

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN ECOLOGÍA APLICADA



**“BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES EN PREDADORES DE
CONCHA DE ABANICO *A. purpuratus*, EN CONCESIONES DE
ACUICULTURA EN BAHÍA DE PARACAS”**

Presentada por:

MARIA CRISTINA MIGLIO TOLEDO

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAGISTER SCIENTIAE EN ECOLOGÍA APLICADA**

Lima - Perú

2020

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN ECOLOGÍA APLICADA**

**“BIOMAGNIFICACIÓN DE METALES EN PREDADORES DE
CONCHA DE ABANICO *A. purpuratus*, EN CONCESIONES DE
ACUICULTURA EN BAHÍA DE PARACAS”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAGISTER SCIENTIAE**

Presentada por:

MARIA CRISTINA MIGLIO TOLEDO

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Dr. Edgar Sánchez Infantas
PRESIDENTE

Dra. Marta Williams León de Castro
ASESOR

Mg.Sc. Iván Pablo Loaiza Álamo
CO-ASESOR

Mg.Sc Zulema Quinteros Carlos
MIEMBRO

Dr. Jorge Tam Málaga
MIEMBRO

DEDICATORIA

A mis padres y adorada familia

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Marta Williams León de Castro, asesora de la tesis, por sus sugerencias para la elaboración de este trabajo de investigación.

Al M. Sc. Iván Loaiza Álamo por la oportunidad de aprender un tema interesante y su valiosa contribución al desarrollo de la experimentación.

A la Empresa Acuicultores Pisco S.A. ACQUAPISCO S.A. por permitirme el desarrollo de este trabajo en sus instalaciones.

Al Proyecto MACOPS – CONCYTEC por el financiamiento de los análisis de metales pesados.

Al MINEDU por el financiamiento de los análisis de isotopos estables.

A los más grandes colaboradores que pude haber tenido: Mariano, Abigail, Bryan, Rossana, Daniela, Mily, Katia.

INDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN.....	1
II.	MARCO TEÓRICO	4
2.1	GENERALIDADES SOBRE LA CONCHA DE ABANICO <i>Argopecten purpuratus</i>	4
2.2	DEPREDADORES DE LA CONCHA DE ABANICO <i>A. purpuratus</i>	4
2.3	CULTIVO DE <i>A. purpuratus</i> EN SISTEMA DE FONDO.....	7
2.4	METALES PESADOS EN ORGANISMOS BENTÓNICOS	8
2.5	BIOACUMULACIÓN	9
2.6	BIOMAGNIFICACIÓN.....	10
2.7	ISÓTOPOS NATURALES Y ESTABLES.....	11
III.	MATERIALES Y METODOS	14
3.1	LUGAR DE EJECUCIÓN Y FECHAS DE MUESTREO	14
3.2	CONDICIONES OCEANOGRÁFICAS DE LA BAHÍA DURANTE LA INVESTIGACIÓN.....	16
3.3	MUESTREO DE ORGANISMOS BENTÓNICOS.....	17
3.4	DISECCIÓN Y PREPARACIÓN DE MUESTRAS DE ORGANISMOS	17
3.5	COLECCIÓN DE SEDIMENTOS Y AGUA	20
3.6	PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS DE SEDIMENTOS Y AGUA	20
3.7	METODOLOGÍAS PARA DETERMINACIÓN DE METALES E ISÓTOPOS ESTABLES	21
3.8	PROCESAMIENTO DE DATOS	22
3.8.1	Niveles tróficos (TL)	23
3.8.2	Factor de magnificación trófica (TMF).....	24
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIONES	25
4.1	CONDICIONES OCEANOGRÁFICAS DE LA BAHÍA DE PARACAS EN LA ÉPOCA DE MUESTREO	25

4.2	CONDICIONES DEL SEDIMENTO Y CALIDAD DE AGUA (SESTON) EN AL ÁREA MUESTREADA.....	29
4.2.1	Calidad de agua de mar filtrada	29
4.2.2	Isótopos estables de carbono y nitrógeno en agua de mar filtrada	29
4.2.3	Características de sedimentos.....	30
4.3	CARACTERÍSTICAS DEL MATERIAL BIOLÓGICO CONCHA DE ABANICO.....	36
4.4	DETERMINACIÓN DE METALES EN TEJIDOS DE CONCHA DE ABANICO.....	38
4.5	DETERMINACIÓN DE METALES EN MÚSCULO DE LOS ORGANISMOS BENTÓNICOS EVALUADOS	41
4.6	DETERMINACIÓN DE ISOTOPOS ESTABLES EN ORGANISMOS BENTÓNICOS Y <i>Argopecten purpuratus</i>	42
4.7	TRANSFERENCIA TRÓFICA.....	48
V.	CONCLUSIONES	54
VI.	RECOMENDACIONES	55
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Geolocalización de las estaciones de muestreo	14
Tabla 2 : Vertimientos autorizados en la Bahía de Paracas	15
Tabla 3: Características de las concesiones muestreadas en Bahía de Paracas.....	16
Tabla 4: Organismos hallados y colectados en Bahía de Paracas.....	17
Tabla 5: Concentración de metales pesados ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en agua de mar filtrada en las estaciones de las concesiones	30
Tabla 6: Valores de isótopos estables de C y N en agua de mar filtrada proveniente de las estaciones muestreadas (n = 12).....	30
Tabla 7: Composición química de sedimento por estaciones y fechas de muestreo	31
Tabla 8 Valores de isotopos estables de C y N en sedimentos proveniente de las estaciones muestreadas (n = 10)	32
Tabla 9: Concentración de metales ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos en las estaciones de muestreo	32
Tabla 10: Evaluación estadística de metales en sedimento en las estaciones de muestreo	33
Tabla 11: Concentración de metales referenciales en sedimentos Bahía de Paracas y Bahía de Ite.....	35
Tabla 12: Directrices provisionales de calidad de sedimento (Interim Sediment Quality Guideline - ISQG) - Nivel probable de efecto (Probable effect levels – PEL) en mg/kg peso seco.....	36
Tabla 13: Rango de tallas (mm) de conchas de abanico recolectadas en las estaciones de bahía de Paracas y evaluación estadística	37
Tabla 14: Índice gónado – somático (IGS) de <i>A. purpuratus</i>.....	38
Tabla 15: Concentraciones promedio de metales pesados peso seco ($\mu\text{g/g}$ ps) y peso húmedo ($\mu\text{g/g}$ phm) en diferentes tejidos evaluados de <i>Argopecten purpuratus</i> ...	39
Tabla 16: Contenidos máximos permitidos de cadmio y plomo (mg/kg peso húmedo) en moluscos bivalvos, para consumo humano según diferentes organizaciones.....	39
Tabla 17: Resultados del Análisis de Componentes Principales sobre las concentraciones de metales en los distintos tejidos de <i>A. purpuratus</i>	40
Tabla 18: Análisis de metales en tejido (músculo) de los organismos bentónicos evaluados, en peso seco ($\mu\text{g/g}$ peso seco)	42

Tabla 19: Valores promedio de isotopos estables de carbono y nitrógeno, evaluados en organismos extraídos en la concesión acuícola	43
Tabla 20: Hábitos alimenticios de las especies evaluadas calculado (considerando A. purpuratus como valor primario) con los valores $\delta^{15}\text{N}$ (‰), comparado con el calculado en ECOPATH⁷	44
Tabla 21: Análisis de regresión entre el logaritmo de las concentraciones y el nivel trófico (pendiente, p-valor de la pendiente) y los factores de magnificación trófica para los metales traza.....	49

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Desembarque de concha de abanico 1953-2017	8
Figura 2: Geo localización del área de concesiones acuícolas en Bahía Paracas	15
Figura 3 a: Biometría de organismos colectados. b: Biometría de organismos colectados. Fuente: Elaboración propia.	18
Figura 4 a: Disección de muestras de <i>A. purpuratus</i>. b: Preparacion de micro viales con tejidos seleccionados Fuente: Elaboración propia	19
Figura 5 a: Muestras dispuestas para secado en estufa. b: Muestras encapsuladas. Fuente: (University of New Mexico Center for Stable Isotopes, http://csi.unm.edu/sample submission / preparation)	20
Figura 6: Temperatura superficial del mar en la Bahía de Paracas durante los meses de enero-marzo, 2017.	25
Figura 7: Variación de la concentración de oxígeno disuelto en la Bahía de Paracas durante los meses de Enero – Marzo, 2017.....	27
Figura 8: Variación de la concentración de oxígeno disuelto superficial y de fondo en la Bahía de Paracas durante los meses de noviembre 2016 – Marzo, 2017.....	27
Figura 9: Niveles de salinidad en la Bahía de Paracas durante los meses de Enero – Marzo, 2017.....	28
Figura 10: Distribución de corrientes (cm/s) superficial y de fondo en la Bahía de Paracas.....	29
Figura 11 Concentración de cadmio ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas.....	33
Figura 12: Concentración de plomo ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas.....	33
Figura 13: Concentración de níquel ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas.....	33
Figura 14: Concentración de cobre ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas.....	33
Figura 15: Concentración de zinc ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas.....	34
Figura 16: Concentración de arsénico ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas.....	34

Figura 17: Peso promedio (g) de las partes blandas y gónadas de <i>Argopecten purpuratus</i>.....	37
Figura 18: Biplot de análisis de componentes principales para metales y órganos de <i>Argopecten purpuratus</i>.....	40
Figura 19: Biplot con los datos de isotopos estables de carbono y nitrógeno (δ 13C y δ 15N) para las tres fuentes de alimento y los 3 consumidores (grupo1: <i>Thaisella</i>, grupo2: <i>Hepatus</i>, grupo3: <i>Romaleon</i>).	44
Figura 20: Comparación de proporciones dietarias para <i>A. purpuratus</i>.	45
Figura 21: Biplot datos de isotopos estables de carbono y nitrógeno (δ 13C y δ 15N) y proporciones para las tres fuentes de alimento y predador grupo 1: <i>Thaisella</i>. .	46
Figura 22: Biplot datos de isotopos estables de carbono y nitrógeno (δ 13C y δ 15N) y proporciones para las tres fuentes de alimento y predador grupo 2: <i>Hepatus</i>....	46
Figura 23: Biplot datos de isotopos estables de carbono y nitrógeno (δ 13C y δ 15N) y proporciones para las tres fuentes de alimento y predador grupo 3: <i>Romaleon</i>. 	47
Figura 24 Matriz de correlación para <i>Thaisella</i> sp. La mayor correlación negativa es para <i>A. purpuratus</i> y <i>Semimytilus</i>, encontrándose cercanas en el isoespacio de <i>Thaisella</i> sp.....	47
Figura 25: Matriz de correlación para <i>Hepatus</i>. La mayor correlación negativa es para <i>A. purpuratus</i> y <i>Semimytilus</i>, encontrándose cercanas en el isoespacio de <i>Hepatus</i>.....	48
Figura 26: Matriz de correlación para <i>Romaleon</i>. La mayor correlación negativa es para <i>A. purpuratus</i> y <i>Semimytilus</i>, encontrándose cercanas en el isoespacio de <i>Romaleon</i>.....	48
Figura 27: Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de níquel.....	51
Figura 28: Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de cobre.....	51
Figura 29 Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de zinc.	51
Figura 30: Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de arsénico.....	51
Figura 31 Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de cadmio.....	51

Figura 32 Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de plomo.....	51
---	-----------

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la bioacumulación de metales en concha de abanico *A. purpuratus* cultivada en la Bahía de Paracas y la biomagnificación de los mismos en tres potenciales predadores de la especie en estas condiciones. Muestras de agua, sedimentos y organismos se extrajeron de dos lugares concesionados para esta actividad, en dos ocasiones durante el verano de 2017. Las muestras fueron apropiadamente conservadas y trasladadas al Laboratorio de Recursos Hidrobiológicos de la UNALM, donde fueron procesadas para ser evaluados los metales: Cu, Ni, As total, Pb, Cd y Zn con espectrofotometría de masa inductivamente acoplada (ICP-MS) en el laboratorio Systemic Physiological and Ecotoxicological research (SPHERE) de la Universidad de Antwerp en Bélgica. De la misma manera otro set de muestras fue procesadas para la evaluación de isótopos estables, y enviadas a las Instalaciones de Isótopos estables de la Universidad Davis California en USA, con espectrometría de masas isotópica. En base al modelo utilizado Modelo de Mezcla de Isótopos Estables en R (SIMMR), se encontró una probabilidad de 79 por ciento de que *Thaisella chocolata* sea la mayor consumidora de *A. purpuratus* entre los potenciales depredadores *Thaisella chocolata*, *Hepatus chilensis* y *Romaleon polyodon*. Permitiendo los isótopos estables evaluar el proceso de biomagnificación siendo el cobre, zinc y arsénico los que manifestaron biomagnificación de acuerdo al valor de factor de magnificación trófica. El níquel, plomo y cadmio mostraron bio disminución. Los metales evaluados en *A. purpuratus*, Ni, Cu, As total, Pb y Zn encuentran especificidad por los tejidos intestino y branquias. Siendo que el cadmio encuentra especificidad en la glándula digestiva. Ninguna muestra de tejido comestible de *A. purpuratus*: músculo + gónada, superaron las concentraciones de Cd y Pb, máximos permitido para consumo humano. Respecto a los organismos bentónicos evaluados, los mayores contenidos de Cu y As total se registraron en *Thaisella chocolata* y *Romaleon polyodon*.

