UNIVERSIDAD DE VALPARAÍSO

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR Y DE RECURSOS NATURALES

ESCUELA DE BIOLOGÍA MARINA

Bentos intermareal de la desembocadura del rio Aconcagua Humedal Parque La Isla, Concón: caracterizacion en condición otono de 2018-2019

TESIS

M
C118b
2021

Guillermo Alejandro Caceres Medina

2021

Reg. 283502
M
C118b
2021

UNIVERSIDAD DE VALPARAÍSO

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR Y DE RECURSOS NATURALES

ESCUELA DE BIOLOGÍA MARINA

Bentos intermareal de la desembocadura del río Aconcagua, Humedal Parque La Isla, Concón: caracterización en condición otoño de 2018-2019



TESIS

Guillermo Alejandro Cáceres Medina

2021

COMISIÓN DE TESIS

Prof. Alfredo Pérez Vargas

Director

Universidad de Valparaíso

Prof. Marcelo Baeza Sequeira

Miembro de la Comisión

ENAP Refinerías Aconcagua

Prof. Ricardo Bravo Méndez

Miembro de la Comisión

Universidad de Valparaíso

TABLA DE CONTENIDOS

LISTA DE TABLAS 2

LISTA DE FIGURAS 3

AGRADECIMIENTOS 4

RESUMEN 5

INTRODUCCIÓN 6

HIPÓTESIS DE TRABAJO 10

OBJETIVO GENERAL 10

OBJETIVOS ESPECÍFICOS 11

MATERIALES Y MÉTODOS 11

RESULTADOS 14

DISCUSIÓN 27

Caracterización físico-química del borde intermareal del Humedal Parque La Isla 27

Composición taxonómica y abundancia del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla 31

Estructura comunitaria espacial del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla 32

Relación entre la estructura y composición del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla y las variables físico-químicas asociadas al sistema intermareal 33

CONCLUSIONES 39

COSTO Y FINANCIAMIENTO 53

ANEXO 1 54

ANEXO 2 55

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.
Granulometría y contenido de materia orgánica total en los sedimentos de las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2018). 15

Tabla 2.
Temperatura (°C) media, mínima y máxima registradas en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019). 15

Tabla 3.
pH medio, mínimo y máximo registrados en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019). 16

Tabla 4.
Conductividad ($\mu S\ cm^{-1}$) media, mínima y máxima registradas en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019). 16

Tabla 5.
Oxígeno disuelto (%) medio, mínimo y máximo registrados en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019). 17

Tabla 6.
Composición taxonómica y abundancia del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla (otoño 2019). 22

Tabla 7.
Índices comunitarios registrados en las planicies intermareales durante el otoño 2019. 25

Tabla 8.
Índices de similitud de Sorensen y de Bray-Curtis (en cursiva y subrayado) obtenidos entre las planicies intermareales durante el otoño 2019. 26

Tabla 9.
Resultados del análisis BEST sobre la matriz fija comunidad bentónica usando como matriz activa las variables ambientales registradas en las planicies intermareales durante la condición otoño. 27

Tabla 10.
Matriz de similitud activa. Variables físico-químicas y de granulometría y materia orgánica total. 55

Tabla 11.
Matriz de similitud fija. Número de individuos de los principales grupos taxonómicos en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla. 55

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.
Área de estudio en el humedal del Río Aconcagua y planicies intermareales (PS: Playa Sur; PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; TS: Totoral Sur). Gris denota las planicies intermareales que emergen en marea baja. Verde denota la vegetación emergente. (Tomado de Pérez-Vargas *et al.* 2016). 12

Figura 2.
Regresión lineal para la variable temperatura (C°) en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019). 18

Figura 3.
Regresión lineal para la variable pH en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019). 19

Figura 4.
Regresión lineal para la variable conductividad eléctrica (EC µS cm) en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019). 20

Figura 5.
Regresión lineal para la variable oxígeno disuelto (%) en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019). 21

Figura 6.
Regresión de la abundancia total de individuos (P=0,02) durante el otoño de 2019. 23

Figura 7.
Abundancia relativa porcentual registrada en cada planicie intermareal durante el otoño de 2019 (PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; PS: Playa Sur; TS: Totoral Sur). 23

Figura 8.
Abundancia del bentos en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019). 24

Figura 9.
Caudal medio río Aconcagua periodo abril-mayo 2018 (P<0,05). 53

Figura 10.
Caudal medio río Aconcagua periodo abril-mayo 2019 (P>0,05). 53

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al personal que trabaja en la administración del Humedal Parque La Isla por su entera disposición a facilitar el ingreso al recinto. También, a ENAP Refinería Aconcagua quien, mediante convenio con la universidad, "ENAP-UV", gestionado por don Marcelo Baeza Sequeira, perteneciente a la División de Comunidades de esa corporación, quien financió este proyecto y, proporcionó equipo de medición y apoyo logístico. Por último, al profesor guía Alfredo Pérez Vargas por su total disposición y entrega a la realización y revisión de esta investigación.

RESUMEN

La Convención sobre Humedales es un tratado intergubernamental aprobado el 2 de febrero de 1971 en Ramsar, Irán, al cual Chile se suscribió. La observancia de estos ecosistemas implica un acabado conocimiento empírico, por otra parte, los principales estudios se centran en la zona sur del país. El objetivo de este trabajo es caracterizar el bentos intermareal del Humedal Parque La Isla a través de la composición, abundancia e índices comunitarios para establecer patrones de distribución espacial de los taxa respecto al tamaño de las partículas, al contenido de materia orgánica total en los sedimentos y a las variables físico-químicas asociadas al ambiente. Así, en otoño de 2019, se recolectaron 60 unidades de muestreo en 5 planicies intermareales alrededor de la desembocadura del río Aconcagua, registrándose, además, variables físico-químicas de las vecindades del área de estudio. La composición taxonómica estuvo representada principalmente por moluscos cocliópidos, insectos quironómidos, crustáceos harpacticoides y ostrácodos, gusanos nemátodos y anélidos oligoquetos, éstos últimos fueron el grupo más abundante. Los índices comunitarios, en general, y la cantidad de materia orgánica total fueron similares entre todas las planicies intermareales a excepción de la planicie Totoral Sur (TS). El grano de sedimento estuvo representado por arena fina. El análisis integrado mostró que los patrones espaciales de distribución, abundancia y composición de la comunidad macrobentónica se relacionaron fundamentalmente a valores de materia orgánica total; complementándose con variables físico-químicas de la interfase agua-sedimento. Estos resultados muestran que las variables ambientales presentes en las planicies intermareales de este ecosistema, determinan la estructura, composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

INTRODUCCIÓN

La Convención de Ramsar sobre los Humedales es un Tratado intergubernamental que fue aprobado el 2 de febrero de 1971 en Ramsar, Irán. El nombre oficial del tratado es "Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas". Actualmente, el énfasis del Tratado es la conservación y el uso racional de los humedales en todos sus aspectos, reconociendo la importancia de estos ecosistemas en la conservación de la biodiversidad y el bienestar de las comunidades humanas (Secretaría de la Convención de Ramsar. 2006).

Según la Convención Ramsar (2006), los humedales son aquellas zonas en las que el agua es el principal factor controlador del medio y de la vida vegetal y animal. Las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua (naturales o artificiales, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas), incluidas las aguas marinas en la que su profundidad no sea superior a seis metros. Se reconocen cinco tipos principales de humedales: marinos, estuarinos, lacustres, ribereños y palustres. Si bien en la literatura es posible encontrar variaciones en la definición de humedal, Fariña y Camaño (2012) citan a la Academia Nacional de Ciencias de Estados Unidos, la que establece que los humedales son ecosistemas que dependen de la inundación o saturación de la superficie del substrato, sea esta constante o temporal, la cual determina las características físicas, químicas y biológicas del ecosistema.

De acuerdo con Millennium Ecosystem Assessment (2005), la importancia de los humedales incluye la provisión de hábitat y refugio para aves, peces y diversos invertebrados. Además, los humedales cumplen funciones que son relevantes para el ser humano, tales como la mejora de la calidad del agua, la mitigación de tormentas e inundaciones y la provisión de agua para consumo,

todos estos beneficios directos e indirectos para la población humana, son actualmente reconocidos como servicios ecosistémicos. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) define a los Servicios Ecosistémicos como la multitud de beneficios que la naturaleza aporta a la sociedad. Éstos hacen posible la vida humana al proporcionar alimento, agua limpia, apoyo en la polinización, entre otros. Los ecosistemas proporcionan cuatro tipos de servicios al mundo, estos son: Servicios de abastecimiento, Servicios de regulación, Servicios de soporte y Servicios culturales. Por otra parte, Mitsch & Gosselink (2015) indican que, a escala global, los humedales tienen influencia en la calidad del agua y del aire dentro de los ecosistemas y en los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno, azufre y carbono.

Si bien, no está claramente señalada la superficie de la Tierra cubierta por humedales, se estima que corresponde a unos 570 millones de hectáreas, lo que equivale al 6% de la superficie terrestre, según el Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación del PNUMA (Secretaría de la Convención de Ramsar 2006). Aunque según Millennium Ecosystem Assessment (2005), los humedales abarcan alrededor de 1.200 millones de hectáreas a nivel mundial.

Chile se suscribió a la "Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas" el 2 de febrero de 1971, y el 11 de noviembre de 1981 se promulga como Ley de La República a través del Decreto Supremo Nº 771 del Ministerio de Relaciones Exteriores. Actualmente, Chile cuenta con 14 sitios Ramsar, abarcando una extensión de 362.020 hectáreas (Ramsar List 2019); 9 de estos sitios están dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), y el resto cuenta con diversas figuras de protección y de administración (CONAF 2010).

Según Martínez & Cortez (2007), el humedal de la desembocadura del río Aconcagua corresponde a un sistema estuarino de cuña salina, producto de la morfología del estuario y

debido a las condiciones someras de la laguna estuarina que genera el estado hipersincrónico, y su proyección alcanza hasta 3 Km río arriba, con dos tipos de energía influyentes: las olas y el río.

Los sistemas estuarinos se caracterizan por presentar una variación en la salinidad producida por el flujo de agua dulce y la mezcla con el agua marina en proporciones cada vez mayores. Según Cameron & Pritchard (1963), un estuario es un cuerpo de agua costero, semicerrado, el cual posee una libre conexión con el mar y dentro del cual el agua es diluida por el efluente terrestre y existe un equilibrio dinámico que prevalece en el sistema. Desde un punto de vista biológico, estos sistemas son hábitat para una gran variedad de organismos, tales como especies planctónicas, invertebrados bentónicos, vertebrados acuáticos y terrestres, entre otros, vinculados todos éstos a través de conexiones alimentarias a distintos niveles tróficos (Mitsch & Gosselink 2015). Las especies bentónicas son aquellas que viven en estrecha relación con el fondo, ya sea fijado a él, excavándolo o para nadar en sus vecindades sin alejarse de él (Pérès 1966), y éstas se clasifican por tamaño en microbentos (5 µm - 50 µm), meiobentos (50 µm - 0,5 mm), macrobentos (>500 µm - <20 cm) y megabentos (>20 cm) (Meadows & Campbell 1993). Los hábitats de los ensambles bentónicos, sus estructuras, riqueza de especies y diversidad ecológica, están regulados por la interacción de los procesos físicos y ecológicos (Giere 2008). Debido a que las aguas pueden experimentar variaciones por efecto de los ríos, los que diluyen la sal, o por el estancamiento, lo cual puede aumentar las concentraciones de sal por la evaporación, Vegas (1971) sostiene que la salinidad es un factor ambiental de importancia para los organismos litorales, y por ende es un factor regulador de la estructura comunitaria puesto que puede determinar fuertemente la ocurrencia y composición de especies; existen organismos en todos los regímenes de salinidad, desde agua dulce a salobre, como también hay especies que pueden adaptarse a un amplio rango de salinidad (Rico-Gray & Palacios-Rios 1996). Por otro lado, tanto

