reservas
<1 m/día	0	inaceptable

10.- Profundidad del nivel freático

La profundidad de las aguas subterráneas, junto con el coeficiente de permeabilidad antes descrito, son los indicadores que se utilizan para evaluar el riesgo de contaminación. La tabla a continuación presenta los puntajes asociados a esta categoría.

PROFUNDIDAD DEL NIVEL FREATICO	PUNTAJE
>25m	20
17m	15
12m	10
5 a 12m	5
<5	0

11.- Geomorfología

En esta categoría se evalúa la aptitud de la geomorfología del terreno para la radicación de un relleno sanitario. Terrenos ubicados en zonas de relieve complejo dificultan la operación de un relleno sanitario. Asimismo, terrenos ubicados en valles fluviales o aluvionales presentan riesgo de

inundación que deben ser tenidos en cuenta. A continuación se presentan los puntajes asignados a esta categoría.

GEOMORFOLOGIA	PUNTAJE
Planicie deposicional	10
Loma	5
Valle fluvial o aluvional, zona de deslaves, topografía muy irregular, quebrada etc	0

12.- Pendiente

La pendiente del terreno es un indicador del riesgo de erosión en el relleno sanitario que puede dificultar las tareas operativas. En la tabla a continuación se presenta el puntaje asignado a esta categoría según la pendiente del terreno natural.

PENDIENTE	PUNTAJE	Aptitud
<2,5%	20	optimo
5-2,5%	15	bueno
10-5%	10	aceptable
20-10%	5	c/reservas
>20%	0	inaceptable

13.- Suelo: características geotécnicas

La capacidad portante del suelo sobre el que se asentara el relleno sanitario, en kg/cm², es un indicador de la capacidad del suelo para soportar el peso de los residuos que serán depositados en el relleno sanitario. Un suelo colapsible provee una baja estabilidad para soporte por lo que ese le asigna un bajo puntaje. La colapsibilidad del suelo dependerá además de la carga de residuos de cada relleno sanitario en particular.

SUELO Y ESTABILIDAD	PUNTAJE
Suelo no colapsible	10
suelo poco colapsible	5
suelo colapsible	0

14.- Suelo para cobertura

Para la operación adecuada del relleno sanitario es necesario contar con suelo para la cobertura diaria de los residuos.

SUELO PARA COBERTURA	PUNTAJE
Suelo limoso o arcilloso disponible	10
Suelo arenoso disponible o limosos poco disponible	5
Suelo no disponible	0



15.- Riesgo sísmico

Para determinar el riesgo de colapso de un relleno sanitario por movimientos sísmicos se utilizó como indicador el riesgo sísmico de acuerdo a la máxima intensidad registrada en los últimos cien años según la escala Mercalli modificada.

La escala Mercalli modificada es de 1 a 12. Un sismo que corresponde a una valuación de 8 según esta escala se caracteriza por una situación en la que las estructuras bien construidas quedan ligeramente dañadas y el resto seriamente afectadas. A continuación se presenta el puntaje para cada categoría.

RIESGO SISMICO	PUNTAJE	Aptitud
<4	10	optimo
Entre 4 y 5	9	muy bajo
Entre 5 y 6	7	bajo
Entre 6 y 7	5	medio
Entre 7 y 8	3	medio alto
>8	0	alto

16.- Compatibilidad con el uso de suelo

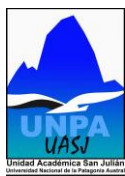
En esta categoría se evalúa la compatibilidad de la operación de un relleno sanitario según los usos del suelo del entorno. En principio la operación de un relleno sanitario es incompatible en zonas residenciales, turísticas, cerca de industrias alimenticias o contiguas a zonas de crianza de ganado. A continuación se presentan los puntajes para esta categoría.

COMPATIBILIDAD CON EL USO DEL SUELO	PUNTAJE
Totalmente compatible	30
Medianamente compatible	20
Compatible con restricciones	10
Poco compatible	5
Incompatible	0

17.- Condiciones climáticas: Influencia del viento

En esta categoría se dio prioridad a la dirección del viento y como es su incidencia sobre la ciudad y sobre la bahía de San Julián. Temperatura y clima no fueron considerados ya que no existen diferencias significativas entre los diferentes sitios.