Palabras clave: *A. purpuratus*, bioacumulación, biomagnificación, *Thaisella chocolata*, *Hepatus chilensis*, *Romaleon polyodon*, metales

ABSTRACT

The main goal of these research was to evaluate metals bioaccumulation in scallop *A. purpuratus* in Paracas Bay aquaculture area as well as its biomagnification in potential predators. Sediments, water and biological samples were taken from two locations in the bay, in two opportunities during summer of 2017. The samples were conserved and transported to Hydrobiological Resources Laboratory at La Molina National Agrarian University, where they were been processed to metal evaluation: Cu, Ni, total As, Pb, Cd and Zn by ICP-Ms at the Systemic Physiological and Ecotoxicological research (SPHERE) in Antwerp University Belgium. Other set of samples were processed to stable isotopes evaluation by Isotopic Mass Spectrometry at Stable Isotopes Facilities at Davis California University. According to Stable Isotope Mixing Model with R (SIMMR) modelling, a probability of 79 per cent, was found that *Thaisella chocolata* were the main consumer of *A. purpuratus*, regarding *Hepatus chilensis* and *Romaleon polyodon*. Biomagnification process was positive according to Trophic Magnification Factor (TMF) values for copper, zinc and total arsenic, meanwhile nickel, lead and cadmium showed biodisminutions. The metals Ni, Cu, Total As, Pb and Zn evaluated in *A. purpuratus* showed specificity for intestines and gills cadmium showed specificity for the digestive gland. None of edible tissue (muscle + gonad) over passed Cd and Pb limits for human consumption. Regarding *Thaisella chocolata* and *Romaleon polyodon* showed high levels of Cu and Total As.

Key words: *A. purpuratus*, bioaccumulation, biomagnification, *Thaisella chocolata*, *Hepatus chilensis*, *Romaleon polyodon* , metals

I. INTRODUCCIÓN

Los bivalvos son principalmente filtradores, obteniendo su alimento por el filtrado de material particulado. Es así, que en el proceso pueden alimentarse también de químicos y metales presentes en los sedimentos y éstos acumularse en sus diferentes órganos como branquias, músculo, gónadas y manto. Los metales pesados son considerados contaminantes persistentes en los ecosistemas acuáticos y pueden bioacumularse en organismos de diferentes niveles tróficos en la cadena alimenticia.

La concha de abanico *Argopecten purpuratus* (Lamarck 1819) es un molusco bivalvo filtrador, que pertenece al Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda, Familia Pectinidae. Se alimenta de fitoplancton, zooplancton y detritus. Los principales predadores de *A. purpuratus* son los caracoles *Thaisella chocolata*, pulpos *Octopus mimus*, cangrejos *Cancer porteri* y *Cancer setosus* (actualmente *Romaleon polyodon*), estrellas de mar, rayas (género *Myliobatis*), erizos (Mendo *et al.* 2016). Vega y Mendo (2002) catalogan al pulpo como el gran predador de la concha de abanico en zonas donde otro tipo de alimento como cangrejos y almejas es escaso, siendo las hembras las que presentan una mayor tasa de consumo de *A. purpuratus* que los machos (Vega y Mendo 2002, Alfaro y Mendo 2011). Los caracoles a su vez, muestran niveles de selección de su presa por tamaño, siendo más elevada la tasa de consumo de *A. purpuratus* en caracoles pequeños (Takahashi y Mendo 2002). Pacheco *et al.* (2013) indican que *Romaleon polyodon* es un predador nocturno, esencialmente carnívoro, que se alimenta de diferentes presas, dependiendo su selectividad de la disponibilidad de la presa y características del hábitat.

En el Perú la población de *A. purpuratus* está distribuida entre los 5 y 40 m de profundidad a lo largo de toda la costa peruana, pero los principales bancos productivos están concentrados en: la Bahía de Independencia en Ica y Bahía de Sechura en Piura (Wolff *et al.* 2007), siguiéndole en importancia Paracas (Mendo *et al.* 2001). Siendo,

sin embargo, la Bahía de Sechura la que soporta la mayor intensidad de cultivo desde el 2010, generando hasta US\$70 millones en exportaciones, (Kluger *et al.* 2014).

La actividad acuícola en la Bahía de Paracas data desde el año 1986, cuando fueron habilitadas y entregadas en concesión áreas para el desarrollo de la maricultura (González 2010). La actividad productiva en una concesión marina se inicia con la siembra o resiembra de individuos juveniles de concha de abanico (semilla) en el fondo. La semilla se dispersa, crece y engorda en función a las condiciones ambientales, a la densidad, al sustrato de siembra y a las relaciones con otros animales y algas es decir predación y competencia (Mendo *et al.* 2011).

La Bahía de Paracas se constituye además en un polo turístico, con la presencia de hoteles y actividades deportivas acuáticas, por encontrarse en la zona buffer de la Reserva Nacional de Paracas, independientemente de la presencia del puerto San Martín y actividades industriales de producción de harina y aceite de pescado, transformación y transporte de productos del gas de Camisea, entre otros. Siendo estas actividades una fuente de contaminación antrópica, por la disposición de efluentes a través de emisario submarino, vertimientos o por el tráfico marítimo.

Por otro lado, la técnica de evaluación de los cambios en isótopos estables ha sido usada para establecer las relaciones entre los contaminantes y los niveles tróficos y las transferencias de contaminantes en la cadena trófica (Cheung y Wang 2008, Das *et al.* 2004, Domi *et al.* 2005). Estudios previos han descrito la biomagnificación de contaminantes en las cadenas tróficas relacionando sus concentraciones a los valores del isótopo estable de nitrógeno (Gray 2002, Riget *et al.* 2007). Los valores isotópicos del $\delta^{13}\text{C}$ son empleados para determinar el origen de las fuentes de energía, logrando ser utilizado como un indicador de las zonas de alimentación, mientras que el $\delta^{15}\text{N}$ es empleado para inferir las posiciones tróficas entre los animales y sus presas, debido a que existe un enriquecimiento significativo entre el organismo y su dieta (alrededor de 2-4 por mil) (Post 2002, Vander Zanden *et al.* 1997).

La biomagnificación se define como la transferencia de un químico xenobiótico de un alimento (biótico y/o abiótico) a un organismo, resultando en una concentración mayor en el organismo que en la fuente; una vez dentro del organismo este xenobiótico puede ser metabolizado y/o excretado. Su concentración, por tanto, será el balance entre lo ingerido y su regulación (Connell 1989, Rand *et al.* 1995).

En la presente investigación se evaluará la bioacumulación de metales en la concha de abanico cultivada en concesiones de acuicultura en la Bahía de Paracas, con respecto a las matrices agua y sedimento y con la técnica de isótopos estables de carbono y nitrógeno se establecerá la biomagnificación entre *A. purpuratus* y sus potenciales predadores.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 GENERALIDADES SOBRE LA CONCHA DE ABANICO *Argopecten purpuratus*

La concha de abanico *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) es un molusco bivalvo filtrador, que pertenece al Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda, Familia Pectinidae. Dentro de las valvas se encuentra el músculo aductor conocido como “callo” o “talo”, empleado para abrir y cerrar las valvas, el manto, glándulas digestivas, la gónada y un par de branquias de color marrón claro utilizadas para la respiración, con las que también atrapan el alimento que con la ayuda del mucus es llevado a la boca, en donde se selecciona el alimento que luego pasa al estómago (Mendo *et al.* 2011).

Se alimenta de fitoplancton, zooplancton y detritus. Estudios sobre el contenido estomacal de *A. purpuratus* en la Bahía de Independencia en Pisco, revelaron que un 87 por ciento de las especies identificadas fueron fitoplancton (80 por ciento diatomeas), el resto zooplancton (copépodos, larvas de invertebrados y protozoos) y detritus (Rouillon *et al.* 2002). Por su parte Requena (2008) en muestras de *A. purpuratus* extraídas de la Bahía de Sechura, durante seis meses del año 2007, halló un total de 46 especies de microalgas, 87 por ciento de ellas diatomeas, siendo la diatomea bentónica *Cocconeis sp.* la especie dominante, con un 90 por ciento del número total de células presentes en el contenido estomacal. En condiciones de El Niño una disminución de la biomasa de fitoplancton haría que *A. purpuratus* use bacterias y detritus (Mendo y Wolff 2003).

2.2 DEPREDADORES DE LA CONCHA DE ABANICO *A. purpuratus*

Ciocco y Orenzans (2001) presentaron una extensa revisión de los estudios realizados sobre grupos de depredadores, tipología ecológica, dinámica de la actividad depredadora, adaptación en la interacción depredador -presa y el control de la presa,

composición y abundancia del elenco de depredadores, de la densidad de la presa y de sus condición o estado fisiológico o nivel de estrés.

Por su parte años más tarde Mendo *et al.* (2016), reportan que los principales depredadores de *A. purpuratus*, son los caracoles *Thais* (*actualmente Thaisella*) *chocolata*, pulpos *Octopus mimus*, cangrejos *Cancer porteri* y *Cancer setosus* (*actualmente Romaleon polyodon*), estrellas de mar, rayas (género *Myliobatis*), erizos, ya indicados por Navarro *et al.* (1991).

Vega y Mendo (2002) catalogan al pulpo como su gran depredador en zonas donde otro tipo de alimento como cangrejos y almejas es escaso. En el caso de los pulpos, las hembras presentan una mayor tasa de consumo que los machos (Alfaro y Mendo 2011). Para los caracoles, Takahashi y Mendo 2002 señalan que presentan selectividad de la presa por tamaño, siendo más elevada la tasa de consumo en caracoles pequeños.

Según Ciocco y Orensanz (2001), el efecto de los depredadores sobre cultivos de pectínidos en la modalidad de cultivo sobre el fondo, afecta principalmente a los juveniles. Existen varios métodos de control incluyendo barras estructurales, eliminación antes de la siembra y promover pesquerías específicas.

En las zonas de cultivo se han llevado a cabo estudios de fauna acompañante en áreas de cultivo de concha de abanico en Paracas (Ibarra 2015) o estudios en Sechura sobre las comunidades bentónicas infaunal (Meyer 2014) y epifaunal (Vivar 2016). La información recabada de Meyer (2014), indica que la composición de la comunidad bentónica infaunal asociada al cultivo de fondo de concha de abanico en la Bahía de Sechura no presentó diferencias entre zonas con o sin cultivo. Vivar (2016) por su lado sí halló modificaciones de una zona con cultivo de otra sin cultivo en la comunidad bentónica epifaunal, con mayores diversidades, abundancias y biomásas a favor de la zona con cultivo. Las especies que contribuyeron a las diferencias durante el proceso de colonización pertenecieron a hábitats de fondos duros o mixtos, y pertenecientes al grupo funcional de los depredadores oportunistas y depositívoros superficiales.