el material orgánico generado por la producción primaria como el material detrítico son parte de los procesos de degradación que ocurren en la columna de agua y que en los fondos son incorporados a la trama trófica a través de la acción de los organismos bentónicos, constituyendo de esta manera parte importante en el flujo de materia y energía de los ecosistemas costeros (Valiela 2015). Los humedales costeros son fuente importante de productividad biológica y de poca degradación de materia orgánica en los suelos inundados (Kusler *et al.* 1994, Collins & Kuehl 2000). A pesar de esto, Bertrán *et al.* (2001) sostienen que los estudios de ambientes lacustres, ríos y estuarios se han centrado principalmente en las zonas centro-sur (Región del Biobío) y sur de Chile (Región de Los Lagos), dando cuenta de las características físico-químicas de las aguas y/o de la composición de la macroinfauna. Si bien, los estudios sobre invertebrados bentónicos de humedales costeros en la zona centro del país son escasos, los resultados de Pérez-Vargas *et al.* (2016) sostienen la relación alimentaria entre el bentos intermareal y las aves playeras residentes y migratorias que hacen uso del humedal de la desembocadura del río Aconcagua, destacando la alta abundancia registrada entre los taxa de invertebrados bentónicos identificados. Este estudio midió la composición y abundancia del meio y macrobentos, y los resultados obtenidos se relacionan estrechamente con el método de análisis de las unidades de muestreo, dado que los autores abordaron la composición y la estructura comunitaria en su totalidad. Al respecto, por una parte, Bartsch *et al.* (1998) sugieren que una malla más fina entrega estimaciones más precisas, pero demanda mayor esfuerzo en el procesamiento de las muestras, y por otra, Courtemanch (1996) y Cao *et al.* (1998) sostienen que una revisión exhaustiva de las muestras es la única manera de asegurar una completa descripción de la estructura y composición de una comunidad. La importancia de describir y caracterizar la estructura y composición biológica de estos ambientes radica en que estos aspectos corresponden a la información de base para el desarrollo de planes de gestión, administración y conservación

de humedales. De acuerdo con Zedler & Kercher (2005), se necesitan inventarios taxonómicos de áreas de humedales que utilicen sistemas de clasificación y métodos comparables, ya que es la manera en que se pueden determinar las tendencias en la pérdida de áreas y se pueden evaluar las tasas de degradación y de restauración. Si bien el conocimiento de los recursos de los humedales ha mejorado sustancialmente en las últimas décadas, aún se necesita investigación para producir inventarios precisos de humedales, usando esquemas de clasificación congruentes, evaluaciones de condición e información sobre las tasas de pérdida, de degradación y de restauración.

HIPÓTESIS DE TRABAJO

Los descriptores comunitarios del bentos intermareal de fondos blandos de la desembocadura del río Aconcagua, Humedal Parque La Isla, varían de acuerdo a determinadas variables físico-químicas, a la granulometría y a la materia orgánica total asociadas al sedimento.

OBJETIVO GENERAL

Caracterizar el bentos intermareal del Humedal Parque La Isla a través de la composición, abundancia e índices comunitarios para establecer patrones de distribución espacial de los taxa respecto al tamaño de las partículas y al contenido de materia orgánica total durante la estación de otoño 2019.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar el borde intermareal del Humedal Parque La Isla respecto del tamaño de las partículas de los sedimentos, al contenido de materia orgánica total en los sedimentos y a las variables físico-químicas de las áreas de muestreo (otoño de 2018 y otoño de 2019).

2. Determinar la composición taxonómica y abundancia del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla (otoño de 2019).

3. Caracterizar espacialmente la estructura comunitaria del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla mediante índices de diversidad y de similitud (otoño de 2019).

4. Comparar la estructura comunitaria y composición del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla de acuerdo a las variables físico-químicas asociadas al sistema intermareal (otoño de 2018 y otoño de 2019).

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio corresponde al borde intermareal del Humedal Parque La Isla de la desembocadura del río Aconcagua (S 32°55'03", W 71°30'20"), Concón, Región de Valparaíso, Chile (Fig. 1). Se realizaron 4 muestreos en otoño de 2019 durante marea baja. En cada muestreo se extrajeron, mediante un cilindro de PVC de 5 cm de diámetro y 10 cm de altura, 15 unidades de muestreo. Las unidades de muestreo fueron recolectadas en las planicies intermareales

establecidas por Pérez-Vargas *et al.* (2016): Playa Norte (PN), planicie localizada inmediatamente al norte de la desembocadura del río Aconcagua, caracterizada por arena fina de contenido orgánico 0,71%-1,47%; Brazo Norte (BN), planicie protegida con vegetación emergente en el margen noreste de la laguna, caracterizada por arena fina de contenido orgánico 1,51%-5%; Totoral La Isla (TLI), planicie localizada frente a la desembocadura con vegetación emergente, caracterizada por arena fina de contenido orgánico 0,84%-4,12%; Playa Sur (PS), planicie localizada inmediatamente al sur de la desembocadura, caracterizada por arena fina de contenido orgánico 0,81%-3,97%; Totoral Sur (TS), planicie localizada en el margen sur de la laguna con vegetación emergente, caracterizada por arena fina de contenido orgánico 4,07%-6,8%.

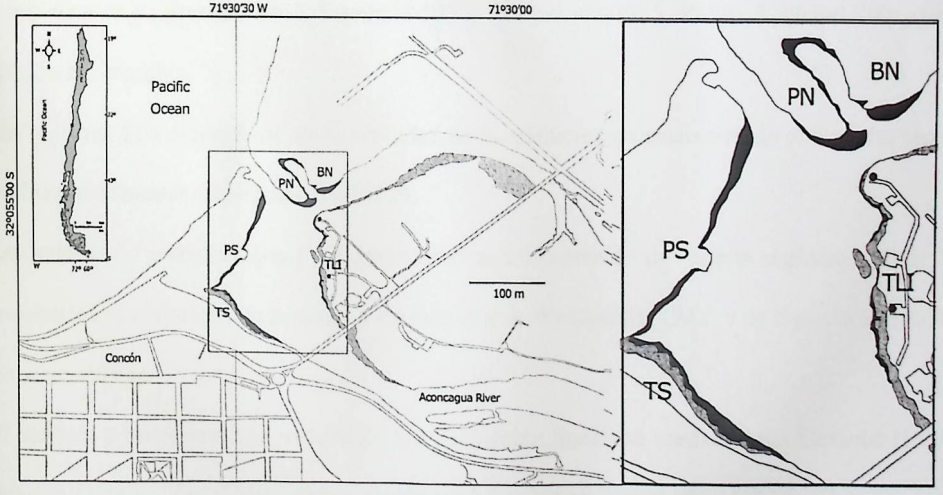


Figura 1. Área de estudio en el humedal del Río Aconcagua y planicies intermareales (PS: Playa Sur; PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; TS: Totoral Sur). Gris denota las planicies intermareales que emergen en marea baja. Verde denota la vegetación emergente. (Tomado de Pérez-Vargas *et al.* 2016).

Para la extracción del material biológico, las unidades de muestreo fueron revisadas en su totalidad. Éstas se fijaron *in situ* en solución de alcohol diluida al 80%. Para la separación y clasificación de los organismos se utilizó un estéreomicroscopio binocular Stemi DV4 Carl Zeiss.

Para complementar la información relacionada al material biológico, se usaron los registros granulométricos y de contenido de materia orgánica total en los sedimentos obtenidos de cada planicie intermareal durante el otoño de 2018. Los registros de estas variables son parte de la base de datos obtenida a través del convenio ENAP-UV. Además, se solicitó a la Dirección General de Aguas (DGA) del Ministerio de Obras Públicas, los registros de caudales medios del río Aconcagua, para los periodos de otoño de 2018 y de otoño de 2019, los que muestran una tendencia al aumento en ambos periodos (Anexo 1).

La identificación del material biológico se hizo por grupo taxonómico en base a literatura especializa (*e.g.*, Stuardo 1961, Fauchald 1977, Rozbaczylo 1985, Rouse & Pleijel 2001, Lazo 2015, entre otros).

Los registros físico-químicos, de la vecindad de las planicies intermareales, se obtuvieron con un medidor multiparámetro Hanna HI929829.

Los análisis de granulometría y de determinación del contenido de materia orgánica total de los sedimentos se realizaron de acuerdo a los métodos de Wentworth (1922) y de Byers *et al.* (1978), respectivamente.

El análisis y procesamiento estadístico (*i.e.*, regresión lineal) se realizó según Canavos (1988), Sheskin (2000) y Zar (2010), desarrollados mediante los programas PAST 2.17c (Hammer *et al.* 2001) y PRIMER 6 version 6.1.14 & PERMANOVA+ version 1.0.4.

Para la determinación de las variables que mejor explican la estructura comunitaria de las planicies intermareales se utilizó el procedimiento BEST (Clarke & Gorley 2006). Éste, busca correlaciones de alto grado entre una matriz de similitud fija, y matrices de similitud producidas a

partir de un subconjunto de posibles variables explicativas que provienen de una segunda matriz de similitud activa. El grado en que los patrones multivariados de la matriz activa coinciden con los patrones de la matriz de subconjunto optimizado, es el grado en el que las variables del subconjunto explican los patrones de la matriz fija. Este análisis se realizó utilizando los registros de abundancia y de composición taxonómica como matriz fija, y la matriz de similitud del conjunto de variables físico-químicas, granulométrica y materia orgánica como matriz activa (Clarke & Gorley 2006).

RESULTADOS

Objetivo 1: Caracterizar el borde intermareal del Humedal Parque La Isla respecto del tamaño de las partículas de los sedimentos, al contenido de materia orgánica total en los sedimentos y a las variables físico-químicas de las áreas de muestreo (otoño de 2018 y otoño de 2019).

El área de estudio estuvo dominada por arena fina en todas las planicies intermareales (Tabla 1), cuyo contenido de materia orgánica varió entre 0,78% y 4,07%, con registros medios más altos en TS y más bajos en PN.

Tabla 1. Granulometría y contenido de materia orgánica total en los sedimentos de las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2018).

Planicie intermareal	Media (phi)	Fracción sedimentaria	Desviación estándar	Clasificación	Materia orgánica total (%)
PN	2,48	AF	0,04	MBC	0,78
BN	2,60	AF	0,29	MBC	1,51
TLI	2,73	AF	0,17	MBC	0,84
PS	2,36	AF	0,42	BC	0,81
TS	2,28	AF	0,31	MBC	4,07

PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; PS: Playa Sur; TS: Totoral Sur. AF: arena fina; MBC: muy bien clasificada; BC: bien clasificada.

En general, durante el otoño de 2019 la temperatura tuvo una tendencia a la disminución (P<0,01), con excepción de los registros en TLI donde la temperatura se mantuvo constante (P>0,05) (Fig. 2). Los mayores rangos se registraron en las planicies intermareales PN y TS (Tabla 2).

Tabla 2. Temperatura (°C) media, mínima y máxima registradas en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019).

Planicie intermareal	M1	M2	M3	M4	mínima	máxima
PN	17,74	12,84	16,16	14,69	12,65	18,41
BN	17,32	13,78	16,36	14,99	13,59	17,55
TLI	17,08	13,97	17,49	15,06	13,79	17,51
PS	16,84	16,43	18,97	14,57	14,55	18,99
TS	17,94	15,66	19,86	14,22	14,14	19,89

PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; PS: Playa Sur; TS: Totoral Sur. M: muestreo.

Con relación al pH, mientras que en las planicies intermareales TLI, PS y TS esta variable registró un aumento (TLI: P<0,05; PS y TS: P<0,01), en las planicies intermareales PN y BN registró una disminución (P<0,01) (Fig. 3), con mayor rango de registros en PN (Tabla 3).

Tabla 3. pH medio, mínimo y máximo registrados en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019).