INFLUENCIA DEL VIENTO	PUNTAJE
Vientos predominantes no afectan ni ciudad ni bahia	5
Vientos predominantes dirección ciudad y bahia	0



MATRIZ DE PONDERACIÓN

A continuación se presenta la matriz de ponderación con el total de los factores tenidos en cuenta y sus rangos numéricos.

	FACTORES	PUNTAJE
1	VIDA ÚTIL	0 a 20
2	ACCESIBILIDAD	0 a 10
3	DISTANCIA	0 a 10
4	ENERGÍA ELÉCTRICA	0 a 10
5	AGUA POTABLE	0 a 10
6	DISTANCIA AERÓDROMO	0 a 10
7	DISTANCIA AL BORDE URBANO	0 a 30
8	DISTANCIA A CURSOS DE AGUA PERMANENTE	0 a 30
9	PERMEABILIDAD DEL SUSTRATO	0 a 20
10	PROFUNDIDAD DEL NIVEL FREÁTICO	0 a 20
11	GEOMORFOLOGÍA	0 a 10
12	PENDIENTE	0 a 20
13	SUELO Y ESTABILIDAD	0 a 10
14	SUELO PARA COBERTURA	0 a 10
15	RIESGO SISMICO	0 a 10
16	COMPATIBILIDAD CON EL USO DEL SUELO	0 a 30
17	INFLUENCIA DEL VIENTO	0 a 5
	Total	265 puntos

En general, los rangos con mayor valor de ponderación (20 a 30 puntos) corresponden a características que representan riesgo de impacto ambiental a la población vecina o a componentes críticos del medio ambiente, o que pueden imposibilitar la operación del vertedero. Los factores que presentan un rango de menor ponderación están asociados sólo a dificultades en la operación del vertedero que podrán ser compensadas o mitigadas en el diseño del vertedero.

En la siguiente tabla se expresa el porcentaje (%) y rangos de aceptabilidad de acuerdo al supuesto sitio ideal el cual sumaría 265 puntos, calculados a partir de la matriz de ponderación.

Rango de aceptabilidad	Valoración
menos de 153,6 (60%)	inaceptable
153,6 a 185,5 (70%)	aceptable con reservas
185,5 a 212 (80%)	buena
mas de 212	muy buena



DESARROLLO

Cálculo y comparación entre sitios:

En este punto se detallan los criterios asumidos al momento de valorar los factores de cada uno de los sitios. Los criterios fueron el resultado de un trabajo integral e interdisciplinario. Se utilizó información de referencia y antecedentes bibliográficos, además se visitaron los 4 sitios relevando datos a campo y corroborando la información antecedente.

Antes de interpretar los resultados es de suma importancia tener en cuenta alguna de los criterios tenidos en cuenta:

VIDA UTIL

Aunque no se cuenta con la superficie total del área, sino con las coordenadas de un solo punto en el terreno para cada sitio, se estima que las áreas en los cuatro sitios son suficientes para más de 20 años de utilización como relleno sanitario. Se tienen en cuenta las dimensiones del basural actual y se considera que al futuro relleno se destinarían solo los residuos descartados, luego de que los materiales reciclables y orgánicos sean tratados en la Planta de Tratamiento en el marco de la puesta en marcha del plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. El sitio B y C estarían condicionados por la gestión de la propiedad del lugar ya que no pertenecen a municipio.

ACCESIBILIDAD

En este caso el predio `D` es el único con el mayor puntaje ya que se encuentra sobre la ruta Nacional N°3, que brinda la seguridad de poder ser transitado todos los días del año. En los sitios A y B el acceso es por la ruta provincial 25, que actualmente es un camino de ripio consolidado en estado aceptable. Sin embargo, en invierno este acceso puede restringirse debido a la nieve o lluvias, por lo que habría que considerar el mantenimiento del camino o asfaltarlo para asegurar la transitabilidad.

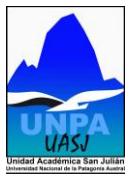
Al sitio ``C`` se llega por un acceso de ripio en mal estado de conservación, y con restricciones para su acceso en periodo invernal por nieve o lluvias.