Pacheco *et al.* (2013) mencionan a una serie de autores que indican que *Romaleon polyodon* (sinónimo de *Cancer setosus* y *Cancer polyodon*) es un componente conspicuo de la megafauna de fondos suaves a lo largo de la costa de Perú y Chile, siendo *R. polyodon* un depredador nocturno, esencialmente carnívoro, que se alimenta de diferentes presas y animales muertos y desperdicios orgánicos, dependiendo su selectividad de la disponibilidad de la presa y características del hábitat.

Uribe *et al.* (2013), indican que su hábitat es el Intermareal areno rocoso, Submareal arenoso, entre algas, a profundidades entre 2-12 m; en fondos arenosos cubiertos de *Caulerpa filiformis*. Se les observó compartiendo hábitat con *E. transversus*, *C. sexdecimdentatus*, *O. peruviana*, *P. curtum*. Se entierra en la arena para alimentarse, también utiliza este comportamiento como una forma de refugio. Es uno de los principales depredadores de *A. purpuratus*.

Cisterna *et al.* (2008) estudiaron la conducta de forrajeo de la jaiba peluda (*Romaleon polyodon*) a través de la preferencia de éste por el tamaño de la presa y de su tasa de consumo en condiciones de hipoxia y normoxia; y mostraron que en condiciones de normoxia, esta especie prefiere presas de mediano tamaño, puesto a que son estas presas las que otorgan un mejor retorno energético, es decir que la energía que se gana es mayor que la energía empleada en la obtención del alimento, mientras que en condiciones de hipoxia, son las presas pequeñas las que se prefieren puesto a que se emplea menor cantidad de energía en su obtención. El ritmo de alimentación menor presentado por los organismos sometidos a hipoxia revela que estos organismos destinan su energía a mantenerse y no al crecimiento, como sí puede sugerirse para los organismos mantenidos en normoxia.

Hepatus chilensis con una distribución geográfica de Ecuador a Valparaíso (Chile), también llamado cangrejo puño, restringido a un hábitat Submareal arenoso y areno fangoso. Semi enterrados, entre una profundidad de 3 – 10 m. Son considerados depredadores de pequeños crustáceos y moluscos. Se les observó cohabitando con *Tegula* spp., *A. unifasciata*, *A. purpuratus*, *E. macha*, *E. transversus*, *A. spatuligera* y en sustratos cubiertos por el poliqueto *D. rizhoicola* y sabélidos (Uribe *et al.* 2013).

Thais chocolata, (Duclos 1982), caracol o caracol negro, gasterópodo carnívoro de la familia *Thaididae*, se distribuye desde Paita en el Perú, hasta la Región de Valparaíso en Chile. Con un hábitat Intermareal inferior, submareal sobre sustratos rocosos, en bajeríos y submareal de arena gruesa y areno-fangoso en un rango de profundidades de 2-40 m. Considerados depredadores carnívoros, toman su alimento principalmente de bivalvos, carroña y otros organismos De interés comercial para consumo humano. Forma parte de los recursos que sustentan la pesquería artesanal en los principales puertos y caletas a lo largo de toda su distribución, Uribe *et al.* (2013).

2.3 CULTIVO DE *A. purpuratus* EN SISTEMA DE FONDO

La pesquería de *A. purpuratus* se inició en el Perú por la década del 50, en tanto que las primeras experiencias en cultivo extensivo -tipo de acuicultura rústica- se iniciaron en 1979 (González 2010). La actividad acuícola en la Bahía de Paracas, data desde el año 1986, cuando fueron habilitadas y entregadas en concesión áreas para el desarrollo de la maricultura (González 2010). El aprovechamiento de la concha en el Perú se realiza a través de la extracción (de semillas y adultos) de los bancos y el cultivo (suspendido y de fondo) de áreas concesionadas a maricultores artesanales o empresas privadas. En el caso de Paracas se realiza cultivo de fondo y se extrae semilla del que fuera el banco de semilla más productivo de toda la costa peruana, Bahía de Independencia (Mendo *et al.* 2016).

En el Perú la población de *A. purpuratus* está distribuida entre los 5 y 40 m de profundidad a lo largo de toda la costa peruana, pero los principales bancos productivos están concentrados en solo dos áreas: La Bahía de Independencia en Ica y Bahía de Sechura en Piura (Wolff *et al.* 2007), siguiéndole en importancia Paracas, Samanco, Huacho, Tortugas y Pucusana. Esporádicamente se extrae en Isla Asia, Isla Pachacámac, Isla San Lorenzo, Isla Don Martín, Culebras, Los Chimús y Lagunillas (Mendo *et al.* 2001). Siendo la Bahía de Sechura la que soporta la mayor intensidad de cultivo desde el 2010 (Kluger *et al.* 2014). En la Figura 1 se puede apreciar la interacción de la actividad con los eventos El Niño de gran intensidad, que favorece la producción y extracción (Jacobo 2018).

La actividad productiva en una concesión marina se inicia con la siembra o resiembra de individuos juveniles de concha de abanico (semilla) en el fondo. La semilla se dispersa, crece y engorda en función a las condiciones ambientales, a la densidad, al sustrato de siembra y a las relaciones con otros animales y algas, es decir depredación y competencia (Mendo *et al.* 2011)

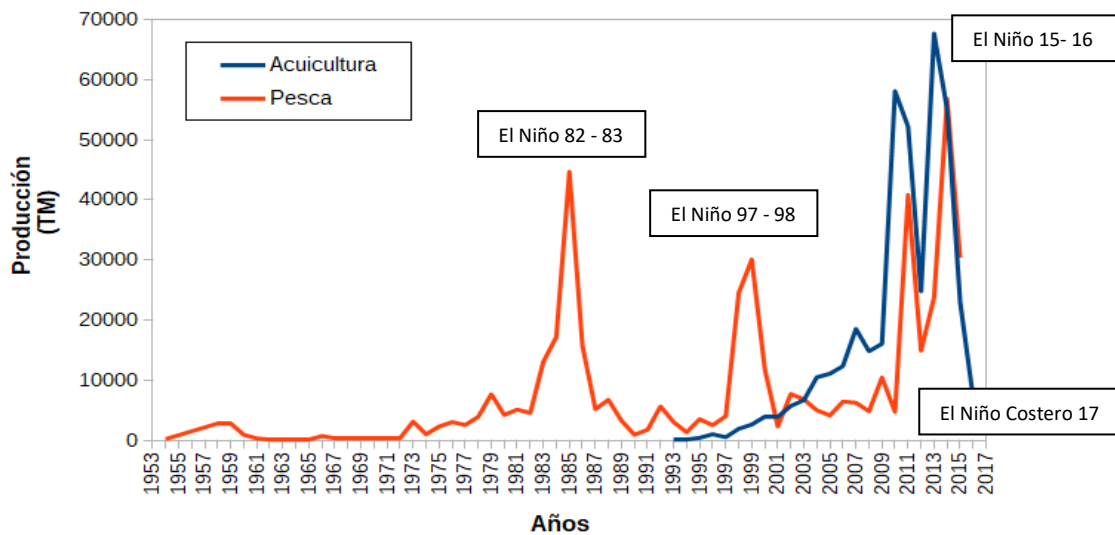


Figura 1: Desembarque de concha de abanico 1953-2017

Fuente: Jacobo (2018) con datos tomados de FAO (2017)

2.4 METALES PESADOS EN ORGANISMOS BENTÓNICOS

Los organismos acuáticos en general y aquellos que se encuentran al tope de la cadena trófica pueden acumular a través de distintas vías: agua, sedimentos o alimentos (presas) los metales pesados. Diversos estudios han demostrado que las condiciones del medio abiótico principalmente el pH, potencial redox, alcalinidad, temperatura, materia orgánica y condiciones propias de la especie como talla, edad, sexo, madurez sexual y estacionalidad, son los principales factores que generan una influencia sobre su bioacumulación. Del mismo modo, es importante señalar que la ruta de los metales (vía alimento, agua o sedimentos) así como el nivel de exposición en el tiempo e intensidad son los factores que determinan su bioacumulación y por ende su biomagnificación.

Torres (2010) menciona que los metales son componentes naturales cuya concentración varía en diferentes regiones geográficas y se pueden encontrar como mezclas de metales. Algunos metales como Cu, Zn, Mg, Mn, Fe, Co, Na y K desempeñan funciones imprescindibles para los seres vivos: contribuyen a la estabilización de estructuras y moléculas biológicas, o funcionan como cofactores en multitud de reacciones enzimáticas. Por ello son esenciales para el metabolismo y crecimiento celular, aunque se requieran en concentraciones muy bajas. En cambio, otros como Cd, Hg, Ag y Pb no tienen funciones biológicas conocidas, son considerados como no esenciales, y son tóxicos incluso a concentraciones muy bajas.

La especiación es la distribución de un elemento químico entre las diferentes formas en las cuales puede existir (especies) en un medio determinado, incluye tanto los elementos libres (en forma neutra o ionizada) como los variados complejos que pueden formarse con diferentes ligandos (Castañé *et al.* 2003).

Según Semple *et al.* (2004), un compuesto es biodisponible cuando se encuentra en forma libre y puede pasar a través de la membrana citoplasmática, desde el exterior al interior de la célula. La actividad biológica de los metales se relaciona con la concentración de las formas iónicas libres o con sus acuacomplejos y no con la concentración total (Caille *et al.* 2003).

2.5 BIOACUMULACIÓN

La bioacumulación es el proceso por el cual un organismo concentra metales del ambiente abiótico (agua, sedimentos) y a través de la ingestión de alimento, con el resultado de un incremento notable de concentración del mencionado metal en el cuerpo con respecto al medio ambiente. Los compuestos se acumulan en los seres vivos y son almacenados más rápidamente de lo que pueden metabolizar (Zorrilla 2011). Alcanzan niveles altos de toxicidad y se absorben muy eficientemente a través de las membranas biológicas por su elevada afinidad química por el grupo sulfhidrilo (-SH) de las proteínas (Mancera y Álvarez 2006).

La bioacumulación es expresada usualmente como factor de bio acumulación (BAF por sus siglas en ingles), y consiste en la ratio de la concentración de metal total en el cuerpo del pez y /o organismo con respecto a la concentración total de alimento y agua y/o sedimentos obtenidos en el estudio de campo.

$$\text{BAF} = \frac{[\text{METAL}] \text{ ORGANISMO}}{[\text{METAL}] \text{ SEDIMENTO O AGUA O ALIMENTO}}$$

Cuando el BAF excede la unidad (> 1.0), el metal evaluado estará más concentrado en relación a la matriz evaluada.

2.6 BIOMAGNIFICACIÓN

Es la disposición a concentrarse en niveles tróficos sucesivos. Cardwell *et al.* (2013) analizan la biomagnificación simple y multitrófica de cinco metales: cadmio, plomo (no esenciales), cobre, níquel y zinc (esenciales) en la cadena trófica acuática. De este modo hallaron que los metales Cd, Cu, Pb y Zn generalmente no se biomagnifican en cadenas tróficas que consisten en productores primarios, consumidores macro invertebrados y peces que ocupen el nivel trófico 3. Sin embargo, la biomagnificación de Zn es posible en circunstancias por las cuales las concentraciones de Zn de la dieta se presenten debajo de los niveles requeridos por el metabolismo. Los metales Cd, Cu, Ni y Zn pueden biomagnificarse en cadenas alimenticias marinas específicas de bivalvos, gasterópodos herbívoros y cirrípedos en el nivel trófico 2 y gasterópodos carnívoros en el nivel trófico 3.

Ali *et al.* (2019) mencionan que la retención de los metales pesados en el cuerpo de un organismo depende de muchos factores tales como la especiación del metal y los mecanismos fisiológicos desarrollados por el organismo para la regulación, homeostasis y detoxificación.

Los metales esenciales y no esenciales, son importantes en los procesos metabólicos y enzimáticos, respiratorios y como componentes de la hemolinfa. Los metales pueden ligarse a moléculas en la célula (proteínas), volviéndose metabólicamente disponible, lo que es esencial para el metabolismo por ejemplo metales esenciales incorporados a enzimas o pudiendo generar efectos tóxicos temporales o permanentes (Rainbow 2018).