Planicie intermareal	M1	M2	M3	M4	mínimo	máximo
PN	7,63	7,14	7,21	7,24	6,87	8,04
BN	7,93	7,67	7,78	7,87	7,51	8,02
TLI	8,07	7,79	8,02	8,1	7,67	8,18
PS	8,09	7,92	8,17	8,3	7,9	8,33
TS	7,83	7,66	8,00	8,19	7,51	8,27

PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; PS: Playa Sur; TS: Totoral Sur. M: muestreo.

La conductividad eléctrica registró una disminución (P<0,01) en todas las planicies intermareales (Fig. 4), con mayor rango de registros en BN y TS (Tabla 4). Respecto de estos valores y su relación con la salinidad, el rango de esta última varió entre 3,25 a 6,02 psu a lo largo del estudio y en todas las planicies intermareales, siguiendo la misma tendencia que la conductividad eléctrica.

Tabla 4. Conductividad ($\mu S\ cm^{-1}$) media, mínima y máxima registradas en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019).

Planicie intermareal	M1	M2	M3	M4	mínima	máxima
PN	10037,29	7644,21	8216,89	7011,12	1740	10100
BN	10598,87	8660,24	8638,45	6982,1	5014	10710
TLI	9856,74	8775,48	7880,59	6641,2	6632	9872
PS	9706,83	8309	7967,67	6826,42	6822	9711
TS	9508,94	8431	7866,77	5947,74	5942	9525

PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; PS: Playa Sur; TS: Totoral Sur. M: muestreo.

Con respecto al oxígeno disuelto, esta variable registró un aumento (P<0,01) en todas las planicies intermareales (Fig. 5), con mayor rango de registros en TS y PS (Tabla 5).

Tabla 5. Oxígeno disuelto (%) medio, mínimo y máximo registrados en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019).

Planicie intermareal	M1	M2	M3	M4	mínimo	máximo
PN	104,87	96,27	109,77	115,16	93,2	117,2
BN	90,81	96,61	107,71	103,44	82,5	110,9
TLI	102,6	101,72	115,61	108,78	96,9	116,7
PS	96,87	110,54	113,5	115,1	94,2	118,2
TS	94,21	85,44	108,06	102,89	80	110,9

PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; PS: Playa Sur; TS: Totoral Sur. M: muestreo.

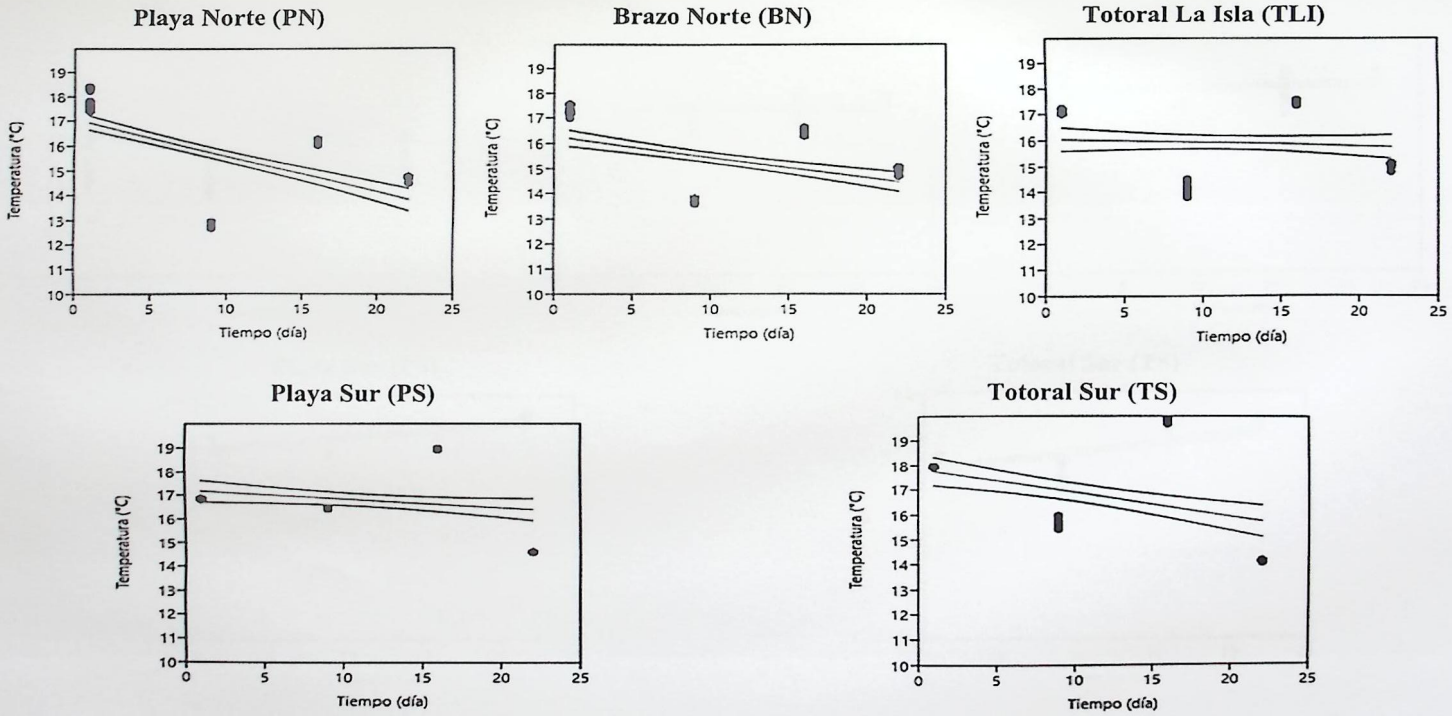


Figura 2. Regresión lineal para la variable temperatura (C°) en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019).

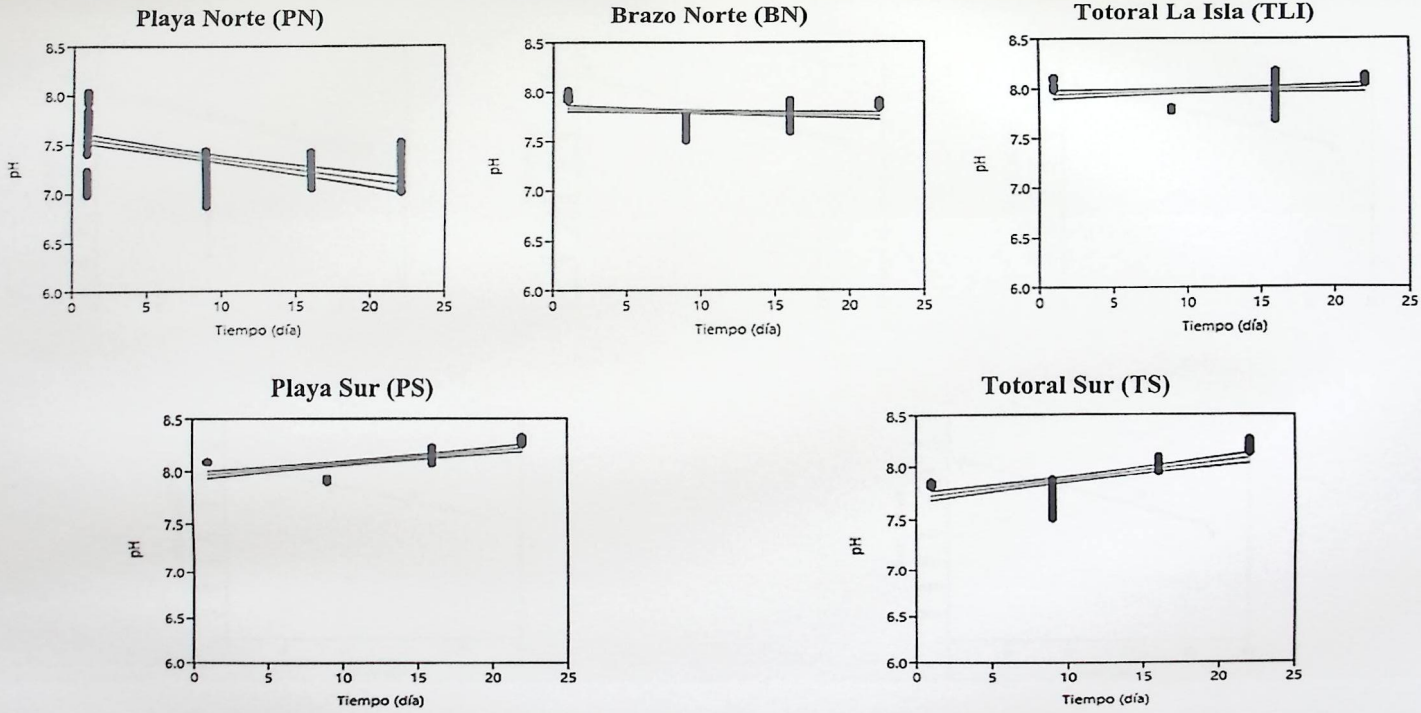


Figura 3. Regresión lineal para la variable pH en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019).

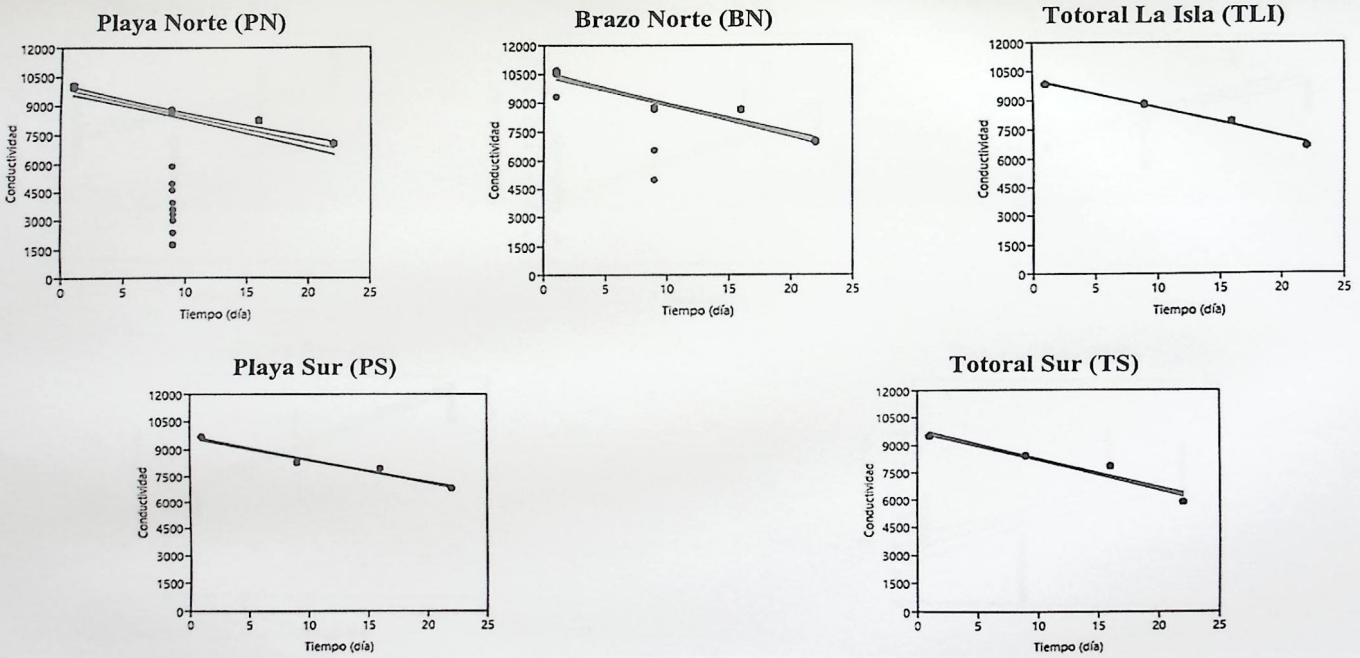


Figura 4. Regresión lineal para la variable conductividad eléctrica (EC µS cm) en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019).