DISTANCIA DE TRANSPORTE

La distancia de transporte se considera desde la Planta de Tratamiento de RSU a cada uno de los sitios. Todas estas distancias superan los 2,5 km, siendo en orden descendiente de distancias el sitio A, B, D y C, desde 9,2km a 2,8km respectivamente.

ENERGIA ELECTRICA

En los sitios C y D existe un tendido eléctrico cercano al predio, en el resto de los sitios es necesario infraestructura para su extensión.



AGUA POTABLE

En los 4 sitios es necesaria la extensión de las redes existentes., En el caso de los sitios A, B y D, la distancia es menor. El consumo de agua potable en un relleno sanitario no es significativo, se necesita agua para consumo del personal que trabaje en el sector, esto se puede resolver con carga de agua transportado desde la localidad.

DISTANCIA AL AERÓDROMO

Los 4 sitios se encuentran a más de 1000m de la ubicación del aeródromo local. Solo el sitio C supera los 3000 m. Estos parámetros se tomaron de *Criteria for Solid Waste Disposal Facilities* de la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (US-EPA).

DISTANCIA BORDE URBANO

Considerando el borde urbano como el límite de mayor asentamiento poblacional, incluyendo en este caso la zona de chacras que llegan hasta la Ruta Nacional N°3, los sitios más alejados y por lo tanto más favorables son A, B y D.

Según el Programa de Ordenamiento Poblacional del Plan Estratégico “San Julián piensa San Julián 2020”, el desarrollo urbano está orientado hacia el sitio C, por lo que este sitio entraría en conflicto.

DISTANCIA CURSOS DE AGUA PERMANENTE

Se considera la distancia al mar, en este caso a la Bahía de San Julián, y también a las líneas de drenaje naturales, como cañadones, aunque no sean permanentes cursos de agua.

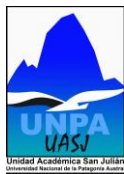
Hay registros históricos de inundaciones y desbordes en línea de drenaje situado a 250 metros al Norte del sitio D, en este caso sería necesario evaluar ese fenómeno histórico y tenerlo en cuenta para la obra y diseño del relleno.

PERMEABILIDAD DEL SUSTRATO

Debido a la falta de ensayo en los lugares este parámetro se determinó en base a la observación de la estratigrafía expuesta. El sitio D presenta características más favorables con la presencia areniscas finas y limo arcillosas de la formación Monte León. En los otros sitios aparentemente el dominio es de gravas y areniscas más gruesas. Esto puede observarse en la Foto 1.

PROFUNDIDAD DEL NIVEL FREÁTICO

Se asume un valor general de 5 para los 4 sitios porque el nivel medio que se conoce en la región es de 10m. Del sitio D si bien no se tienen datos cercanos, el estado de profundidad de la cantera no muestra surgentes de agua subterránea.



GEOMORFOLOGÍA

La geomorfología de los sitios A, C y D presenta características similares: extensas planicies horizontales o con pendiente suave, observable en las Fotos 2,3 y 4. En el caso del sitio D, esta planicie está impactada por la explotación de los áridos, constituyendo un área con varias canteras conectadas.

PENDIENTE

La pendiente óptima se presenta en los sitios A y C, mientras que en los otros dos es aceptable de acuerdo a la valoración de los factores. Es importante recordar que la diferencia de pendiente en el sitio D está dada por presencia de las canteras, que en este caso podría ser favorable para la puesta en marcha del relleno sanitario.

SUELO Y ESTABILIDAD

Las condiciones de estabilidad del suelo son similares para todos los sitios y se considera óptima.

SUELO PARA COBERTURA

Se considera que existe suelo disponible en los 4 sitios para las tareas de cobertura del relleno sanitario. En el caso del sitio D, al haber sido extraído el material previamente, habría que modificar áreas aledañas para captar el material de cobertura.

RIESGO SISMICO

Debido a las condiciones sísmicas regionales, todos los sitios presentan las mismas condiciones.

COMPATIBILIDAD DEL USO DEL SUELO

El sitio D es el que presenta mayor compatibilidad con el asentamiento de un relleno sanitario, por ser un suelo impactado previamente. Si bien tiene la restricción que las canteras no están agotadas totalmente, estos áridos podrían explotarse en otros lugares. Consideramos que esta área no puede ser recuperada.