Es así que la asimilación de metales en depredadores provenientes de la presa es afectada por la forma físico química del metal acumulado en la presa. Un concepto definido como metal tróficamente disponible (TAM trophically available metal), Luoma y Rainbow (2011) se expresa en términos de las fracciones subcelulares del metal acumulado, metal asociado con organelos. En estas condiciones el metal asociado con organelos o gránulos ricos en metales (metal rich granules MRG) tiene un menor potencial para ser transferido tróficamente a los predadores, ya que los MRG son tróficamente no disponibles de acuerdo a Sanchez – Marin y Beiras 2017, basados en estudios de algunos metales como Ag, Cd, Cu o Zn.

2.7 ISÓTOPOS NATURALES Y ESTABLES

Los elementos con el mismo número de protones o número atómico, pero con diferente peso atómico establecido por la diferencia en el número de neutrones, se conocen como isótopos estables (Rosas y Loor 2015).

Alcorlo *et al.* (2008) mencionan que se ha observado que en los materiales no solamente se encuentran distribuidos los 90 elementos naturales, sino sus correspondientes 1300 núclidos conocidos. Este hecho da lugar a que muchas sustancias presenten de modo natural una “firma” o “huella dactilar” isotópica característica. Se conocen alrededor de 1700 núclidos, de los cuales unos 1300 son naturales y, entre ellos, solamente 274 son estables. Los isótopos estables más utilizados son los correspondientes a los elementos químicos H, C, N, O y S. Su importancia radica en que son elementos muy abundantes en la corteza terrestre y a que toman parte en numerosos procesos naturales. Las relaciones isotópicas que más se emplean son: $^1\text{H} - ^2\text{H}$ (D); $^{12}\text{C} - ^{13}\text{C}$; $^{14}\text{N} - ^{15}\text{N}$; $^{16}\text{O} - ^{18}\text{O}$; $^{34}\text{S} - ^{32}\text{S}$.

Los átomos ^{12}C y ^{14}N se conocen como isótopos ligeros mientras que los de mayor peso atómico (^{13}C y ^{15}N) que se conocen como isótopos pesados o estables y son menos comunes en la naturaleza (Rosas y Loor 2015).

Rosas y Loor (2015) mencionan a Martínez del Río *et al.* (2009), señalan que los átomos de carbono y nitrógeno ligeros y pesados, al ser consumidos por un organismo, se ordenan o fraccionan durante los procesos metabólicos, es decir, existen velocidades de reacción distintas para cada tipo de isótopo, siendo más rápida para los isótopos ligeros. De esta manera los tejidos de los consumidores se enriquecen en los isótopos más pesados (^{13}C y ^{15}N) con relación a su alimento o presa por lo que el tejido del consumidor posee valores mayores a los de su presa. Los valores isotópicos se obtienen mediante la razón del isótopo pesado sobre el ligero ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) en relación a un estándar establecido para cada elemento y su unidad es partes por mil (‰) por cuestiones prácticas.

Los estándares para $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ son el PDB (Belemnite Americana de la Formación Peedee) y para $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ el nitrógeno del aire.

Las abundancias isotópicas se dan, generalmente en partes por mil (‰), con respecto a uno de los estándares, esta variación se define mediante la siguiente fórmula:

$$\delta(\text{‰}) = \frac{\text{R (muestra)} - \text{R(estándar)}}{\text{R(estándar)}} \times 1000$$

El Análisis de Isótopos Estables (SIA por sus siglas en inglés) permite examinar la posición trófica de las especies en una cadena alimenticia (Post 2002). La posición trófica de un consumidor puede ser calculado usando la siguiente ecuación propuesta por Post 2002, el valor de factor de enriquecimiento más utilizado es 3.4.

$$\text{TP}_{\text{consumidor}} = (\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{base}}) / \text{TEF} + \text{TP}_{\text{base}}$$

Donde

$TP_{\text{consumidor}}$ = es la posición trófica del consumidor

$\delta^{15} N_{\text{consumidor}}$ = es la firma isotópica de nitrógeno del consumidor

$\delta^{15} N_{\text{base}}$ = es la firma isotópica base de nitrógeno

TEF= es el factor de enriquecimiento trófico entre el consumidor y su presa

TP_{base} = es la posición trófica base

III. MATERIALES Y METODOS

3.1 LUGAR DE EJECUCIÓN Y FECHAS DE MUESTREO

El presente trabajo de investigación se realizó en la Bahía de Paracas en el área denominada Atenas, considerando dos estaciones de muestreo, ambas ubicadas en el área de concesiones autorizadas para el cultivo de fondo de concha de abanico de las empresas ACQUAPISCO S.A. y COTSCOPEMAR. La geo localización del área concesionada con finalidad acuícola en la Bahía de Paracas se muestra en la Tabla 1 y Figura 2.

Tabla 1: Geolocalización de las estaciones de muestreo

Estaciones de muestreo	Coordenadas Geográficas		Profundidad m	Empresa
	Latitud	Longitud		
Estación 1	13°49'19.6" S	76°17'54.6" O	3	ACQUAPISCO S.A.
Estación 2	13°49'19.56" S	76°17'47.04" O	5	COTSCOPEMAR

Fuente: Catastro Acuícola Nacional

El muestreo se realizó en el verano del 2017, durante los meses de enero y marzo.

Esta zona de 2.16 km² se encuentra categorizada como Categoría 2: actividades de extracción y cultivo marino costeras y continentales sub categoría C1: extracción y cultivo de moluscos bivalvos Cat2C1_39.

Los vertimientos autorizados en el area se muestran en la Tabla 2.

Catastro Acuicola Nacional

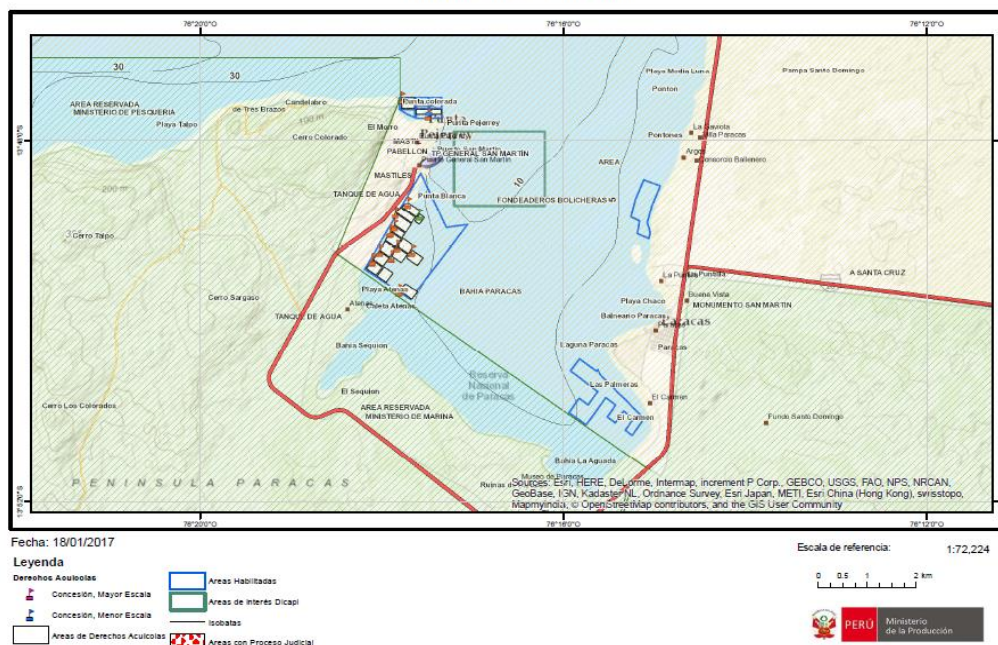


Figura 2: Geo localización del área de concesiones acuícolas en Bahía Paracas
Fuente: Catastro Acuicola Nacional

Tabla 2 : Vertimientos autorizados en la Bahía de Paracas

Empresa	Unidad Operativa	Resolucion de vertimiento vigente	Caudal LITROS/S	Volumen m3	Vigencia	Categoria
1 Plus petrol corporation S.A.	Planta de osmosis inversa del terminal marino planta de fraccionamiento de LGN	RD 0209- 2016 ANA DGCRH al 30/09/2016 2020	0.22	6922.08	4 años	1B1
2 APROPISCO SAC	Planta de recoleccion, almacenamiento y evacuacion de efluente	RD 0063-2016 - ANA - DGCRH	289.17	2510916.00	4 años	4

Fuente: Autoridad Nacional del Agua DGCRH

Concesiones acuicolas

El proceso productivo de la concha de abanico se realiza en concesiones, el cultivo en Atenas es en el sistema de fondo, comúnmente llamados “corrales”.

La empresa ACQUAPISCO S.A. es titular de la concesión Lote N°5 de 3 hectáreas de área, con aprobación de titularidad otorgada mediante Resolución Directoral N° 038-

2015-GORE ICA/DRPRO con fecha 12 de febrero del 2015 y en las fechas de muestreo trabajaba el lote 12 de la empresa COTSCOPEMAR. En la Tabla 3, se pueden verificar las características de las dos áreas muestreadas.

Tabla 3: Características de las concesiones muestreadas en Bahía de Paracas

Coordenadas Geográficas		Lote	Área Ha	Profundidad m	Sustrato	Empresa	Condición sanitaria
Latitud	Longitud						
13°49'19.6" S	76°17'54.6" O	5	3	3	Fangoso en restauración	ACQUAPISCO S.A.	Habilitado
13°49'19.5" S	76°17'47.0" O	12	5	5	Arenoso Conchuela	COTSCOPEMAR	No habilitado

Fuente: SANIPES (2018)

La semilla de concha de abanico, proviene de bancos naturales o cultivos suspendidos, a través de proveedores y puede ser de 3 o 4 cm de talla dependiendo de las condiciones climáticas de siembra. A los corrales se les da mantenimiento continuo con el apoyo de buzos para eliminar predadores, evitar mortalidad del recurso y mensualmente se realizan biometrías para conocer el estado del producto. A los nueve meses de engorde se procede a la cosecha con una talla promedio comercial (65 mm). En las fechas de muestreo enero y marzo del 2017, se encontraban en época de cosecha. Es decir, la semilla fue sembrada en mayo del 2016.

Las zonas y áreas de producción son sometidas periódicamente al Programa de Control y Vigilancia de Moluscos Bivalvos Vivos de SANIPES, en cumplimiento de la normativa sanitaria pesquera y acuícola vigente.

3.2 CONDICIONES OCEANOGRÁFICAS DE LA BAHÍA DURANTE LA INVESTIGACIÓN

Las variables oceanográficas temperatura, oxígeno disuelto y salinidad se obtuvieron de los monitoreos semestrales de las estaciones 01-A-NON en la Bahía de Paracas realizados en el marco del Programa de Control de Moluscos Bivalvos por SANIPES (<http://www.sanipes.gob.pe>)

Adicionalmente se revisó las variables temperatura, oxígeno disuelto, pH y salinidad superficial y de fondo del Programa de Monitoreo Ambiental del Laboratorio Costero de Pisco de IMARPE (<http://www.imarpe.gob.pe>). Los datos de anomalías de temperatura se registraron de IMARPE y ENFEN (<http://www.enfen.pe>)

3.3 MUESTREO DE ORGANISMOS BENTÓNICOS

El macrobentos fue colectado mediante buceo autónomo, con el apoyo de un buzo – pescador artesanal quien extrajo los predadores potenciales, macrobentos acompañante y especímenes de concha de abanico (*A. purpuratus*). Para lo cual se tuvo en consideración que los organismos tuvieran la misma talla, capturando al menos tres ejemplares por especie y a la profundidad del área concesionada.

Adicionalmente se consideró el tamaño de los individuos para completar el número de réplicas y muestras requerido. Los organismos hallados y colectados durante los muestreos de enero y marzo se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4: Organismos hallados y colectados en Bahía de Paracas

Phylum	Subphylum	Clase	Orden	Familia	Nombre científico	Fechas	Estaciones
Arthropoda	Crustacea	Malacostraca	Decapoda		<i>Romaleon polyodon</i>	Enero Marzo	E1 – E2
Arthropoda	Crustacea	Malacostraca	Decapoda	Aethridae	<i>Hepatus chiliensis</i>	Enero Marzo	E1 – E2
Mollusca		Gastropoda	Neogastropoda	Muricidae	<i>Thais chocolata</i>	Enero Marzo	E1 – E2
Mollusca		Gastropoda	Archaeogastropoda	Tegulidae	<i>Tegula sp</i>	Enero Marzo	E1 – E2
Mollusca		Bivalvia	Mytiloida	Mytilidae	<i>Semimytilus algosus</i>	Marzo	E1 – E2

Los organismos fueron transportados vivos y de forma individual en bolsas de cierre hermético y fueron congelados a – 25°C en la planta de procesamiento de productos congelados de Acuicultores Pisco S.A. y ACQUAPISCO S.A. en San Andrés Pisco, antes de su disección.