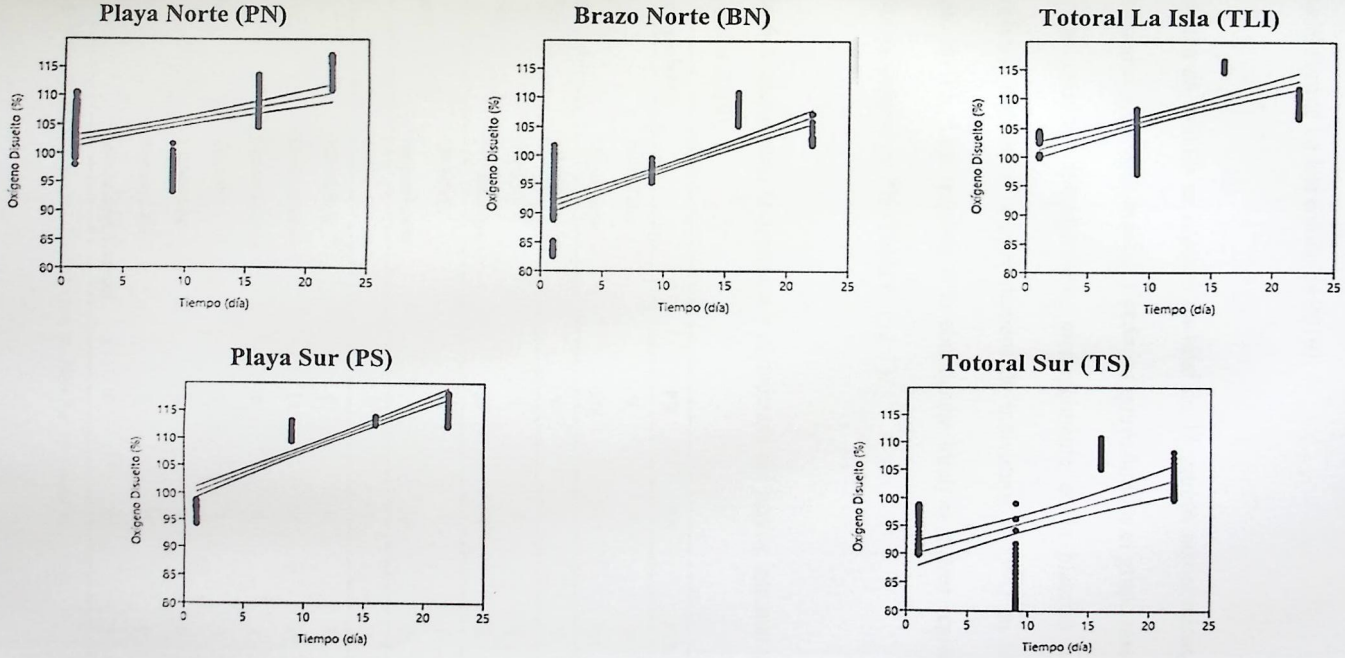


Figura 5. Regresión lineal para la variable oxígeno disuelto (%) en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019).

Objetivo 2: Determinar la composición taxonómica y abundancia del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla (otoño de 2019).

En el área de estudio se registró un total de 15 grupos taxonómicos mayores, de los cuales 7 corresponden a la Clase Insecta, siendo los quironómidos el grupo taxonómico más abundante en todas las planicies intermareales, principalmente en la planicie intermareal BN. La Clase Oligochaeta registró el mayor número de individuos (>75%) en las planicies intermareales, excepto en TS. Con respecto a la abundancia total, el mayor registro de macroinvertebrados bentónicos ocurrió en PN (Tabla 6, Fig. 7).

Tabla 6. Composición taxonómica y abundancia del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla (otoño 2019).

Grupo taxonómico		PN	BN	TLI	PS	TS
Annelida	Nereididae	0	9	0	0	0
	Oligochaeta	521	287	301	131	1
Nematoda	Nematoda	8	17	7	19	3
Mollusca	Hyriidae	0	0	1	0	0
	Cochliopidae	23	86	6	3	3
Crustacea	Ostracoda	10	1	0	0	1
	Harpacticoida	15	16	2	3	2
Acari	Acari	0	1	0	0	0
Insecta	Aphodiinae	0	0	0	0	1
	Chironomidae	19	26	19	4	5
	Cicadellidae	0	0	1	0	0
	Diptera	1	1	0	1	1
	Scarabaidae	0	1	0	0	0
	Sciomyzidae	0	0	0	0	2
	Insectaindet. (Larvae)	0	0	1	0	1

PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; PS: Playa Sur; TS: Totoral Sur.

En general, y en toda el área de estudio, la estructura comunitaria estuvo dominada por la alta abundancia de anélidos oligoquetos, seguido de insectos quironómidos, moluscos coliópidos y copépodos harpacticoides, concentrándose principalmente en las planicies intermareales del lado norte: PN y BN (Tabla 6). En cuanto a la temporalidad, la abundancia mostró una disminución sostenida entre el inicio y el término de los muestreos realizados durante el otoño de 2019 (Fig. 6 y Fig. 8).

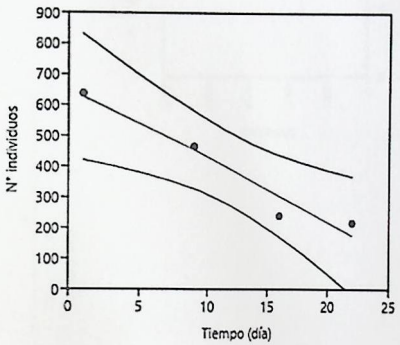


Figura 6. Regresión de la abundancia total de individuos (P=0,02) durante el otoño de 2019.

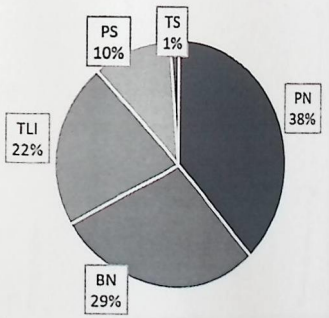


Figura 7. Abundancia relativa porcentual registrada en cada planicie intermareal durante el otoño de 2019 (PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; PS: Playa Sur; TS: Totoral Sur).

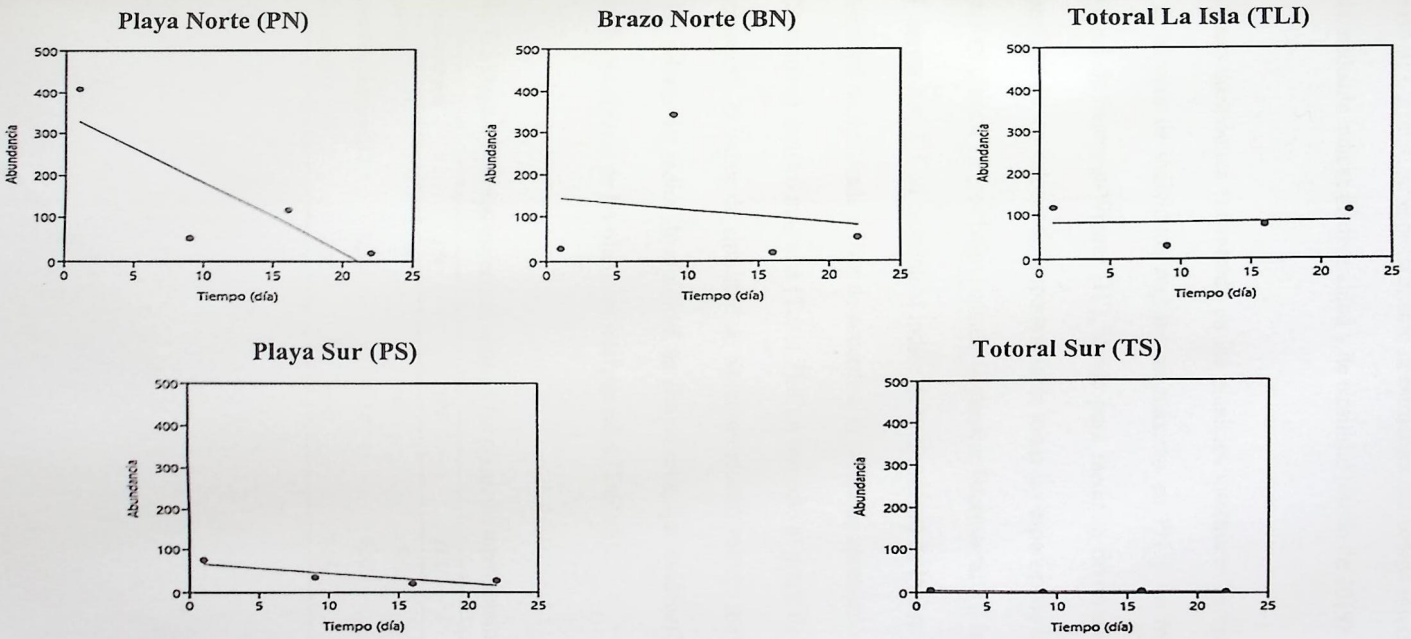


Figura 8. Abundancia (N° de individuos) del bentos en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla, Concón (otoño 2019).

Objetivo 3: Caracterizar espacialmente la estructura del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla mediante índices de diversidad y de similitud (otoño de 2019).

La riqueza taxonómica encontrada en las planicies intermareales varió entre 6 y 10 taxa. A su vez, el número de individuos registró un máximo en PN y un mínimo en TS. El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), usado para medir la diversidad específica, expresando la uniformidad de los valores de importancia de todas las especies de la muestra (Magurran 1988), registró en general valores bajos, siendo la planicie intermareal TS la única que registró un valor de H' mayor que 2. Con relación al índice de uniformidad de Pielou (J'), este registró valores de uniformidad de moderada a baja de acuerdo a la escala de apreciación de Bloom (1981), excepto en TS donde se registró más alta (Tabla 7). Con respecto al grado de similitud entre las planicies intermareales, el índice de similitud de Sorensen mostró valores mayores que 0,67, en contraste con los valores del índice de similitud de Bray-Curtis, que evidenció una importante disimilitud entre TS con el resto de las planicies intermareales (Tabla 8).

Tabla 7. Índices comunitarios registrados en las planicies intermareales durante el otoño 2019.

Índice comunitario	PN	BN	TLI	PS	TS
Riqueza (S)	7	10	8	6	10
Diversidad de Shannon (H')	0,58	1,14	0,50	0,69	2,13
Uniformidad (J')	0,30	0,50	0,24	0,39	0,92

Tabla 8. Índices de similitud de Sorensen y de Bray-Curtis (en cursiva y subrayado) obtenidos entre las planicies intermareales durante el otoño 2019.

	PN	BN	TLI	PS	TS
PN	-	0,82	0,67	0,92	0,82
BN	*0,68*	-	0,56	0,75	0,7
TLI	*0,72*	*0,82*	-	0,71	0,67
PS	*0,40*	*0,52*	*0,59*	-	0,75
TS	*0,05*	*0,07*	*0,08*	*0,15*	-

Objetivo 4: Comparar la estructura y composición del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla de acuerdo a las variables físico-químicas asociadas al sistema intermareal (otoño de 2018 y otoño 2019).

El análisis Global BEST, que relaciona la matriz de similitud activa de variables físico-químicas con la matriz de similitud fija de abundancia (Anexo 2), dio cuenta que las variables ambientales que mejor representan la estructura comunitaria macrobentónica en las diferentes planicies intermareales son: temperatura (°C), conductividad eléctrica (EC µS cm), oxígeno disuelto (%) y materia orgánica total (MOT %), siendo esta última variable la que tiene mayor incidencia (rho=0,733) (Tabla 9).

Tabla 9. Resultados del análisis BEST sobre la matriz fija comunidad bentónica usando como matriz activa las variables ambientales registradas en las planicies intermareales durante la condición otoño.

Matriz fija	Matriz activa	Condición OTOÑO		
		Prueba de coincidencia global BEST α= (0,05)		
		rho	*P*	Variables
Bentos	Variables ambientales	0,83	n.s.	Materia Orgánica Total (%)
				Conductividad eléctrica (µS cm)
				Temperatura (°C)
				Oxígeno disuelto (%)

rho: coeficiente de correlación de Spearman; n.s.: no significativo (*P*>0,05).