El resto de los sitios son áreas no impactadas que en la actualidad no presentan actividad productiva. Sin embargo, todas ellas presentan un proyecto asociado, en el caso del sitio A fue elegido como sitio de interés para el desarrollo de un parque eólico. En el caso del sitio B está en camino hacia el yacimiento arqueológico de las ruinas del Fuerte Florida Blanca,, y en el caso del sitio C está en el camino del parque temático Via Lucis.

CONDICIONES CLIMÁTICAS: INFLUENCIA DEL VIENTO

En los 4 sitios los vientos predominantes son desfavorables en relación a la dirección y distancia a la localidad y a la bahía de San Julián.

De acuerdo a este parámetro, los sitios A y B presentan una distancia que los separa 4km aproximadamente, lo que amortiguaría el efecto.
Los sitios C y D impactarían de manera directa sobre la zona de la Bahía aunque no en la ciudad.

RESULTADOS DE LA EVALUACION

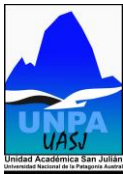
En la siguiente tabla se presenta el resultado cuantitativo de los valores relativos de cada factor, obtenidos teniendo en cuenta los criterios anteriores:

	SITIO A	SITIO B	SITIO C	SITIO D
VIDA UTIL	20	15	15	20
ACCESIBILIDAD	3	3	2	10
DISTANCIA DE TRANSPORTE	0	0	5	0
ENERGÍA ELECTRICA	5	5	10	10
AGUA POTABLE	5	5	0	5
DISTANCIA AERÓDROMO	5	5	10	5
DISTANCIA BORDE URBANO	30	30	20	30
DISTANCIA A CURSOS DE AGUA PERMANENTES	20	0	15	10
PERMEABILIDAD DEL SUSTRATO	15	15	15	20
PROFUNDIDAD DEL NIVEL FREÁTICO	5	5	5	5
GEOMORFOLOGIA	10	5	10	10
PENDIENTE	15	5	15	15
SUELO Y ESTABILIDAD	10	10	10	10
SUELO PARA COBERTURA	10	10	10	5
RIESGO SISMICO	10	10	10	10
COMPATIBILIDAD CON EL USO DEL SUELO	5	5	5	10
INFLUENCIA DEL VIENTO	5	5	0	0
Puntaje total	173	133	157	175
Ponderacion respecto al mejor sitio posible	65,28%	50,19%	59,25%	66,04%

En color verde se destacan los factores con mayor ventaja.

Del análisis de los porcentajes de ponderación final, se observa que los sitios B y C están en la categoría de inaceptables. Mientras que los sitios A y D entran en la categoría de aceptables con reservas por presentar porcentajes no muy altos y similares.

Estos resultados reflejan la situación de que no se buscó un sitio aleatorio e ideal en la zona, sino que se comparó entre cuatro sitios preseleccionados y con factibilidad de ser utilizados con este fin.



También los datos, según la metodología aplicada, reflejan que entre estos 4 sitios no hay diferencias significativas, situación esperable por las características homogéneas del ambiente en la región en la cual se encuentran.

Las ventajas del sitio D sobre el A consisten en el acceso sobre la ruta asfaltada y las buenas condiciones de transitabilidad todo el año, la disponibilidad de energía eléctrica en el sitio y las características del sustrato rocoso impermeable. Dado que es un área ya impactada y de casi nula posibilidad de recuperación, el uso potencial es mínimo y el aprovechamiento de las cavas para la obra de diseño del relleno sanitario, es sin duda un componente favorable por sobre el sitio A.

Las ventajas del sitio A respecto del D son la mayor distancia a cursos de agua permanente (Bahía de San Julián), la posibilidad de contar con suelo para cobertura y que dista lo suficientemente de la localidad y de la bahía como para amortiguar el impacto de los vientos predominantes.

En ambos sitios, el paisaje se vería alterado por la presencia del relleno sanitario, por lo que garantizar el adecuado funcionamiento y control en el manejo del mismo son fundamentales para disminuir este impacto.

CONCLUSIONES

De acuerdo al análisis realizado, los sitios A y D son aptos y aceptables para la instalación del relleno sanitario. La elección definitiva del sitio dependerá del diseño y de la ingeniería del relleno sanitario a construir, del plan de gestión de residuos a implementar en la localidad y de los tomadores de decisiones del municipio local.