3.4 DISECCIÓN Y PREPARACIÓN DE MUESTRAS DE ORGANISMOS

Los organismos fueron trasladados al Laboratorio de Recursos Hidrobiológicos de la Facultad de Pesquería de la Universidad Nacional Agraria La Molina, donde fueron

pesados utilizando una balanza de precisión 0.01 g, marca Adam ACB plus y medidos con un vernier digital de 0 a 150 mm (Figura 3a, 3b). Luego fueron disectados considerando el mantenimiento de la cadena de frío, la limpieza permanente del lugar de trabajo, así como los implementos con agua acidulada (HCl) para evitar contaminar las muestras entre individuos y entre diferentes especies.

Los tejidos disecados se trasladaron a micro viales de 2 mL, previamente pesados y codificados (Figura 4a, 4b). En conchas de abanico se disectaron seis tejidos: manto, gónada, branquias, intestino, glándula digestiva y músculo para metales; solo músculo para isótopos. En los potenciales predadores y otros organismos se obtuvo el músculo comestible, considerando 3 réplicas (2 para metales y 1 para isótopos estables).

Se registró el peso de los micro viales con tejido húmedo. Posteriormente se pusieron a secar en una estufa Memmert a 60°C por 96 horas para metales (Figura 5a) y 48 horas para isotopos estables. Luego de este procedimiento se pesaron nuevamente y se almacenaron sellándolos con Parafilm en cajas portaviales, para su envío a los laboratorios donde se analizarían metales.

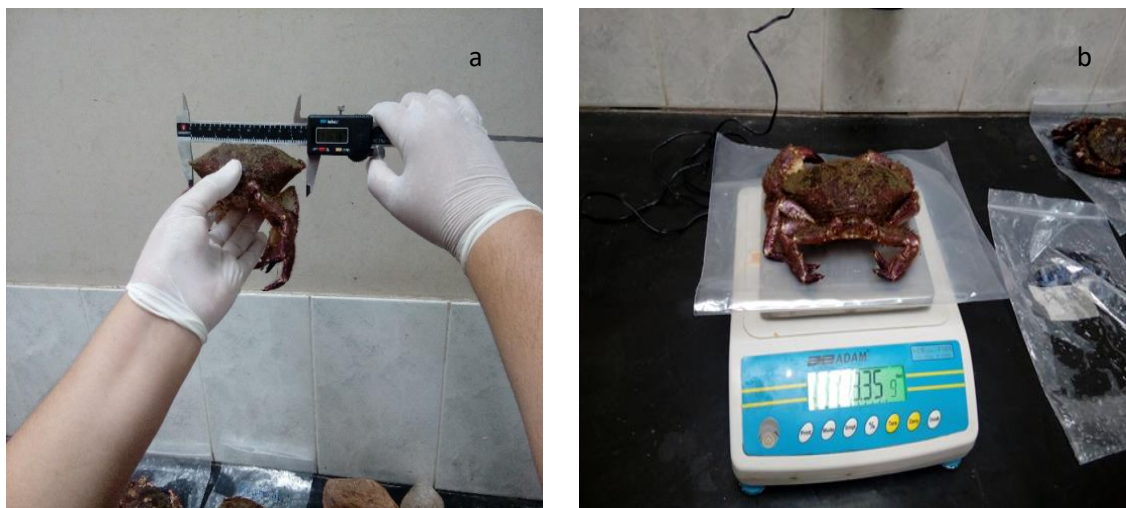


Figura 3 a: Biometría de organismos colectados. b: Biometría de organismos colectados. Fuente: Elaboración propia.



Figura 4 a: Disección de muestras de *A. purpuratus*. b: Preparación de micro viales con tejidos seleccionados Fuente: Elaboración propia

En el caso de isótopos estables se procedió a homogenizar el tejido en un mortero hasta pulverizarlo, trasladando todo el tejido al microvial. Luego de lo cual se procedió a trasvasar el tejido pulverizado a una capsula de estaño previamente pesada (tarada) considerando aproximadamente un peso de tejido aproximadamente de 1.5 mg. Todos los materiales mortero, la mano o pilón y cucharita de trasvase fueron lavados con abundante agua destilada entre cada muestra. Las capsulas de estaño se envolvieron haciéndolas circulares y planas (en forma de una lenteja), (Figura 5b) y se colocaron en una placa de fondo redondo de 96 pocillos (University of New Mexico Center for Stable Isotopes, http://csi.unm.edu/sample_submission_preparation). Sellándola apropiadamente para ser luego ser enviada vía aérea a la Universidad de California Davis.

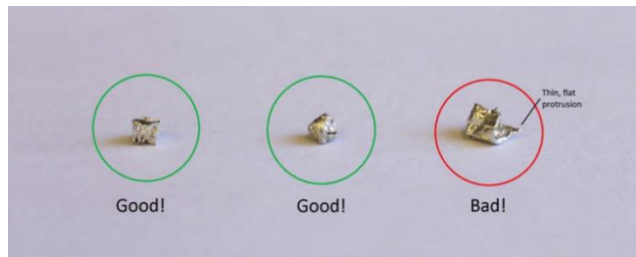


Figura 5 a: Muestras dispuestas para secado en estufa. b: Muestras encapsuladas. Fuente: (University of New Mexico Center for Stable Isotopes, http://csi.unm.edu/sample_submission/preparation)

3.5 COLECCIÓN DE SEDIMENTOS Y AGUA

Las muestras de agua de mar se tomaron directamente en una botella oscura de 1L mediante buceo autónomo, en la fase agua - sedimento. Las botellas se mantuvieron a una temperatura de -5°C .

Se recolectaron muestras de sedimento, en triplicado, mediante buceo autónomo con un tubo de PVC de 4 pulgadas, enterrándolo 10 cm y cerrándolo bajo el agua. Todas las muestras fueron tamizadas para eliminar el agua y luego fueron envasadas en bolsas de plástico grueso. Luego se almacenaron en frascos de 500 gramos y fueron almacenadas a bajas temperaturas hasta su transporte al laboratorio.

3.6 PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS DE SEDIMENTOS Y AGUA

En el laboratorio de Recursos Hidrobiológicos se acondicionó un sistema de filtración con una bomba de presión Gast, utilizando filtros GF/F (47mm y $0.7\mu\text{m}$) previamente codificados se procedió a filtrar una cantidad mínima de 100 mL o toda la muestra de agua. Considerando dos replicas para metales y una para isotopos estables. Los filtros se secaron antes de envolverlos en papel aluminio también rotulado.

En el laboratorio las muestras de sedimento fueron secadas a 60°C durante 48 horas en una estufa de desecación hasta peso constante. Se separaron 50 a 100 gramos por triplicado para análisis de granulometría y muestras de 3 gramos en micro viales para metales e isótopos.

Tanto los filtros como las muestras de sedimento fueron procesadas para el análisis de isótopos estables siguiendo los protocolos descritos por UC Davis (UC Davis Stable Isotope Facility, <http://stableisotopefacility.ucdavis.edu/>), se homogenizó el sedimento en un mortero hasta pulverizarlo y se trasladó las muestras (60 mg) y el octavo (1/8) del filtro GF/F a cápsulas de plata taradas y pesadas y luego se colocaron en una placa fondo redondo de 96 pocillos. Todos los materiales mortero, la mano o pilón y cucharita de trasvase fueron lavados con abundante agua destilada entre cada muestra. Luego de lo cual se procedió a acidificar por vapores las muestras con HCl (al 30 por ciento) con una solución 12 M en un desecador por 24 horas.

Luego se envolvieron las capsulas de plata hasta hacerlas circulares y planas (como una lenteja) y se envolvieron nuevamente en capsulas de estaño. Se colocaron así en una placa de fondo redondo de 96 pocillos sellándola apropiadamente para su envío a UC Davis.

3.7 METODOLOGÍAS PARA DETERMINACIÓN DE METALES E ISÓTOPOS ESTABLES

Las muestras para la determinación de metales se enviaron al laboratorio del grupo de investigación Systemic Physiological and Ecotoxicological Research (SPHERE), ubicado en el Campus Groenenborger de la Universidad de Amberes, Bélgica. Se utilizó el Método 200.3 de la USEPA – 1991 - de determinación de metales pesados con espectrofotometría de masa inductivamente acoplada (ICP-MS) y espectrofotometría de masa inductivamente acoplada de alta resolución (HR – ICP – MS).

Antes de ser procesadas las muestras fueron secadas por 72 horas a 60°C. Luego de lo cual aproximadamente 0.2 gramos de tejidos fueron pesados y digeridos durante una noche con 2 a 2.5 mL de ácido nítrico altamente purificado concentrado al 69 por

ciento. Se secaron al día siguiente a 110°C durante 30 minutos en un digestor Hot Block. Luego se enfriaron y se añadió 0.25 ml de peróxido de hidrogeno, las muestras se secaron durante 30 minutos más, hasta completar la total digestión a 110°C (Loayza *et al.* 2018).

Las muestras se diluyeron 10 veces con Milli Q grade para el posterior análisis con espectrofotometría de absorción atómica o de masa. El límite de cuantificación ($\mu\text{g/L}$) fue 0.1 para Ni, Cu, As, Cd y Pb, y 5 para Zn en ICPMS, y 0.001 para todos los metales en HR-ICP-MS (Loayza *et al.* 2018). Las concentraciones de metales se reportaron en microgramos por gramo ($\mu\text{g/g}$) de peso húmedo de tejido o de peso seco.

Las muestras para isótopos estables fueron enviadas a las instalaciones de Isótopos Estables de la Universidad Davis de California para su análisis, donde se utilizó espectrometría de masas isotópica. Los valores de isótopos se expresaron en notación delta (δ) y expresada en partes por mil relativo a un patrón internacional.

$$\delta^{13}\text{C} \text{ o } \delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = [(R \text{ muestra}/R \text{ estándar}) - 1] \times 10^3$$

Donde:

$\delta^{13}\text{C} \text{ o } \delta^{15}\text{N} (\text{‰})$ = composición isotópica en ^{13}C o ^{15}N

R= Razón entre el isotopo más pesado y el más leve ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$; $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$)

Para los valores de referencia se utilizó G-13 Bovine Liver; G-20 Glutamic Acid; G-21 Enriched Alanine; G-6 Nylon 6.

3.8 PROCESAMIENTO DE DATOS

Para el ordenamiento de la información, cálculos básicos y gráficos se utilizó el *software* Excel. Para determinar la normalidad de los datos, pruebas de homocedasticidad, análisis de varianza de una vía, análisis de componentes principales y regresiones lineales, se utilizó el *software* PAST - Paleontological statistics *software*

package for education and data analysis. Cuando fue necesario los datos se transformaron a \log_{10} .

Para las diversas comparaciones con 2 factores, para analizar si existió interacción, se utilizaron modelos lineales generales y mixtos, para considerar la heterogeneidad de varianza durante el período analizado (Di Rienzo *et al.* 2011). Luego se seleccionó el modelo más apropiado utilizando los valores del criterio de Akaike (AIC), Schwarz (BIC) y la prueba de máxima verosimilitud (LRT). Para todos los casos se analizó la normalidad de los residuales usando la prueba de Shapiro-Francia.

Los datos de isótopos estables $\delta^{15}\text{N}$ se trabajaron con el paquete SIMMR de software R, que es un paquete estadístico diseñado para resolver modelos mixtos para el análisis de datos de isótopos.

Con la finalidad de analizar la red trófica, los organismos (consumidores y presas) se agruparon en grupos tróficos, tomando como base la literatura disponible sobre hábitos alimenticios.