DISCUSIÓN

Caracterización físico-química del borde intermareal del Humedal Parque La Isla

Los humedales costeros se forman donde hay suministros suficientes de sedimento de grano fino, tales como arcilla, limo y arenas fina a muy fina; y donde las mareas y las corrientes de marea dominan otras fuerzas hidrodinámicas (Klein 1985). La primera condición se refiere al sedimento de grano fino que es suministrado por los ríos y descargado en los estuarios y las zonas costeras adyacentes, y donde la erosión del lecho marino y la recesión de los acantilados son fuente adicional de materiales y sedimento. Los organismos que viven en aguas costeras aportan restos calcáreos y materia orgánica particulada (Gao 2020). Según la clasificación de Davies (1964), los estuarios se clasifican de acuerdo al rango de mareas: micromareal (menor a 2 m), mesomareal (2-4 m) y macromareal (mayor a 4 m). Martínez & Cortez (2007), en su estudio realizado durante el otoño de 2001, clasifican el estuario del río Aconcagua como micromareal.

Respecto a los estuarios en Chile, los que se distribuyen principalmente entre los 30°S y los 41°S son de tipo micromareal (Pino 1994, Jaramillo *et al.* 2001). De acuerdo a Manzano-Castillo *et al.* (2020), el Humedal río Las Cruces (41°S) se compone principalmente de sedimentos de arena entre 0,063 mm y 2 mm, seguido por fragmentos de lodo menores a 0,063 mm. Más al norte, en el estuario del río Queule (39°S), según Jaramillo *et al.* (2001), predomina el sedimento de arena del mismo rango de tamaño, pero con un bajo porcentaje de partículas menores a 0,063 mm. El Humedal El Yali (33°S), estudiado por Vidal-Abarca *et al.* (2011), predomina el sustrato de sedimento fino, principalmente del tipo arena. Con respecto a la desembocadura del río Aconcagua (32°S), Martínez & Cortez (2007) describen que la ribera sur presenta textura de arena limosa intercalada con limo arenoso, y la ribera norte, de textura más gruesa, presenta arena intercalada con arena limo arcillosa. Por su parte, Pérez-Vargas *et al.* (2016), en el mismo humedal de la desembocadura del río Aconcagua, clasifican el sedimento como arena, en un rango de arena fina a muy fina, lo que coincide con los resultados granulométricos obtenidos durante el presente estudio.

Los humedales costeros reciben materia orgánica de múltiples fuentes terrestres y marinas. Las fuentes marinas incluyen material autóctono, tales como micro y macroalgas bentónicas, bacterias, organismos excavadores, detritos de pastos marinos y floraciones de algas pelágicas (Seidel *et al.* 2012, Freese *et al.* 2008). Las fuentes alóctonas incluyen materia terrígena de sitios adyacentes, entre las que se encuentran las descargas de materia orgánica de origen antropogénico (Meziane & Tsuchiya 2000). Los resultados de este estudio son concordantes con los reportados por Mogias & Kevrekidis (2005), Nebra *et al.* (2011) y Boutoumit *et al.* (2021) en humedales costeros del mar Mediterráneo, en cuanto al contenido de materia orgánica total presente en los sedimentos. De acuerdo a los estudios de Mitsch & Gosselink (2015), Zhao *et al.* (2019) y Zhang *et al.* (2020), existe una relación directa entre la cantidad de materia orgánica

total presente en los sedimentos y la estación del año, siendo mayor esta variable durante la estación húmeda. Por otra parte, los estudios de Figueroa *et al.* (2009) sostienen que esta relación también se asocia a la distancia que hay entre un humedal y la costa, siendo los humedales costeros los más ricos en materia orgánica. El alto contenido de materia orgánica total presente en TS, se podría deber a partículas finas retenidas por las estructuras de la vegetación y a la alta cantidad de vegetales en descomposición retenidos en los sedimentos (Chaouti *et al.* 2019).

Según Dussaillant *et al.* (2009), existe una relación entre la hidrología y la ecología en humedales mediterráneos. A su vez, Mitsch & Gosselink (2015) señalan que las condiciones hidrológicas son fundamentalmente importantes para el mantenimiento y función de un humedal, determinando la biota que se desarrolla en éste. A su vez, la geomorfología de la cuenca de un humedal y la hidrología condicionan el sustrato, siendo esta última característica la que mayormente incide en la composición y riqueza de especies, en la productividad primaria, en la acumulación orgánica y en ciclo de nutrientes, a través de las precipitaciones, la evapotranspiración y el flujo de entrada y salida de agua tanto subterránea como de marea. En concreto, la hidrología crea las condiciones físico-químicas únicas que hacen que estos ecosistemas de humedal sean diferentes al resto de los ecosistemas terrestres.

Con respecto a las variables físico-químicas, los resultados de pH, conductividad eléctrica y temperatura reportados por Figueroa *et al.* (2009), en humedales de la IV y V Regiones de Chile, concuerdan con los resultados obtenidos en este estudio; y a su vez, las diferencias de los registros obtenidos en las variables físico-químicas entre éstos se relacionan al origen de los cuerpos de agua y a las variables geomorfológicas. En cuanto a los registros de oxígeno disuelto obtenidos en el presente estudio, estos se relacionaron directamente con los registros de caudal medio del río Aconcagua aportados por la Dirección General de Aguas (DGA).

Con relación a la variable oxígeno disuelto, ésta registró sus menores valores en TS, pero registró un aumento en relación al tiempo en todas las planicies intermareales, lo que se relacionó al aumento medio del caudal del río Aconcagua (Anexo 1). En condiciones naturales la concentración depende de variaciones cíclicas diurnas (Riđanović *et al.* 2010), como también está condicionada por la producción primaria, respiración de la comunidad biológica y las tasas de aireación (Riley & Dodds 2013), Además, se ve influenciada por la turbulencia y el volumen de mezcla del cuerpo de agua (Mulholland *et al.* 2005), de la temperatura (Wehmeyer & Wagner 2011), de la turbiedad y la profundidad de éste (Shields & Knight 2012), de la cantidad de luz (Bernot & Wilson 2012), de la materia orgánica presente (Guzmán *et al.* 2011), de las características sedimentológicas (Huggins & Anderson 2005), y del escurrimiento provocado por las precipitaciones fluviales (Graves *et al.* 2004). Con respecto a los resultados obtenidos, estos concuerdan con los reportados por Nebra *et al.* (2011) considerando valores dentro del rango registrado.

Los resultados de las variables físico-químicas, asociadas a la hidrología del cuerpo de agua, se relacionaron al aumento del caudal del río, a excepción del pH. Estos resultados podrían deberse a que el estuario del río Aconcagua es dominado tanto por la energía de las olas como por el río, y las mareas tendrían influencia dinámica a través del mecanismo de convergencia (Martínez & Cortez 2007); también procesos fluviales (Cooper 1994) tendrían influencia, lo que condicionaría la hidrología de este ambiente asociando la masa de agua a un mismo origen predominando en todas las planicies intermareales.

Composición taxonómica y abundancia del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla

La composición taxonómica del bentos de las planicies intermareales estudiadas durante el otoño de 2019, estuvo dominada por los grupos anélidos oligoquetos (79,50%), moluscos cocliópidos (7,75%), insectos quironómidos (4,68%), gusanos nemátodos (3,46%), y crustáceos harpácticoides (2,43%); a su vez, la Clase Insecta aportó con el mayor número de taxa, donde los insectos quironómidos fueron los más representativos. De esto se destaca que los anélidos oligoquetos fue el grupo con mayor presencia en este ambiente, siendo mayoritarios en casi toda el área de estudio. Por otro lado, los insectos fueron el grupo más diverso, complementando la composición taxonómica con los demás grupos en las planicies intermareales. Respecto a estos resultados, estudios realizados por otros autores en estuarios de la zona centro y sur de Chile, tales como Bertrán (1984), Jaramillo *et al.* (1985), Richter (1985), Quijón & Jaramillo (1993), Figueroa *et al.* (2009) y Pérez-Vargas *et al.* (2016), concuerdan con los registros obtenidos en este trabajo, destacando la presencia de oligoquetos, cocliópidos, bivalvos, nemátodos, poliquetos, quironómidos, ostrácodos y harpacticoides. En este sentido, es posible interpretar que la composición taxonómica presente en este ambiente es recurrente para los humedales, tanto de la zona central como de la zona sur de Chile, probablemente atribuida a características ambientales comunes que favorecen a estos grupos taxonómicos.

Si bien, la abundancia del bentos intermareal estuvo representada principalmente por anélidos oligoquetos (Tabla 6), en general, ésta disminuyó a lo largo del periodo de muestreo, presentando su máximo registro durante el primer muestreo, y el menor registro en el último muestreo (Fig. 6). También se registró que espacialmente la abundancia se vio disminuida desde las planicies intermareales ubicadas al norte (PN y BN) hacia las planicies intermareales del lado sur (TLI, PS y TS) (Fig. 7). Los resultados obtenidos concuerdan con los registrados en humedales costeros

caracterizados en zonas mediterráneas por Mogias & Kevrekidis (2005), Nebra *et al.* (2011) y Boutoumit *et al.* (2021), quienes reportan cantidades similares de individuos en sus estudios durante la condición de otoño.

Estructura comunitaria espacial del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla

La riqueza de especies (S) de la comunidad macrobentónica varió de 6 a 10 taxa. La diversidad de Shannon (H'), que expresa la heterogeneidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra (Magurran 1988), varió de 0,5 a 2,13. Si bien, Pla (2006) sostiene que valores menores a 2 se interpretan como ambientes pobres en diversidad, es necesario señalar que la identificación taxonómica específica corresponde al siguiente paso posterior al presente estudio, por lo que la composición taxonómica específica se verá aumentada en todos los grupos mayores identificados, incidiendo de manera efectiva y probablemente significativa sobre las estimaciones de diversidad. No obstante, en este estudio sólo la planicie intermareal TS se caracterizó por presentar valores de diversidad ligeramente mayor a 2, con la evidente implicancia en el registro de uniformidad (J') cercano a 1. Estos resultados son similares a los reportados por Mogias & Kevrekidis (2005), Nebra *et al.* (2011) y Boutoumit *et al.* (2021), en humedales mediterráneos, considerando también valores de J´ que muestran alta uniformidad. Por su parte, Pérez-Vargas *et al.* (2016) señalan que en estas planicies intermareales se registró un número semejante de taxa, similar a lo descrito por Figueroa *et al.* (2009) donde centra su estudio en los humedales de la IV y V Regiones de Chile, aunque ambos estudios considerando una mayor resolución taxonómica en la identificación de organismos.

Con respecto a los índices de similitud, en general éstos mostraron valores altos; sólo la planicie intermareal TS registró bajos valores con respecto al resto de las planicies intermareales para el

índice de Bray-Curtis. Los índices de similitud expresan el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, evaluando la distinción biótica de los ensambles (Magurran 1988, Magurran 2004). El índice de similitud de Sorensen se utiliza para detectar semejanzas en la composición de ensambles, y se basa sólo en presencia de taxa en ensambles pareados (Magurran 2004). Por su parte, el índice de Bray-Curtis se considera como una medida de la diferencia entre las abundancias de cada especie presente (Brower & Zar. 1984). Los resultados obtenidos para el índice de Sorensen, señalan que existe, en general, una alta similitud entre todas las planicies intermareales, en contraste con los resultados obtenidos con el índice de Bray-Curtis. Si bien, también muestra cierta similitud entra planicies intermareales, la planicie TS muestra disimilitud con todas las demás, ya que éste último índice considera la abundancia de especies (Chao *et al.* 2004), y TS es la planicie intermareal con menor abundancia.