Se recomienda la realización de una evaluación de impacto ambiental previo a la instalación del relleno sanitario en la cual se profundice en los factores tenidos en cuenta en este estudio y se disponga de las acciones a realizar en la obra. Esta evaluación brindará las herramientas para prevenir los impactos ambientales negativos y potenciar los impactos positivos. Además reforzará la selección definitiva del sitio.

Teniendo en cuenta todas las medidas sugeridas y los resultados de este informe, si la gestión de los residuos no es la adecuada, se corre el riesgo de que el relleno sanitario proyectado se convierta en un nuevo basural. Por ello es importante priorizar la gestión integral de los residuos sólidos urbanos, la educación ambiental y considerar los avances tecnológicos en esta temática.

UEA UNPA UASJ

Julio 2016

ANEXO FOTOS



Foto 1. Sitio D: frente de cantera en el que se observan intercalación de bancos arcillosos.



Foto 2. Vista panorámica sitio A: Extensa planicie con suave pendiente.



Foto 3. Vista panorámica sitio B: extensa planicie con cambio abrupto de pendiente. Al pie de la zona más elevada corre una red de drenaje natural.



Foto 4. Vista panorámica del sitio C: Extensa planicie con pendiente suave.

ANEXO II

PLAN DE MONITOREO AMBIENTAL DE LA BAHÍA SAN JULIÁN

Resumen

La bahía San Julián constituye un recurso natural de inestimable valor que se utiliza con fines recreativos, de pesca artesanal y de turismo, y a la vez representa un ambiente de gran importancia ecológica por la biodiversidad que alberga. Pese a ello, la bahía se ha convertido en el receptor de gran parte de los residuos urbanos generados por la localidad de Puerto San Julián, entre los que se destacan la descarga de efluentes cloacales con un tratamiento deficiente o nulo, un sistema de red cloacal y pluvial que no alcanza a cubrir las necesidades de la localidad, la cercanía del sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos aledaño a la costa, numerosos desagües y basurales clandestinos, que requieren de una atención inmediata y de un manejo a mediano y largo plazo. Por esta razón, se hace imprescindible contar con un plan de monitoreo para la vigilancia continua de los factores que pueden afectar a la bahía y que son potencialmente nocivos para el ecosistema. El objetivo de este plan de monitoreo es contar información actualizada de la calidad ambiental de la Bahía San Julián, para la toma de medidas tendientes a la remediación, mitigación y manejo de los principales impactos de origen antrópico. Este plan consiste en la medición sistemática y continua en el tiempo de diferentes variables que reflejan la calidad ambiental y el grado de impacto en la bahía. Para esto se seleccionaron diferentes sitios de acuerdo con criterios que tienen en cuenta el grado de vulnerabilidad, la exposición a fuentes de impacto antrópico, la importancia para la recreación, la importancia para la biodiversidad, la capacidad de manifestar cambios tempranos en las condiciones ambientales. De la ejecución de este proyecto se espera: - contar con una base de datos actualizada año a año que permita conocer la condición ambiental de la bahía y la evolución de los factores de impacto que la afectan; - disponer de información que permita tomar decisiones con fundamentos científico- técnicos, para implementar acciones de remediación y/o mitigación de los impactos y para la gestión y manejo de las problemáticas ambientales de la bahía. La información obtenida será volcada en un sistema de información geográfico (SIG) y se encontrará disponible para la comunidad general a través de una página web generada para tal fin. Se confeccionará anualmente un informe que servirá como insumo para los organismos gubernamentales de gestión y para la consulta por parte de otros usuarios, con fines educativos, científicos, gubernamentales.

Antecedentes y Justificación

La bahía de San Julián prácticamente rodea a la ciudad de Puerto San Julián por el norte, por el este y por el sur. La escorrentía natural del terreno, con pendiente hacia la costa del mar, y la predominancia de los vientos provenientes de los sectores oeste y sudoeste, convierten a la bahía en el receptor de gran parte de los residuos generados por la localidad. La bahía constituye así el blanco principal de diferentes impactos urbanos, entre los que se destacan la descarga de efluentes cloacales con un tratamiento deficiente o nulo, un sistema de red cloacal y pluvial que no alcanza a cubrir las necesidades de la localidad, la cercanía del sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos aledaño a la costa y numerosos desagües y basurales clandestinos que requieren de una atención inmediata y de un manejo a mediano y largo plazo.