3.8.1 Niveles tróficos (TL)

Los niveles tróficos se calcularon usando los datos $\delta^{15}\text{N}$ de acuerdo a Vander Zanden *et al.* (1997) para estimarse el TL de cada una de las especies se utilizó la ecuación (1):

$$\text{TL}_{\text{consumidor}} = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{muestra}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{primario}}) / 3.4 \text{‰}] + 2 \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde:

$\delta^{15}\text{N}_{\text{muestra}}$: es el valor promedio de cada individuo

$\delta^{15}\text{N}_{\text{primario}}$: es el valor promedio del consumidor primario

3.4 ‰: es un factor de discriminación trófica usado frecuentemente

En la ecuación (1), el consumidor primario ocupa la posición 2 ($\text{TL}_{\text{consumidor primario}} = 2$), en cuanto $\text{TL}_{\text{consumidor}}$ y $\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}}$ son el TL y el $\delta^{15}\text{N}$ de cada especie estudiada,

respectivamente, y 3,4‰ representa el factor de discriminación trófica más frecuente para el $\delta^{15}\text{N}$ utilizado para los organismos acuáticos (Lavoie *et al.* 2013).

3.8.2 Factor de magnificación trófica (TMF)

Para cuantificar la magnificación trófica de los metales se usó una regresión lineal simple entre los valores de metales (transformados a logaritmo) y el nivel trófico utilizando el coeficiente de Spearman

$$\log [\text{metales}] = \beta * (\text{TL}) + \alpha \quad \text{Ecuación (2)}$$

La pendiente β de la regresión lineal simple es la pendiente de la magnificación trófica y α es la intersección con el eje vertical.

El factor de magnificación trófica (TMF por sus siglas en ingles), calculado como el antilog de la pendiente (β) de la regresión lineal simple entre el logaritmo de la concentración de los metales y el TL (TMF= 10^β), representa la biomagnificación media por TL a lo largo de la cadena trófica (Borga *et al.* 2012).

Cuando el TMF es mayor que uno (*i.e.*, TMF > 1 y b > 0) indica que el metal biomagnifica en la cadena trófica. Si el TMF resulta menor que uno (*i.e.*, TMF < 1 y b < 0) indica que ocurre una dilución trófica del metal, aunque el TMF = 1 ($\beta = 0$) indica que no hay cambios en las concentraciones de los metales entre los organismos de la cadena trófica (Borga *et al.* 2012).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1 CONDICIONES OCEANOGRÁFICAS DE LA BAHÍA DE PARACAS EN LA ÉPOCA DE MUESTREO

En la Figura 6, se observan los valores de temperatura superficial del mar (TSM) reportados por SANIPES (2018), durante los meses de enero – marzo del 2017, en la bahía de Paracas. Los datos de Temperatura Superficial del mar (TSM) en la bahía de Paracas oscilaron entre 17.62°C y 24.18°C durante los meses de enero-marzo, presentando las más altas temperaturas en el mes de febrero.

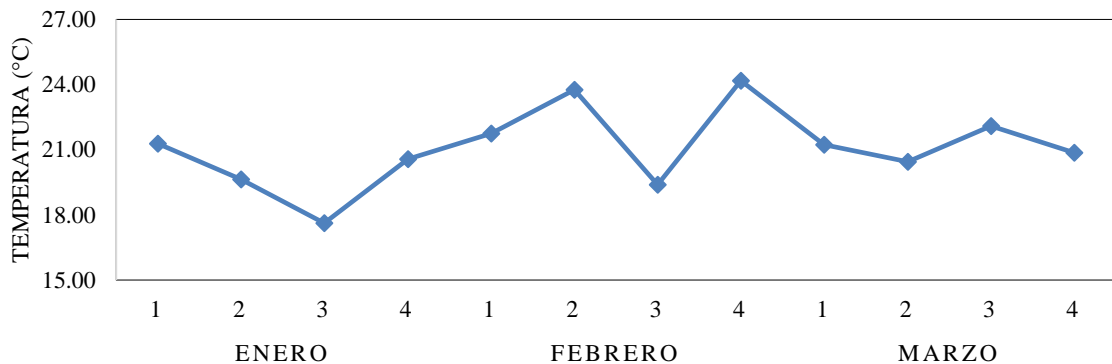


Figura 6: Temperatura superficial del mar en la Bahía de Paracas durante los meses de enero-marzo, 2017.

Fuente: SANIPES (2018)

Los valores altos de temperatura son comunes en los meses de verano, por la morfología de la bahía y debilitamiento del sistema de afloramiento. Aguirre *et al.* (2014) y Aguirre *et al.* (2016) reportaron para los meses de verano valores entre 14,2°C y 23,7°C asociado a cambios en la radiación solar y el impacto del afloramiento costero de aguas frías que podría generar cambios bruscos en la temperatura.

De acuerdo al Informe Técnico Extraordinario N°001-2017/ENFEN - EL NIÑO COSTERO 2017 (<http://enfen.gob.pe/download/informe-tecnico-2017-1>) el periodo de diciembre 2016 a mayo del 2017 calificó formalmente como “El Niño Costero” de magnitud moderada, con condiciones neutras en el Pacífico Central.

Este evento a diferencia de los eventos de 1982-1983 y 1997-1998 tuvo características y mecanismos locales similares al evento El Niño del año 1925. Por sus impactos, asociados a las lluvias e inundaciones, “El Niño Costero 2017” se consideró como el tercer “Fenómeno El Niño” más intenso de al menos los últimos cien años para el Perú. En cuanto a sus impactos en el ecosistema marino, la reducción del afloramiento costero ocasionó una disminución significativa de la productividad marina frente a la costa norte y centro.

Climatológicamente, el verano 2017 se caracterizó por un evento de El Niño Costero moderado frente a la costa norte del Perú y condiciones neutrales, aunque ligeramente frías en el Pacífico central tras salir de condiciones La Niña en esta región (ENFEN 2017).

Ambas condiciones aparentemente influenciaron sobre las lluvias de verano en el Perú. En enero 2017, los caudales de los ríos (Tumbes, Chira, Rímac y Pisco) de la región centro-occidental alcanzaron valores muy por encima de sus promedios históricos como consecuencia del incremento de las lluvias, mientras que, en las regiones sur y norte, estos valores variaron entre normal y ligeramente sobre su media (ENFEN 2018).

La concentración de oxígeno disuelto en la Bahía de Paracas osciló entre valores de 2.8 y 8.5 mg/L. Adicionalmente se graficaron datos de oxígeno disuelto para superficie y fondo obtenidos de estudios del Laboratorio Costero de Pisco (IMARPE 2017), observándose valores de oxígeno disuelto de fondo en condiciones de hipoxia (Figuras 7 y 8).

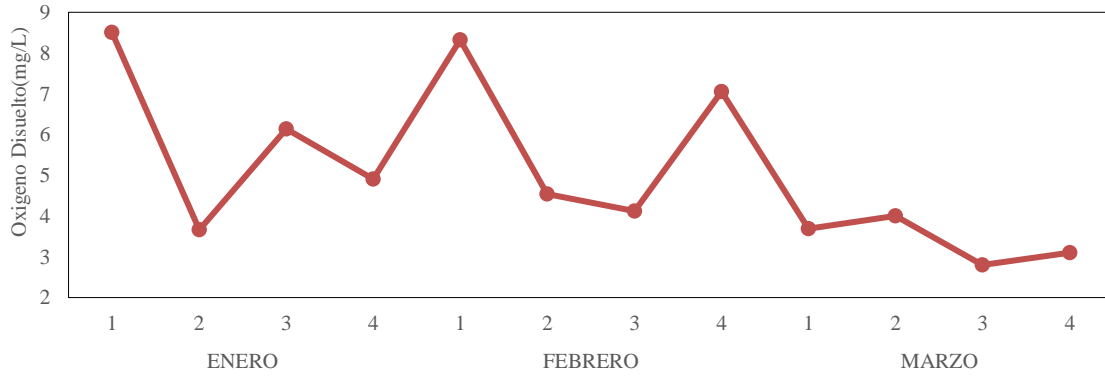


Figura 7: Variación de la concentración de oxígeno disuelto en la Bahía de Paracas durante los meses de Enero – Marzo, 2017.

Fuente: SANIPES (2018)

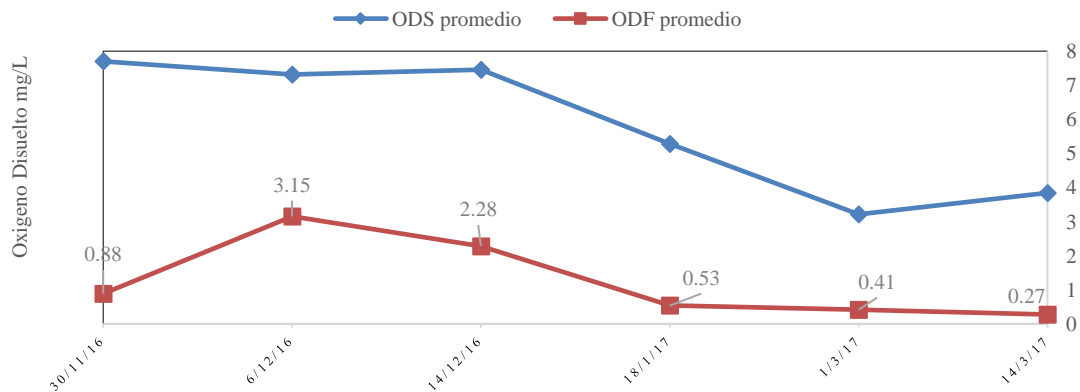


Figura 8: Variación de la concentración de oxígeno disuelto superficial y de fondo en la Bahía de Paracas durante los meses de noviembre 2016 – Marzo, 2017.

Fuente: IMARPE 2017

Aguirre (2016), condujo un monitoreo ambiental en la Bahía de Paracas, indicando sus resultados que la variabilidad oceanográfica puede ser importante, especialmente en la época de verano. Observando variaciones de $\pm 8^{\circ}\text{C}$ y condiciones de oxígeno disuelto que se presentaron en el rango de supersaturación a anoxia en el transcurso de 24 horas. Concluyendo que la Bahía de Paracas presenta condiciones de hipoxia crónicas, severas y prolongadas, como una consecuencia secundaria de la alta productividad del sistema de afloramientos a la que está expuesta esta bahía semi cerrada.

La salinidad en la estación de SANIPES (2018), en la época estudiada, osciló entre 34.23 y 34.43 ups (Figura 9). Sin embargo, el Laboratorio Costero de IMARPE en Pisco

(IMARPE 2017), reportó que la salinidad en la superficie marina se vio afectada por el incremento del caudal del río Pisco, provocando principalmente una disminución de los valores superficiales al norte de la Bahía de Pisco - Paracas, que se prolongó hasta finales del verano (marzo 35.10 a 19.40 ups superficial). A nivel de fondo no se percibió tal disminución (promedio marzo 35.04 ups fondo).

Otra característica importante en Bahía de Paracas es la frecuencia de aparición de mareas rojas, afloraciones de diferentes especies fitoplanctónicas con significativos impactos en la biogeoquímica y en los recursos. Durante el período de muestreo en marzo (01), se reportó una floración algal al sur de la península de Paracas, originada por el dinoflagelado *Akashiwo sanguínea*, que presentó una concentración celular de $7,08 \times 10^5$ cel. L⁻¹ (IMARPE 2017).

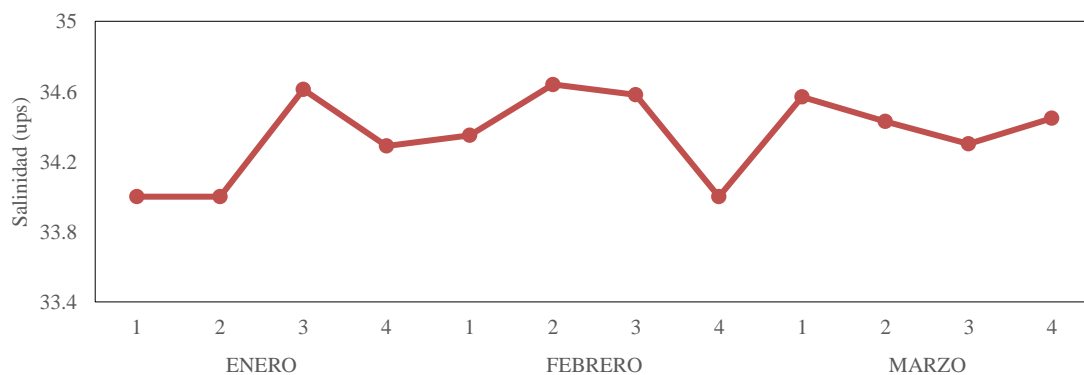


Figura 9: Niveles de salinidad en la Bahía de Paracas durante los meses de Enero – Marzo, 2017.