Relación entre la estructura y composición del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla y las variables físico-químicas asociadas al sistema intermareal

El análisis global BEST demostró que la estructura y composición de los macroinvertebrados bentónicos se correlaciona fuertemente con la variación de materia orgánica (rho=0,733) presente en las planicies intermareales, explicando en gran parte, la relación de la comunidad macrobentónica con el ambiente; el análisis también demostró que las variables ambientales conductividad eléctrica, temperatura y oxígeno disuelto contribuyen con la estructura y composición del bentos intermareal. De esta manera cabe destacar que, los factores ambientales de los humedales costeros inciden fuertemente en el crecimiento y reproducción de los macroinvertebrados (Elliot *et al.* 2013), donde los sedimentos son un factor determinante de composición macrobentónica jugando un importante rol en las etapas del ciclo de vida como el

asentamiento, construcción de tubos o galerías, enterramiento y alimentación de los organismos (Pinedo *et al.* 2000); así, los efectos combinados de múltiples factores ambientales conducen a la diferencia de especies dominantes (Hou *et al.* 2020). Los factores ambientales predominantes que afectan a los macroinvertebrados también son diferentes entre los humedales costeros, como el oxígeno disuelto y el pH, lo que causaría diferencias en la estructura comunitaria. Esto quiere decir que la estructura y composición del bentos intermareal estaría ligada a diversos factores ambientales, siendo éstos claves en el desarrollo de la comunidad de macroinvertebrados, como su distribución entre planicies intermareales. Frente a esto, los antecedentes analizados respaldan la hipótesis de trabajo, sosteniendo que los descriptores comunitarios del bentos intermareal del Humedal Parque La Isla del río Aconcagua se relacionan a las variables ambientales de estos sistemas ecológicos. Los resultados concuerdan con los descritos por Mogias & Kevrekidis (2005) y Nebra *et al.* (2011), quienes sostienen que efectivamente las características del sedimento y las variables físico-químicas determinan la estructura y composición de una comunidad macrobentónica. Respecto de las variables físico-químicas que mejor se relacionan a la estructura y composición de los macroinvertebrados bentónicos, la temperatura mostró una tendencia a disminuir a lo largo del periodo de muestreo en todas las planicies intermareales. Moore (1981) documenta que esta variable se relaciona fuertemente con la reproducción de especies macrozoobentónicas y, por lo tanto, genera cambios en la estructura comunitaria. La conductividad eléctrica fue otra de las variables hidrológicas que mostró una relación con la estructura y composición del bentos intermareal. Al respecto, Telesh & Khlebovich (2010) sugieren que la salinidad es un factor estructural de la comunidad macrobentónica en ecosistemas de humedales, y Cazzoli *et al.* (2016) sugieren que valores bajos de riqueza y abundancia se podrían deber a las entradas de agua dulce y a las variaciones de salinidad, ya que esto generaría una importante fuente de estrés para las comunidades bentónicas de este tipo de ambientes. Con

respecto al contenido de materia orgánica total presente en los sedimentos, éste alimenta la remineralización microbiana aeróbica y anaeróbica en los sedimentos (Beck *et al.* 2009) y constituye una base nutricional para la productividad del ambiente (Schutte *et al.* 2019). En consideración a los resultados obtenidos, el contenido de materia orgánica total en los sedimentos sería el principal factor que afecta la distribución de macroinvertebrados (Krôncke *et al.* 2003), influyendo en la concentración de oxígeno presente en el ambiente (Guzmán *et al.* 2011), y asociándose también al tamaño del grano del sedimento. Si bien, la materia orgánica presente en los sedimentos es fundamental para la comunidad macrobentónica como base nutricional, valores altos no constituyen necesariamente un aumento en la abundancia de individuos como se registra en la planicie TS. La baja abundancia en esta planicie podría deberse a que cantidades mayores a las habituales de manera natural, relacionadas a aportes asociados a las actividades antropogénicas, se correlacionarían de manera negativa con el número de individuos de algunos taxa macrobentónicos como lo sugieren Bertrán *et al.* (2010). Además, cabe destacar que TS es una planicie cubierta por densa vegetación (*i.e.* totorales), y que a diferencia de las otras planicies intermarelaes, en esta es posible observar, de manera frecuente, tanto personas haciendo uso de este lugar como también la presencia de animales domésticos (*e.g.* equinos y cánidos), que en algunos casos deambulan libres, lo que podría ser una fuente adicional de aporte de materia orgánica a los sedimentos.

En general, con excepción de la planicie TS, las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla presentaron valores parecidos de similitud en sus índices de asociación, y las variables físico-químicas darían cuenta, en gran medida, de este resultado, puesto que en TS el contenido de materia orgánica total en los sedimentos fue mucho mayor que en el resto de las planicies intermareales, presentando además el máximo registro de temperatura, y los menores valores de conductividad eléctrica y oxígeno disuelto. Es plausible que, estas variables físico-químicas

condicionen la estructura y composición del bentos intermareal en TS, como sugieren Von Bertrab *et al.* (2013) y Sandoval *et al.* (2019), afirmando que bajas abundancias se podrían deber tanto al sustrato, es decir, irregulares proporciones de arena, materia orgánica y una porción fina mixta, como a las variables físico-químicas asociadas a la película de agua en la interfase agua-sedimento. En este sentido, la planicie intermareal de TS presentaría aspectos ambientales diferentes a las demás planicies intermareales establecidas en el Humedal Parque La Isla de la desembocadura del río Aconcagua, donde los valores mayores de materia orgánica total (Bertrán *et al.* 2010) y las menores concentraciones de oxígeno disuelto asociadas a esta planicie (Hou *et al.* 2020) podrían estar dando cuenta de las menores abundancias.

La composición del bentos intermareal estuvo dominada por anélidos oligoquetos, gusanos nemátodos e insectos quironómidos; otros grupos de abundancia relevante fueron moluscos cocliópidos y crustáceos harpacticoides, siendo éstos últimos los que tuvieron mayor registro en las planicies PN y BN. Estos grupos, ya han sido reportados para humedales costeros de la IV y V Regiones de Chile (Figueroa *et al.* 2009, Pérez-Vargas *et al.* 2016). Por otro lado, en la planicie TS se registró la presencia de la mayoría de estos taxa, pero su abundancia, en todos los casos, fue muy baja.

La abundancia total de la comunidad macrobentónica siguió un patrón espacial de disminución desde aquellas planicies intermareales ubicadas al norte (BN y PN) hacia aquellas ubicadas al sur (TLI, PS y TS). Esto se relacionaría a los factores ambientales presentes en las planicies intermareales, tanto a las características del sedimento como de las variables físico-químicas obtenidas en la interfase agua-sedimento. Este patrón coincide con el concepto de continuo de comunidades a través de un gradiente ambiental (Mills 1969), lo que parece ser una característica de estuarios en particular y ecosistemas semicerrados (Bazairi *et al.* 2003), donde la biodiversidad está distribuida espacialmente a lo largo de los gradientes verticales y horizontales

de las variables físico-químicas y las características del sedimento (tamaño del grano y materia orgánica) (Teske & Wooldridge 2003), como también podría depender de la tolerancia de los organismos al ambiente, tensiones dentro de estos ecosistemas, como son la dinámica de los flujos de agua, estrés fisiológico e intrusiones bióticas (Elliott & Quintino 2007). Si bien, la estructura y composición taxonómica fue similar entre la mayoría de las planicies intermareales, existe un gradiente importante entre la mayoría de las planicies intermareales que genera un impacto en la distribución espacial de la comunidad macrobentónica, tal como lo sugieren Cazzoli *et al.* (2016); en la planicie intermareal TS se pueden destacar las variables abióticas del sedimento (materia orgánica total) y los aspectos hidrológicos (conductividad eléctrica, temperatura y oxígeno disuelto) como modeladores de la estructura y composición de la matriz biológica.

Respecto de la caracterización del bentos intermareal de Humedal Parque La Isla y su patrón de distribución espacial según sus variables sedimentarias, las planicies intermareales ubicadas al norte (PN y BN) presentaron las mayores abundancias concentrando en conjunto más del 60% de los individuos recolectados (Fig. 7), componiéndose principalmente de anélidos oligoquetos, moluscos colcliópidos, insectos quironómidos, crustáceos harpacticoides y ostrácodos, y gusanos nemátodos (Tabla 6). En general, los índices comunitarios como H', J', y similitud de Bray-Curtis (Tabla 7 y Tabla 8), solo se diferenciaron con los obtenidos en TS. Estas disimilitudes estarían ligadas a variables sedimentarias, principalmente, materia orgánica total (Tabla 9), ya que la composición granulométrica del sustrato sería similar en todas las planicies intermareales (Tabla 1).

Diversos resultados indican que aspectos hidrológicos y sedimentarios son claves en determinar la estructura y composición del bentos intermareal, lo que podría estar relacionado a que las densidades de la macroinfauna de fondos blandos del intermareal de climas templados alcanzan

su punto máximo durante la primavera, para luego disminuir durante el verano, con un segundo pico más pequeño durante el otoño para volver a disminuir en invierno (Sardá *et al.* 1995). En este sentido, los resultados de este estudio se explican al considerar que la abundancia se vio disminuida hacia el final del estudio (Fig. 6 y Fig. 8), cuando estaba más cerca el invierno, obedeciendo de esta manera la estructura y composición taxonómica a patrones estacionales. También podría considerarse la alta presión alimentaria como factor de presión sobre el bentos intermareal de estos ambientes, considerando lo que sostienen diversos autores en relación a las interacciones bióticas con grupos mayores, que afectan la diversidad y abundancia y por ende generan cambios en la estructura y composición comunitaria (Reundle *et al.* 1998, Chainho *et al.* 2006, Choi *et al.* 2014). Por otro lado, si bien las variables ambientales mostraron una relación con el aumento medio del caudal del río Aconcagua (Anexo 1) durante el periodo de estudio, estos registros fueron considerados con cautela debido a la intermitencia de estas mediciones.

Como se comentó anteriormente, en Chile existe muy poca información respecto a este tipo de ambientes. Sumado a ello, existe una alta presión por parte de las actividades humanas que ponen en riesgo estos ecosistemas. Además, a nivel mundial estos ambientes han ido despareciendo, amenazando, de esta manera, tanto los servicios ecosistémicos que éstos brindan (Mitsch & Gosselink 2015) como también a otros tipos de organismos que usan estos ambientes, como lo son las aves playeras (Colwell 2010). El Humedal Parque La Isla es un importante sitio de alimentación de aves residentes y migratorias (Pérez-Vargas *et al.* 2016), y además es parte de una red discontinua, pero conectados, de pequeños humedales de Chile central (Figueroa *et al.* 2009). Además, es importante destacar que los humedales costeros son sistemas complejos con un alto grado de variabilidad biológica, y este trabajo da cuenta de un registro de referencia para futuros estudios ecológicos. Con base en la presión antropogénica que recae sobre este humedal, se hace necesario conocer su biodiversidad con el fin de contribuir a su conservación y manejo.

Los ambientes de humedal son frágiles y se caracterizan por su gran variación estacional, muchas veces difícil de apreciar en las variables físico-químicas (Magni *et al.* 2006) analizadas de manera puntual. Por lo tanto, se sugiere que los futuros estudios incorporen series anuales tanto de las variables físico-químicas como de los componentes biológicos, tales como los macroinvertebrados bentónicos. Así, será posible proporcionar información más completa de cómo se comporta este ambiente durante periodos anuales, su relación con los efectos de marejadas, con fenómenos climáticos globales (*e.g.* ENOS), con el cambio climático global y con efectos antropogénicos, como lo sugieren Blanchette *et al.* (2009) y Ortega Cisneros *et al.* (2011) al indicar que en la mayoría de los sistemas ecológicos, la estructura de una comunidad surge de una interacción compleja entre las relaciones bióticas y abióticas. De esta manera, será posible contar con una herramienta de conocimiento para la conservación de la biodiversidad en el Humedal Parque La Isla de la desembocadura del río Aconcagua.

CONCLUSIONES

De acuerdo al estudio realizado en el Humedal Parque La Isla, se desprende lo siguiente:

- Las planicies intermareales estudiadas en el Humedal Parque La Isla se caracterizaron por estar constituidas principalmente de arena fina.