Es importante remarcar que la bahía constituye un recurso natural de inestimable valor, que se utiliza con fines recreativos, de pesca artesanal y de turismo entre los usos más destacados. Constituye también un ambiente de gran importancia ecológica por la biodiversidad que alberga, haciéndose imprescindible contar con un plan de monitoreo que permita la vigilancia continua de los impactos ambientales que la afectan y de aquellos factores potencialmente nocivos para el ecosistema. Contar con un plan de monitoreo continuo también permitirá evaluar en el tiempo los resultados de las medidas de mitigación y/o remediación y manejo que se puedan tomar a futuro para solucionar las problemáticas que afectan a la bahía.

El plan de monitoreo surge como una continuidad del proyecto de Extensión “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural”, que permitió establecer una línea de base ambiental, y consistirá en la medición sistemática y continua en el tiempo de diferentes variables que reflejan la calidad ambiental y el grado de impacto antrópico en la bahía.

Objetivo general:

Implementar un plan de monitoreo continuo que brinde información de la calidad ambiental en la Bahía San Julián, para la toma de medidas tendientes a la remediación, mitigación y manejo de los principales impactos de origen antrópico.

Objetivos específicos:

- Obtener información ambiental actualizada de la Bahía San Julián, con énfasis en la calidad del agua y de los sedimentos costeros.
- Realizar un seguimiento en el tiempo del nivel de contaminantes en sedimentos, en agua y en organismos, que permita detectar un deterioro en la calidad ambiental de la bahía.
- Sostener un monitoreo de comunidades biológicas bioindicadoras para detectar cambios que pudieran surgir como consecuencia de una alteración en la calidad ambiental de la bahía.
- Mantener una base de datos ambientales actualizada que sirva como insumo para implementar medidas de remediación y/o mitigación, manejo y gestión de las problemáticas detectadas como prioritarias.

Tomando en cuenta los resultados del proyecto “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural” se seleccionaron diferentes sitios de la bahía de acuerdo con criterios que tienen en cuenta: el grado de vulnerabilidad, la exposición a fuentes de impacto antrópico, la importancia para la recreación, la importancia para la biodiversidad, la capacidad de manifestar cambios tempranos en las condiciones ambientales de la bahía. Se seleccionó también un sitio control que permitirá contrastar las observaciones en el interior de la bahía con las condiciones en mar abierto (Fig. 1).

Las variables a medir en cada sitio se pueden observar en la Tabla 1. Las mediciones se realizarán una vez al año, proyectándose continuar con el monitoreo de forma sistemática en los años subsiguientes. Esto permitirá seguir la evolución de la calidad ambiental de la bahía y detectar cualquier anomalía en los parámetros medidos.

La información obtenida será actualizada en el sistema de información geográfico (SIG) ya generado en el Proyecto “Diagnóstico ambiental de Puerto San Julián y su entorno natural” y se confeccionará anualmente un informe que servirá como insumo para los organismos gubernamentales de gestión y para la consulta por parte de otros usuarios, con fines educativos, científicos, gubernamentales. La información obtenida estará disponible para la comunidad general a través de una página web generada para tal fin.

Tabla 1. Variables a medir en agua, sedimento y biota de la bahía San Julián en cada sitio de monitoreo.

	Efluente Planta de tratamiento	Playa efluente	Paso de la Isla	Playa frente al hospital	Cascada	El Rincón	Playa La mina	Punta Caldera
Sitios (Proy. Diag. amb.)	20	4	3	12	25	21	1	6
Agua								
Parámetros físicoquímicos	X	X	X	X	X	X	X	
Sales y nutrientes	X	X	X	X	X	X	X	
Metales totales	X	X					X	
Hidrocarburos totales	X	X	X	X	X	X	X	
Materia orgánica	X	X	X	X	X	X	X	
Bacteriología	X	X	X	X	X	X	X	
Sedimentos								
Metales totales		X	X	X	X	X	X	
Metales biodisponibles		X	X	X	X	X	X	
Hidrocarburos totales		X	X	X	X	X	X	
Materia orgánica		X	X	X	X	X	X	
Biota								
Comunidad bentónica		X	X	X				
Metales pesados en mejillones							X	X
Bacteriología en mejillones							X	X
Monitoreo de especies exóticas invasoras		X	X	X	X	X	X	X