Fuente: SANIPES (2018)

IMARPE (2010), menciona que la circulación marina mostró los valores más intensos en la zona norte de la bahía con flujos que se desplazaron de este a oeste, en tanto que, los flujos más débiles se ubicaron en la zona sur de la bahía mostrando una circulación anticiclónica con movimientos verticales hacia el fondo frente a playa Atenas y hacia la superficie entre Santo Domingo y la Aguada (Figura 10).

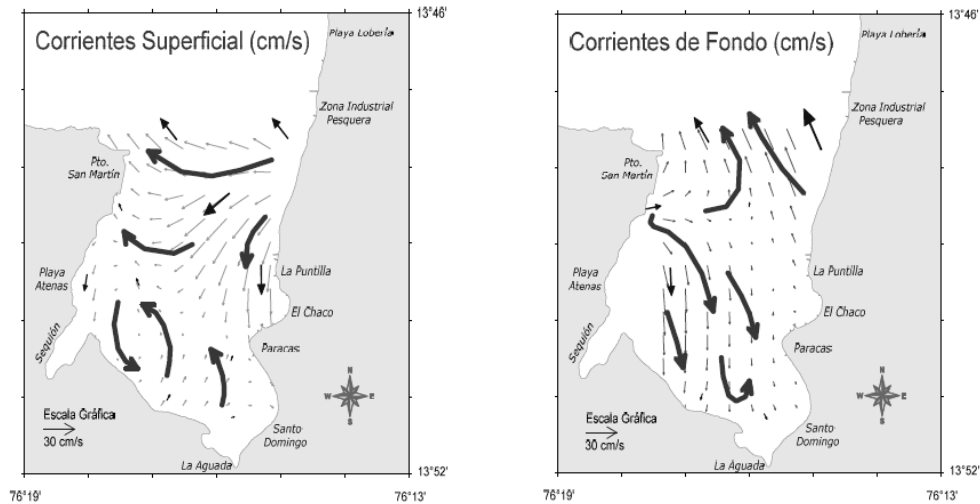


Figura 10: Distribución de corrientes (cm/s) superficial y de fondo en la Bahía de Paracas.

Fuente: IMARPE (2010)

4.2 CONDICIONES DEL SEDIMENTO Y CALIDAD DE AGUA (SESTON) EN AL ÁREA MUESTREADA

4.2.1 Calidad de agua de mar filtrada

La concentración de metales en muestras de agua de mar de fondo, filtrada se aprecia en la Tabla 5. Los niveles de acumulación de metales en el agua de fondo, filtrada fueron $Zn > As > Pb > Cu > Ni > Cd$. Siendo atribuido al bioeston (organismos planctónicos) o material detrítico – resuspendido. La evaluación estadística muestra que existen diferencias significativas entre los meses para los metales evaluados, excepto para el plomo.

4.2.2 Isótopos estables de carbono y nitrógeno en agua de mar filtrada

Se evaluaron los isótopos estables en el agua de mar filtrada, hallándose un valor promedio de -25.99 por mil y 8.32 por mil para $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ respectivamente. Cabe indicar que la precisión de la determinación de isótopos estables de C y N, disminuye en muestras que contienen menos de $100 \mu g$ de C y menos $20 \mu g$ de N, tal como lo indican

los resultados de los análisis efectuados las muestras de agua filtrada contenían 42.64 μg de C y 11.46 μg de N (Tabla 6).

Tabla 5: Concentración de metales pesados ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en agua de mar filtrada en las estaciones de las concesiones

Estación Muestreo	Mes	N	Cd	Pb	Ni	Cu	Zn	As
E1	Enero	3	0.19 ± 0.12	12.37 ± 11.99	2.87 ± 1.76	2.57 ± 2.44	36695.68 ± 17801.17	5.68 ± 2.51
E2	Enero	3	0.10 ± 0.03	0.93 ± 0.76	1.97 ± 0.41	2.51 ± 1.93	25009.48 ± 6360.60	3.88 ± 0.89
E1	Marzo	6	0.04 ± 0.02		0.98 ± 0.31		14606.11 ± 826.21	13.03 ± 0.45
E2	Marzo	6	0.08 ± 0.05	2.52 ± 7.65	1.26 ± 0.28		16303.81 ± 821.40	3.13 ± 0.53
Enero			A	A	A		A	A
Marzo			B	A	B		B	B

Resultados se expresan como la media ± desviación estándar. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Tabla 6: Valores de isótopos estables de C y N en agua de mar filtrada proveniente de las estaciones muestreadas (n = 12)

$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	Cantidad de C (μg)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Cantidad de N (μg)
-25.99 ± 0.77	42.64 ± 6.04	8.32 ± 3.21	11.46 ± 3.48

Resultados se expresan como la media ± desviación estándar

4.2.3 Características de sedimentos

El sustrato encontrado en las estaciones de muestreo de Atenas fue principalmente fango mezclado con otros elementos como arena, piedras pequeñas y conchuela. Los sedimentos en la Bahía de Paracas son de texturas limosas, limo arcillosas, arcilla y fango y están asociados a bajas intensidades de corrientes Velazco y Solis (2000). Los sedimentos que predominan muy cerca de la costa tienden a ser arenosos (arena y arenas limosas) (Vega 2016). Velazco y Solis (2000) y Ibarra (2015) describen los sedimentos de la zona de Atenas, resaltando la predominancia del sustrato fangoso o arena gruesa, mezclado con diferentes sustratos (conchuelas, arena, piedras). Ibarra (2015) menciona la presencia de una capa constituida por partículas muy finas de color oscuro con olor a sulfuro, la cual es muy inestable y fácilmente resuspendida.

Los porcentajes de materia orgánica total (MOT) y nitrógeno total (NT) fueron similares por estaciones en los meses muestreados (Tabla 7). El contenido de materia orgánica está asociado con el tipo de sedimento, siendo que los sedimentos muy finos contienen los valores más altos de materia orgánica y los sedimentos con arena presentan valores muy bajos de materia orgánica (IMARPE 2010). Sin embargo, para las estaciones evaluadas sucedió lo opuesto en ambos periodos de muestreo, ya que E1 de sustrato fangoso presentó los menores valores de MOT y carbono orgánico total (COT), en comparación a la E2 de sustrato arenoso conchuela, que también podría estar asociado a las bajas intensidades de corrientes y residuos propios del área de cultivo.

En cuanto a los porcentajes de carbonato de calcio y calcio, la estación 2 fue la que presentó mayores niveles.

Tabla 7: Composición química de sedimento por estaciones y fechas de muestreo

Estación	MES	n	Materia orgánica total- MOT (%)	Nitrógeno total – NT (%)	Carbono orgánico total - COT (%)	Carbonato de calcio - CaCO ₃ (%)	Calcio Ca (%)
E1	Enero	3	1.20±0.08	0.06±0.00	0.30±0.04	20.64±1.99	8.26±0.80
E1	Marzo	6	0.99±0.20	0.06±0.01	0.28±0.03	15.23±2.90	6.10±1.16
E1			A	A	C	A B	
E2	Enero	3	2.60±0.80	0.10±0.00	0.70±0.20	30.40±5.90	12.20±2.40
E2	Marzo	6	2.56±0.38	0.11±0.02	1.12±0.44	34.22±4.65	13.70±1.86
E2			B	B	A B	C D	

Resultados se expresan como la media± desviación estándar

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

En la Tabla 8 se presentan los valores de isotopos estables de C y N y las concentraciones de carbono y nitrógeno en los sedimentos muestreados.

Tabla 8 Valores de isotopos estables de C y N en sedimentos proveniente de las estaciones muestreadas (n = 10)

$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	Cantidad de C (μg)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Cantidad de N (μg)
-4.18 ± 1.94	1603.25 ± 590.92	10.23 ± 0.83	73.66 ± 38.14

Resultados se expresan como la media \pm desviación estándar

4.2.4 Metales en sedimentos

Los resultados obtenidos para metales en sedimento en las concesiones, se presentan en la Tabla 9 y Figuras 11 a 16. Los niveles de acumulación de metales en los sedimentos fueron $\text{Zn} > \text{As} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cd}$.

Los resultados estadísticos obtenidos (Tabla 10) muestran que hay diferencias entre estaciones de muestreo para cadmio, zinc y arsénico; no así para plomo y níquel. Con respecto a las fechas de muestreo no hay diferencias para cadmio, plomo y níquel, pero si para cobre, zinc y arsénico.

Tabla 9: Concentración de metales ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos en las estaciones de muestreo

ESTACION	MES	N	Cd	Pb	Ni	Cu	Zn	As
E1	Enero	3	1.16 ± 0.57	3.25 ± 2.05	3.48 ± 1.00	2.98 ± 0.84	20.53 ± 5.97	5.67 ± 0.55
E2	Enero	3	2.91 ± 0.62	2.34 ± 0.81	4.92 ± 0.80	7.29 ± 1.69	40.05 ± 10.44	19.32 ± 3.375
E1	Marzo	6	0.48 ± 0.21	1.52 ± 0.97	3.03 ± 3.44	3.31 ± 3.86	13.25 ± 4.76	4.64 ± 1.44
E2	Marzo	6	2.41 ± 0.91	1.44 ± 0.19	2.71 ± 0.79	3.46 ± 0.83	27.24 ± 8.13	6.57 ± 2.88

Resultados se expresan como la media \pm desviación estándar.

Tabla 10: Evaluación estadística de metales en sedimento en las estaciones de muestreo

Estaciones de muestreo	Cadmio	Plomo	Níquel	Cobre	Zinc	Arsénico
Estación 1	A	A	A		A	A
Estación 2	B	A	A		B	B
Enero	A	A	A	A B	A	A
Marzo	A	A	A	B B	B	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

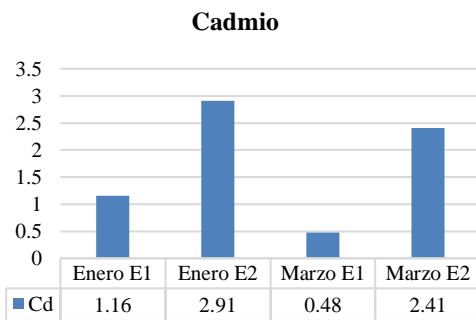


Figura 11 Concentración de cadmio ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas.

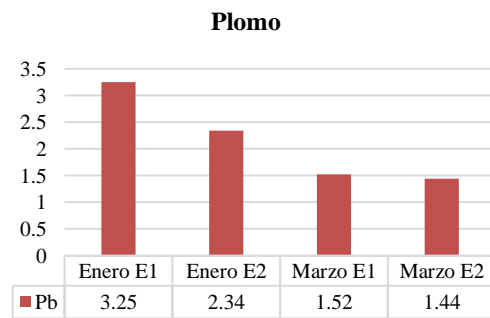


Figura 12: Concentración de plomo ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas.

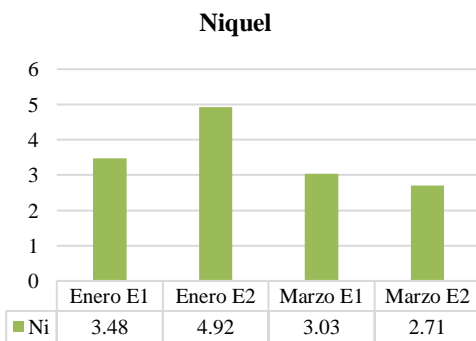


Figura 13: Concentración de níquel ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas.