- La materia orgánica total en los sedimentos de las planicies intermareales bordea el 1%, excepto en la planicie intermareal TS donde el contenido fue superior al 4%.

- Respecto a las variables físico-químicas, espacialmente no se registraron tendencias ni patrones evidentes; sólo la temperatura (°C) mostró una tendencia general a disminuir durante el periodo de estudio. La conductividad eléctrica y el oxígeno disuelto mostraron una relación negativa y positiva, respectivamente, de acuerdo a los registros de caudal del río Aconcagua facilitados por la Dirección General de Aguas (DGA).

- En cuanto a la diversidad biológica, las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla se caracterizaron por la presencia de anélidos oligoquetos, moluscos cocliópidos, insectos quironómidos, gusanos nemátodos y crustáceos harpácticoides, siendo el grupo de los anélidos oligoquetos los más abundantes en toda el área de estudio, excepto en la planicie intermareal TS.

- La abundancia de organismos fue mayor en las planicies intermareales ubicadas al norte del espejo de agua de la desembocadura del río Aconcagua (PN y BN).

- La abundancia total de individuos disminuyó de manera significativa a lo largo del periodo de estudio.

- A excepción de TS, en general las planicies intermareales registraron dominancia específica de moderada a alta, lo que se reflejó en los valores de diversidad relativamente bajos.

- El análisis integrador mostró que las variables físico-químicas materia orgánica total, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura son las que, en general, dieron

cuenta de la estructura comunitaria del bentos de las planicies intermareales del humedal de la desembocadura del río Aconcagua durante el período de estudio. Siendo menos relevante granulometría y pH.

- Los resultados evidencian que determinadas variables ambientales, tales como la materia orgánica total en los sedimentos, la conductividad eléctrica y la temperatura, efectivamente dan cuenta de la variación de los descriptores comunitarios del bentos intermareal del área de estudiada, lo que respalda la hipótesis de trabajo planteada es este estudio.

LITERATURA CITADA

Bartsch L, W Richardson & T Naimo. 1998. Sampling benthic macroinvertebrates in a large flood-plain river: considerations of study design, sample size, and cost. Environmental Monitoring and Assessment 52: 425-439.

Bazaïri H, A Bayed, M Glémarec & C Hily. 2003. Spatial organization of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon on the NW African coast. Oceanologica Acta 26: 457-471.

Beck M, J Köster, B Engelen, J Holstein, A Gittel, M Könneke, T Riedel, K Wirtz, H Cypionka, J Rullköter & H Brumsack. 2009. Deep pore water profiles reflect enhanced microbial activity towards tidal flat margins. Ocean Dynamics 59: 371-383.

Bernot M & K Wilson. 2012. Spatial and temporal variation of dissolved oxygen and ecosystem energetic in Devil Hole, Nevada. Western North American Naturalist 73(3): 265-275.

Bertrán C. 1984. Macroinfauna Intermareal en un estuario del sur de Chile (estuario Río Lingue, Valdivia). Studies on Neotropical Fauna and Environment 19: 33-46.

Bertrán C, J Arenas & O Parra. 2001. Macrofauna del curso inferior y estuario del río Biobío (Chile): cambios asociados a variabilidad estacional del caudal hídrico. Revista Chilena de Historia Natural 7: 331-340.

Bertrán C, L Vargas-Chacoff, F Peña-Cortés, R Schlatter, J Tapia & E Hauenstein. 2010. Distribución de la macrofauna bentónica en el lago costero Budi, Sur de Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía 45(2): 235-243.

Blanchette C, E Wieters, B Broitman, B Kinlan & D Schiel. 2009. Trophic structure and diversity in rocky intertidal upwelling ecosystems: A comparison of community patterns across California, Chile, South Africa and New Zealand. Progress in Oceanography 83: 107-116.

Bloom S. 1981. Similarity indices in community studies: Potential pitfalls. Marine Ecology Progress Series 5: 125-128.

Blott SJ & K Pye. 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. Earth Surface Processes and Landforms 26:1237-1248.

Boutoumit S, O Bououarour, R El Kamcha, P Pouzet, B Zourarah, A Benhoussa, M Maanan & H Bazairi. 2021. Spatial patterns of macrozoobenthos assemblages in a Sentinel coastal lagoon: biodiversity and environmental drivers. Journal of Marine Science and Engineering 9 (5): 461 <doi.org/10.3390/jmse9050461>

Brower JE & JH Zar. 1984. Field and laboratory methods for general ecology, 226 pp. Wm. C. Brown Co, Dubuque.

Byers S, E Mills & P Stewart. 1978. A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. Hydrobiologia 58(1): 43-47.

Cao Y, D Williams & N Williams. 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? Limnology and Oceanography 43(7): 1403-1409.

Cameron WM & DW Pritchard. 1963. Estuaries. In: Hill MN (ed). The Sea, Vol. 2, pp. 306-324. John Wiley & Sons, New York.

Canavos GC. 1988. Probabilidad y estadística. Aplicaciones y métodos, 651 pp. McGraw-Hill/Interamericana, México.

Cazzoli F, S Smolders, M Eelkema, T Ysebaert, V Escaravage, S Temmerman, P Meire, P Herman & T Bouma. 2016. A modeling approach to asses coastal management effect on benthic habitat quality: A case study on coastal defense and navigability. Estuarine, Coastal and Shelf Science 184: 67-82.

Chainho P, JL Costa, ML Chaves, MF Lane, DM Dauer & MJ Costa. 2006. Seasonal and spatial patterns of distribution of subtidal benthic invertebrate communities in the Mondego river, Portugal – A poikilohaline estuary. Hydrobiologia 555: 59-74.

Chao A, R Chazdon, R Colwell & T Shen. 2004. Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia. Ecology Letters 8: 148-159.

Chaouti A, A Azirar & A Beyed. 2019. Macrofaunal spatial distribution and community structure in a lagoon without a river discharge (the Oualidia lagoon, NW Morocco). Marine Ecology 4: e12557. <https://doi.org/10.1111/maec.12557>

Choi C, P Battley, M Potter, Z Ma & W Liu. 2014. Factors affecting the distribution patterns of benthic invertebrates at a major shorebird staging site in the Yellow Sea, China. Wetlands 34: 1085-1096.

Clarke KR & RN Gorley. 2006. Primer v6: User Manual/Tutorial, 192 pp. PRIMER-E, Plymouth.

Collins M & R Kuehl. 2000. Organic matter accumulation and organic soils, pp. 137-162. In: Richardson J & J Vepraskas (eds). Wetland soils: genesis, hydrology, landscapes and classification. Lewis Publishers, Boca Raton.

Colwell MA. 2010. Shorebird ecology, conservation, and management, 334 pp. University of California Press, London.

CONAF. 2010. Programa Nacional para la Conservación de Humedales Insertos en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas de Estado. Convenio de eficiencia institucional CONAF. [En Línea] http://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1369258173CEIHUMEDALES.pdf.

Cooper J. 1994. Sedimentary processes in the river-dominated Mvoti estuary, South Africa. Geomorphology 9: 271-300.

Courtemanch D. 1996. Commentary on the subsampling procedures used for rapid bioassessments. Journal of the North American Benthological Society 15(3): 381-385.

Davies J. 1964. A morphogenic approach to world shoreline. Zeitschrift für Geomorphologie 8: 127-142.

Dussaillant A, Galdames P & C Sun. 2009. Water level fluctuations in a coastal lagoon: El Yali Ramsar wetland, Chile. Desalination 246: 202-214.

Elliott D, J Pierson & M Roman. 2013. Copepods and hypoxia in Chesapeake Bay: abundance, vertical position and non-predatory mortality. Journal of Plankton Research 35(5): 1027-1034.

Elliott M & V Quintino. 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. Marine Pollution Bulletin 54: 640-645.

Fariña JM & A Camaño. 2012. Humedales costeros de Chile. Aportes científicos a su gestión sustentable, 464 pp. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago.

Fauchald K. 1977. The Polychaeta worms. Definitions and keys to the Orders, Families and Genera, 284 pp. Natural History Museum of Los Angeles. Los Angeles County. Science Series 28: 1-190.

Figueroa R, M Suarez, A Andreu, V Ruiz & M Vidal-Abarca. 2009. Caracterización ecológica de humedales de la zona semiárida en Chile central. Gayana 73(1): 76-94.

Freese E, J Köster & J Rullköter. 2008. Origin and composition of organic matter in tidal flat sediments from the German Wadden Sea. Organic Geochemistry 39: 820-829.

Gao S. 2020. Geomorphology and Sedimentology of Tidal Flats. In: G Perillo, E Wolanski, D Cahoon & M Brinson (eds). Coastal Wetland: An Integrated Ecosystem Approach, 359-381. Springer, Dordrecht.

Giere O. 2008. Meiobenthology: the microscopic motile fauna of aquatic sediments, 527 pp. Springer-Verlag, Berlin.

Grave G, Y Wan & D Fike. 2004. Water quality characteristics of storm water from major land uses in south Florida. Journal of the American Water Resources Association 40(6): 1405-1419.

Guzmán C, E Ramírez, L Thalasso, N Rodriguez, B Guerrero & G Avelar. 2011. Evaluation of pollutions in water and sediments of the San Pedro river in the State of Aguascalientes. Universidad y Ciencia Trópico Húmedo 27(1): 17-32.

Hammer Ø, DAT Harper & PD Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 1-9.

Hou Y, F Kong, Y Li, M Xi & Z Yu. 2020. Key factor of the studies on benthic macroinvertebrate in coastal wetlands: Methods and biodiversity. Ecohydrology & Hydrobiology 20: 424-436.

Huggins D & J Anderson. 2005. Dissolved oxygen fluctuation regimes in streams of the western Corn Belt Plains ecoregion, 57 pp. Kansas Biological Survey, Lawrence.

Jaramillo E, S Mulsow & R Navarro. 1985. Macroinfauna intermareal y submareal en el Estuario del Río Queule, Sur de Chile. Revista de Historia Natural 58: 127-137.

Jaramillo E, Contreras H & P Quijón. 2001. Seasonal and interanual variability in population abundances of the intertidal macrofauna of Queule River estuary, south-central Chile. Revista Chilena de Historia Natural 74: 455-468.

Klein G. 1985. Intertidal flats and intertidal sand bodies. In: Davis, RA Jr. (ed). Coastal Sedimentary Environments: 187-224. Springer-Verlag, New York.

Krôncke I, M Tûrkay & D Fiege. 2003. Macrofauna communities in the Eastern Mediterranean deep sea. Marine Ecology 24 (3): 193-216.

Kusler J, W Mitsch & J Larson. 1994. Humedales. Investigación y Ciencia 210: 6-13.

Lazo W. 2015. Insectos de Chile. Atlas entomológico, 190 pp. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago.

Magni P, S Como, S Montani & H Tsutsumi. 2006. Interlinked temporal changes in environmental conditions, chemical characteristics of sediments and macrofaunal assemblages in a estuarine intertidal sandflat (Seto Inland Sea, Japan). Marine Biology 149: 1185-1197.

Magurran A E. 1988. Ecological diversity and its measurement, 179 pp. Princeton University Pess, New Jersey.

Magurran A E. 2004. Measuring biological diversity, 256 pp. Blackwell Science, Oxford.

Manzano-Castillo M, E Jaramillo-Lopétegui & M Pino-Quivira. 2020. Tidal flats of recent origin: distribution and sedimentological characterization in the estuarine Cruces River wetland, Chile. Latin American Journal of Aquatic Research 48(4): 662-673.

Martínez C & C Cortez. 2007. Características hidrográficas y sedimentológicas en el estuario del río Aconcagua, Chile Central. Revista de Geografía Norte Grande 37: 63-74.

Meadows PS & JI Campbell. 1993. An introduction to marine science, 285 pp. Blackie Academic & Professional, USA.

Meziane T & M Tsuchiya. 2000. Fatty acids as tracers of organic matter in the sediment and food web of a mangrove/intertidal flat ecosystem, Okinawa, Japan. Marine Ecology Progress Series 200: 49-57.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: Synthesis, 138 pp. Island Press, Washington DC.