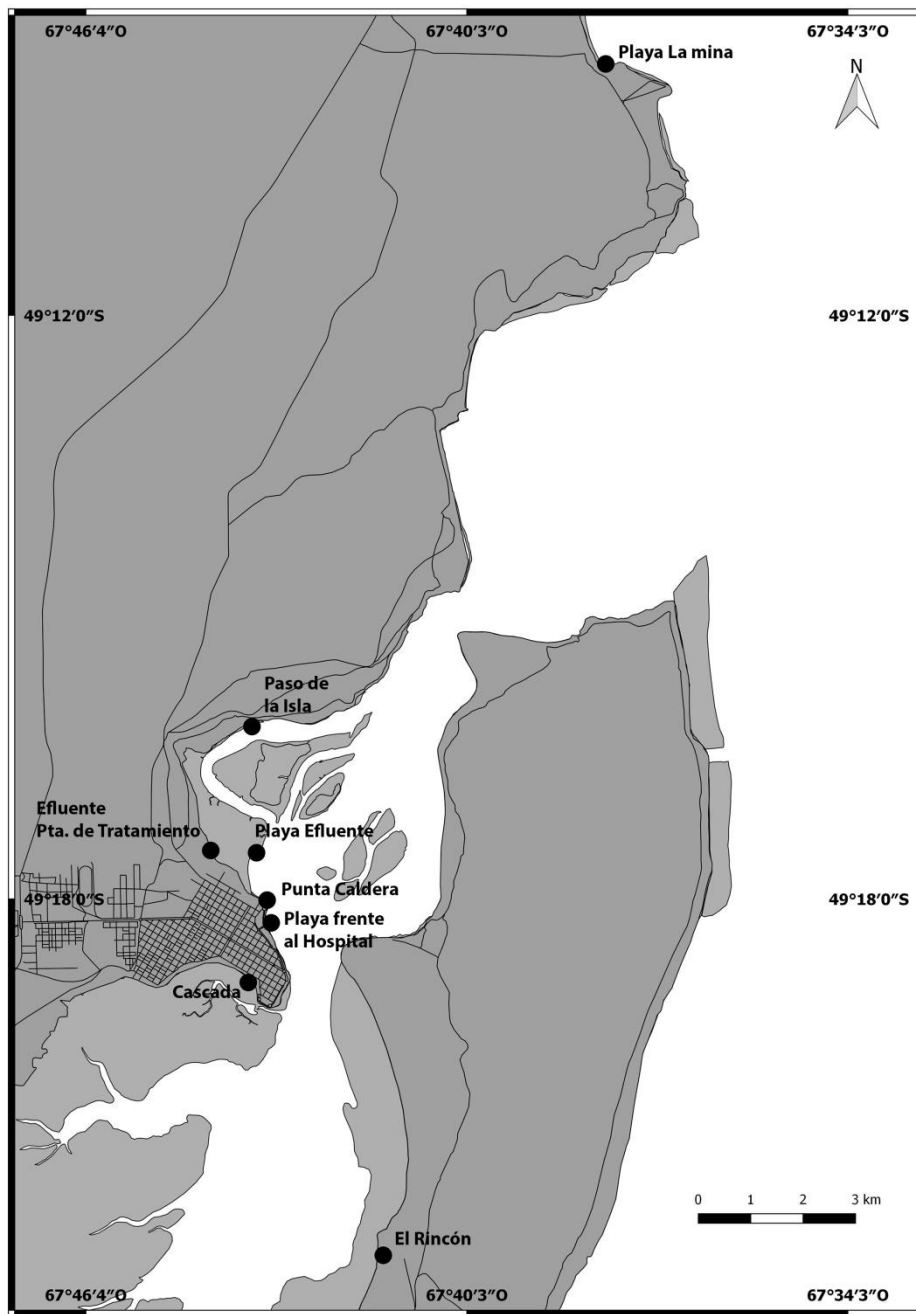


Fig. 1. Mapa de distribución de los sitios de monitoreo en la bahía San Julián.