Mills E. 1969. The community concept in marine zoology, with comments on continua and instability in some marine communities: A review. Women's Studies Quarterly 26: 1415-1458.

Mitsch W & J Gosselink. 2015. Wetlands, 747 pp. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

Mogias A & T Kevrekidis. 2005. Macrozoobenthic community structure in a poikilohaline Mediterranean lagoon (Laki Lagoon, northern Aegean). Helgoland Marine Research 59: 167-176.

Moore PG. 1981. The life histories of the amphipods *Lembos websteri* bate and *Corophium bonnelli* Milne Edwards in kelp holdfasts. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 49: 1-50.

Mulholland P, J Houser & K Maloney. 2005. Stream diurnal dissolved oxygen profiles as indicator of in-stream metabolism and disturbance effects: Fort Benning as a case study. Ecological Indicator 5: 243-252.

Nebra A, N Caiola & C Ibañez. 2011. Community structure of benthic macroinvertebrates anhabiting a highly stratified Mediterranean estuary. Scientia Marina 73(3): 577-584.

Ortega Cisneros K, A Smit, J Laudien & D Schoeman. 2011. Complex, Dynamic Combination of Physical, Chemical and Nutritional Variables Controls Spatio-Temporal Variation of Sandy Beach Community Structure. Plos ONE 6(8): e23724. <doi.org/10.1371/journal.pone.0023724>

Pérès J. 1966. Le role de la prospectionsous-marine autonome dan les recherches de biologie marine et d'Océanographie biologique. Experientia 22(417): 417-424.

Pérez-Vargas A, M Bernal, C Delgadillo, D González-Navarro & M Landaeta. 2016. Benthic food distribution as a predictor of the spatial distribution for shorebirds in a wetland of central Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía 51(1): 147-159.

Pinedo S, R Sardá & M Bhaud. 2000. Effect of sediments particle size on recruitment of *Owenia fusiformis* in the Bay of Blanes (NW Mediterranean Sea): an experimental approach to explain field distribution. Marine Ecology Progress Series 203: 205-213.

Pino M. 1994. Geomorfología, sedimentología y dinámica de la circulación en estuarios micro mareales del centro sur de Chile. En: Comisión Organizadora XIV Jornadas de las Ciencias del

Mar, I Jornada Chilena de Salmonicultura (ed): 106-107. XIV Jornadas de las Ciencias del Mar I Jornada Chilena de Salmonicultura, Puerto Montt.

Pla L. 2006. Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. Interciencia 31: 583-590.

Protolongo P, N Leonardi, J Kirby & A Plater. 2019. Temperate Coastal Wetland: morphology, sediment processes and plant communities. In: G Perillo, E Wolanski, D Cahoon & M Brinson (eds). Coastal Wetland: An Integrated Ecosystem Approach, 105-152. Springer, Dordrecht.

Quijón P & E Jaramillo. 1993. Temporal variability in the intertidal macrofauna in the Queule River estuary, south-central Chile. Estuarine Coastal and Shelf Science 37: 655-667.

Ramsar List. 2019. The List of Wetland of International Importance. [En Línea] https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/sitelist.pdf

Richter W. 1985. Distribution of the soft-bottom macroinfauna in an estuary of Southern Chile. Marine Biology 86: 93-100.

Rico-Gray V & M Palacios-Rios. 1996. Salinidad y el nivel del agua como factores en la distribución de la vegetación en la ciénaga del NW de Campeche, México. Acta Botánica Mexicana 34:53-61.

Riđanović L, S Riđanović, D Jurica & P Spasojević. 2010. Evaluation of water temperature and dissolved oxygen regimens in river Neretva, 1-10 pp. Ohrid, BALWOIS 2010. [En Línea] <https://www.researchgate.net/publication/266880534_Evaluation_of_Water_Temperature_and_Dissolved_Oxygen_Regimes_in_River_Neretva>

Riley A & W Dobbs. 2013. Whole-Stream metabolism: strategies for measuring and modeling diel trends of dissolved oxygen. Freshwater Science 32(1): 56-69.

Rouse GW & F Pleijel. 2001. Polychaetes, 354 pp. Oxford University Press, New York.

Rozbaczylo N. 1985. Los anélidos poliquetos de Chile. Índice sinonímico y distribución geográfica de especies, 284 pp. Monografías Biológicas 3. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Católica de Chile, Santiago.

Rundle SD, MJ Attrill & A Archad. 1998. Seasonality in macroinvertebrate community composition across a neglected ecological boundary, the freshwater-estuarine transition zone. Aquatic Ecology 32: 211-216.

Sandoval N, C Valdovinos, J Oyanedel & D Vásquez. 2019. Impacts of coseismic uplift caused by the 2010 8.8 Mw earthquake on the microbenthic community of the Tubuil-Raqui Saltmarsh (Chile). Estuarine, Coastal and Shelf Science 226: 106278.

Sardá R, D Martin, S Pinedo, A Dueso & MJ Cardell. 1995. Seasonal dynamics -of shallow soft-bottom communities in western Mediterranean. Biology and Ecology of Shallow Coastal Waters ISBN 87-85215-28-7.

Schutte CA, S Ahmerkamp, CS Wu, M Seidel, D de Ber, PL Cook & SB Joye. 2019. Biogeochemical dynamics of coastal tidal flats. In: G Perillo, E Wolanski, D Cahoon & M Brinson (eds). Coastal Wetland: An Integrated Ecosystem Approach, 407-440 pp. Springer, Dordrecht.

Secretaría de la Convención de Ramsar. 2006. Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Siuza).

Seidel M, J Graue, B Engelen, J Köster, H Sass & J Rullkötter. 2012. Advection and diffusion determine vertical distribution of microbial communities in intertidal sediments as revealed by combined biogeochemical and molecular biological analysis. Organic Geochemistry 52: 114-129.

Sheskin DJ. 2000. Handbook of parametric and nonparametric statistical procedures, 982 pp. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton.

Shields F & S Knight. 2012. Significance of riverine hypoxia for fish: The case of the big Sunflower river, Mississippi. Journal of the American Water Resources Association 48(1): 170-186.

Stuardo J. 1961. Contribución a un catálogo de los moluscos gasterópodos chilenos de agua dulce. Gayana Zoología 1: 7-32.

Telesh I & V Khlebovich. 2010. Principal processes within the estuarine salinity gradient: A review. Marine Pollution Bulletin 61: 149-155.

Teske PR & TH Wooldridge. 2003. What limits the distribution of subtidal macrobenthos in permanently open and temporarily open/close South African estuaries? Salinity vs sediment particle size. Estuarine, Coastal and Shelf Science 57: 225-238.

Valiela I. 2015. Marine ecological processes, 698 pp. Springer-Verlag, New York.

Vidal-Abarca M, Suárez M, Figueroa R, Enríquez M, García V, Dominguez C & M Arce. 2011. Características hidroquímicas del complejo humedal El Yali, Chile Central. Limnética 30(1): 43-58.

Vegas M. 1971. Introducción a la ecología del bentos marino. Serie de Biología, Monografías 9, 91 pp. Secretaría General de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington.

Von Bertrab MG, A Krein, S Stendera, F Thielen & D Hering. 2013. Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages? Ecological Indicators 24: 589-598.

Wehmeyer L & C Wagner. 2011. Relation between flows and dissolved oxygen in the Roanoke River between Roanoke rapids Dam and Janesville, North Carolina, 2005-2009, 29 pp. U.S. Geological Survey, Jamesville.

Wentworth C. 1922. A scale of grade and class terms of clastic sediments. The Journal of Geology 30(5): 377-392.

Zhang S, C Liang & W Xian. 2020. Spatial and temporal distributions of terrestrial and marine organic matter in the surface sediments of the Yangtze River estuary. Continental Shelf Research 203: 104158<doi.org/10.1016/j.csr.2020.104158>

Zhao C, Z Jiang, Y Wu, S Liu, J Zhang & X Huang. 2019. Origins of sediment organic matter and their contributions at three contrasting wetlands in a coastal semi-enclosed ecosystem. Marine Pollution Bulletin 139: 32-39.

Zar JH. 2010. Biostatistical analysis, 944 pp. Pearson Prentice Hall, New Jersey.

Zedler JB & S Kercher. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. Annual Review of Environment and Resources 30:39-74.

COSTO Y FINANCIAMIENTO

Esta tesis se desarrolló bajo la iniciativa "Programa de Humedales" (2019), División Comunidades, ENAP Refinerías Aconcagua.

ANEXO 1

Datos obtenidos del caudal medio del río Aconcagua por la Dirección General de Aguas (DGA) para los periodos abril-mayo de 2018 y 2019.

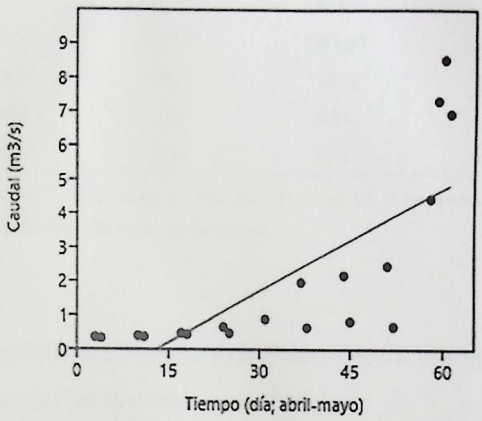


Figura 9. Caudal medio río Aconcagua periodo abril-mayo 2018 (P<0,05).

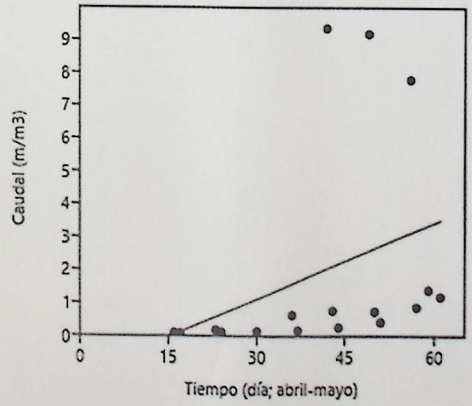


Figura 10. Caudal medio río Aconcagua periodo abril-mayo 2019 (P>0,05).

ANEXO 2

Tabla 10. Matriz de similitud activa. Variables físico-químicas, granulometría y materia orgánica total.

Variables	PN	BN	TLI	PS	TS
T (°C)	15,36	15,61	15,90	16,70	16,92
pH	7,31	7,81	8,00	8,12	7,92
C.E (µS cm)	8227,38	8719,92	8288,50	8202,48	7938,61
O.D. (%)	106,52	99,64	107,18	109,00	97,65
MOT (%)	0,78	1,51	0,84	0,81	4,07
Mz (phi)	2,48	2,60	2,73	2,36	2,28

PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; PS: Playa Sur; TS: Totoral Sur. T: temperatura; C.E.: conductividad eléctrica; O.D.: oxígeno disuelto; MOT: materia orgánica total: Mz: tamaño medio de grano.

Tabla 11. Matriz de similitud fija. Número de individuos de los principales grupos taxonómicos en las planicies intermareales del Humedal Parque La Isla.

Taxa	PN	BN	TLI	PS	TS
Acari	0	1	0	0	0
Aphodiinae	0	0	0	0	1
Chironomidae	16	16	6	4	2
Cicadellidae	0	0	1	0	0
Cochliopidae	18	76	4	2	2
Diptera	1	1	0	1	1
Harpacticoida	8	16	1	2	2
Hyriidae	0	0	1	0	0
Insecta indet. (Larvae)	0	0	1	0	1
Nematoda	5	15	7	17	2
Nereididae	0	9	0	0	0
Oligochaeta	379	209	107	59	1
Ostracoda	6	1	0	0	1
Scarabaidae	0	1	0	0	0
Sciomyzidae	0	0	0	0	2

PN: Playa Norte; BN: Brazo Norte; TLI: Totoral La Isla; PS: Playa Sur; TS: Totoral Sur.