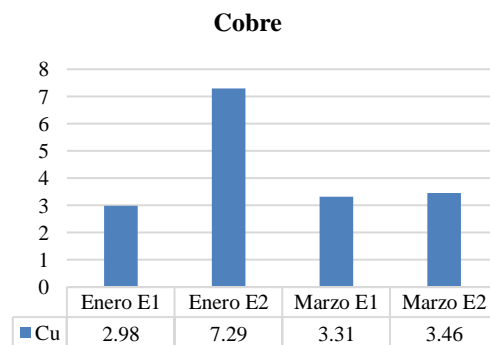


Figura 14: Concentración de cobre ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas.

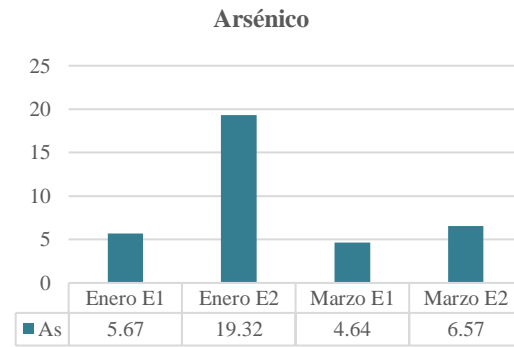
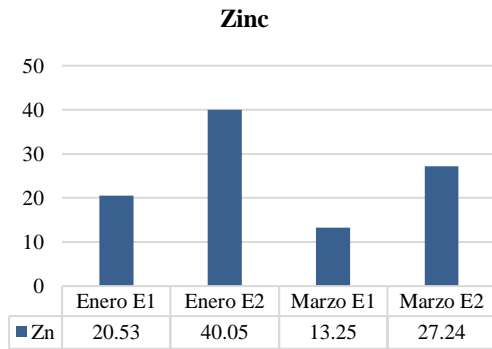


Figura 15: Concentración de zinc ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas. Figura 16: Concentración de arsénico ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos Bahía de Paracas

Evaluando referencias previas de concentraciones de metales en sedimentos en la Bahía de Paracas, se determina que se aproximan a los valores hallados en este estudio, excepto para el cobre y zinc (ver referencias Tabla 11), indicándose en la línea base de IMARPE (2010), que el cobre y el zinc tienden a tener mayores valores hacia el centro de la bahía, mientras que los valores de cadmio se incrementan hacia el puerto de San Martín y el plomo hacia la zona del Sequión.

ERM (2012) evalúa varios transectos en la bahía. En el transecto definido en la zona de Atenas establece tres estaciones de monitoreo a nivel de orilla, 5 y 10 metros de profundidad, las concentraciones mayores de cadmio, plomo, zinc y mercurio se encontraron en la estación ubicada en el centro de la bahía con una profundidad de 10 metros lo que podría deberse al sistema de corrientes y a la circulación limitada por la condición geomorfológica de la bahía, que favorece la protección de la línea de costa, condicionando un régimen hidrodinámico poco intenso en el fondo, limitando la acción de las corrientes y oleaje (Velazco y Solís 2000 e IMARPE 2013).

Tabla 11: Concentración de metales referenciales en sedimentos Bahía de Paracas y Bahía de Ite

Referencia	Unidades	Lugar		Cd	Pb	Cu	Zn	As
IMARPE 2010	µg/g	Bahía Paracas	Rangos mínimos a máximos	0,37 a 7,04	0,13 a 4,37	14,97 a 30,49	81,84 a 120,84	
ERM 2012	mg/Kg	Transecto Atenas	Rangos mínimos a máximos	0.03 a 45.01	0.01 a 110.7		0.6 a 138.06	
López 2019 (citando a IMARPE 2018)	µg/g	Bahía Paracas	Rangos mínimos a máximos	0.51 a 17.3	15.9 a 96	21.4 a 13.9	69 a 158	21 a 54
Ibarcena 2011	mg/Kg	Bahía Ite	Promedio	0.41	8.472	608,063	39.923	8.66
		Contaminada con relaves mineros	Desviación estándar	0.184	1.297	196.694	5.075	1.946

Reyes (2019) y López (2019), realizaron pruebas de toxicidad del elutriado de sedimentos marinos de la Bahía de Paracas, con diferentes organismos *A. purpuratus* y dos microalgas marinas, respectivamente, encontrando que las estaciones en playa Atenas, zona de concesiones acuícolas presentaban de moderada a alta toxicidad, sin poder definir si se trató por efecto de contaminantes orgánicos o metales.

Ante la carencia de una normativa nacional para evaluar el riesgo de contaminantes en sedimentos marinos en el Perú se utilizaron los lineamientos que determinan los niveles de efectos probables y criterios de concentración de metales en sedimentos marinos para la protección de la vida acuática de la Comisión Medioambiental de Canadá (CCME 2002) que se presentan en la Tabla 12.

El término sedimentos se refiere a los depósitos del fondo de los ambientes acuáticos que están compuestos de materiales particulados (de varios tamaños, formas y mineralogía) que provienen de varias fuentes (terrágena, biogénica, autogénica). La guía se refiere a dos valores la Interim Marine Sediment Quality Guideline (ISQGS, peso seco) y el Probably effect level (PELs, peso seco), el PEL es el nivel de efecto probable, por encima del cual se pueden observar usualmente o siempre efectos biológicos adversos (CCME 2002). Los elementos que exceden la norma canadiense para calidad

de sedimentos son el arsénico (en cinco muestras de 18) y el cadmio (en trece muestras de dieciocho).

Tabla 12: Directrices provisionales de calidad de sedimento (Interim Sediment Quality Guideline - ISQG) - Nivel probable de efecto (Probable effect levels – PEL) en mg/kg peso seco

Variables	Símbolo	Marino (ISQG)	Marino (PEL)
		Valor	Valor
Arsénico	As	7.24	41.6
Cadmio	Cd	0.7	4.2
Cromo	Cr	52.3	160
Cobre	Cu	18.7	108
Plomo	Pb	30.2	112
Mercurio	Hg	0.130	0.7
Zinc	Zn	124	271

Fuente: Canadian Council of Ministers of the Environment (1999).

4.3 CARACTERÍSTICAS DEL MATERIAL BIOLÓGICO CONCHA DE ABANICO

El rango de tallas de conchas de abanico recolectadas en la Bahía de Paracas fue de 50 – 65 mm. Las conchas de abanico recolectadas en la Bahía de Paracas fueron sembradas en mayo del 2016, hallándose los especímenes muestreados en el periodo de cosecha, próximas o valores superiores a la talla comercial (a partir de los 65 mm de altura) (Tabla 13). La cosecha de este recurso se realiza cuando presenta altos rendimientos del músculo aductor y la gónada. Los datos colectados cumplieron los supuestos de homogeneidad de varianzas y distribución normal de residuales. En la Tabla 13 se presentan los rangos de tallas en mm para *A. purpuratus* en ambos periodos de muestreo y estaciones, adicionalmente los resultados estadísticos. Con respecto a la talla en el mes de enero no hay diferencias entre las dos estaciones de muestreo. En marzo la media es mayor para la estación 2.

Por su parte el peso de las partes blandas en el mes de enero no presento diferencias entre estaciones, mientras que sí las presentó para el mes de marzo. El peso del músculo en ambos meses presento diferencias entre estaciones de muestreo, la mayor media fue para la estación 2 (Figura 17). En el caso del peso de la gónada existe interacción entre meses y estación de muestreo.

Tabla 13: Rango de tallas (mm) de conchas de abanico recolectadas en las estaciones de bahía de Paracas y evaluación estadística

Meses	Estación	n	Min	Max	Promedio	Errores	
	muestreo					estándares	
Enero	E2	103	50.27	65.10	65.74	0.35	A
Enero	E1	94	56.27	78.81	65.26	0.36	A B
Marzo	E2	100	60.71	72.41	64.54	0.36	B
Marzo	E1	97	55.85	88.40	58.08	0.34	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

El índice gonado - somático (peso de la gónada entre el peso total de las partes blandas) de las muestras de *A. purpuratus* colectadas en la Bahía de Paracas tuvo un valor máximo de 33 por ciento y un valor mínimo de 6.28 por ciento reportados en el mes de marzo y en enero respectivamente (Tabla 14).

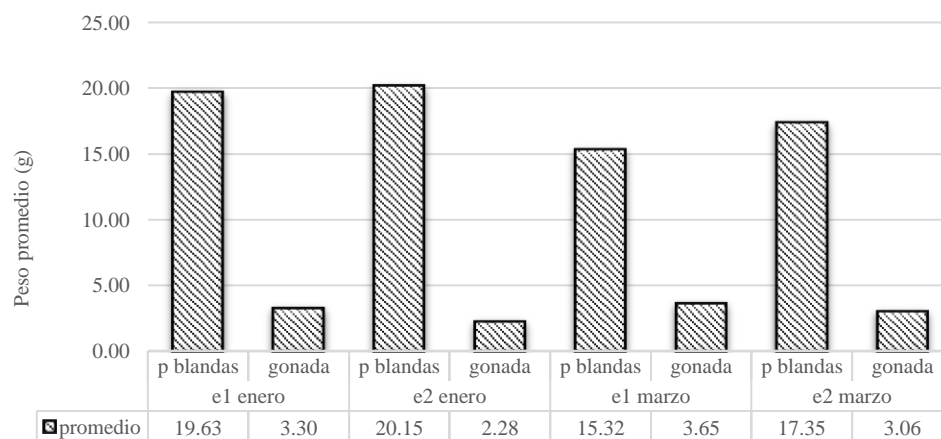


Figura 17: Peso promedio (g) de las partes blandas y gónadas de Argopecten purpuratus.

Tabla 14: Índice gónado – somático (IGS) de *A. purpuratus*

Meses	Estación muestreo	n	Min	Max	Promedio	Variancia
Enero	E1	92	10.84	25.68	17.02	9.52
Enero	E2	100	6.28	14.97	11.39	3.22
Marzo	E1	101	11.82	32.79	23.65	21.21
Marzo	E2	97	10.18	26.40	17.61	17.06

Como se puede apreciar, la disminución del IGS indica que los desoves se presentaron en el mes de enero, tal como reporta la literatura para esta especie. Las disminuciones del IGS estarían relacionadas con el desove de los individuos debido a que la especie estudiada es un desovador continuo (Wolff 1988 citado en Cueto 2014). El incremento del IGS está relacionado con un incremento del potencial reproductivo. Siendo el mejor momento de cosecha cuando la gónada está llena y con un color rojo naranja intenso o cuando el índice gónado somático manifiesta que se encuentran en un estadio de madurez sexual “maduro”, que es un estadio variable afectado por la temperatura, oxígeno disuelto, corrientes y turbidez, Cueto *et al.* (2014).

4.4 DETERMINACIÓN DE METALES EN TEJIDOS DE CONCHA DE ABANICO

En la Tabla 15, se presenta la información recabada del análisis de metales en tejidos de la concha de abanico, tanto en peso seco como en peso húmedo. Como se puede apreciar ninguna muestra de tejido comestible (musculo + gónada) superaron las concentraciones de cadmio o plomo máximos permitidos para consumo humano (Tabla 16).

Tabla 15: Concentraciones promedio de metales pesados peso seco ($\mu\text{g/g ps}$) y peso húmedo ($\mu\text{g/g phm}$) en diferentes tejidos evaluados de *Argopecten purpuratus*

Tejido evaluado	Unidades	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Manto (n = 24)	($\mu\text{g/g ps}$)	0.48 \pm 0.22	2.55 \pm 1.13	53.17 \pm 15.71	5.49 \pm 1.76	3.06 \pm 0.77	0.23 \pm 0.15
	($\mu\text{g/g phm}$)	0.05 \pm 0.04	0.21 \pm 0.28	5.63 \pm 4.33	0.58 \pm 0.47	0.32 \pm 0.23	0.02 \pm 0.02
Gónada (n = 24)	($\mu\text{g/g ps}$)	0.29 \pm 0.13	7.93 \pm 2.13	68.78 \pm 30.08	5.88 \pm 1.39	1.78 \pm 0.89	0.33 \pm 0.10
	($\mu\text{g/g phm}$)	0.05 \pm 0.04	1.27 \pm 1.24	10.72 \pm 11.74	0.97 \pm 0.85	0.32 \pm 0.25	0.05 \pm 0.04
Musculo (n = 24)	($\mu\text{g/g ps}$)	0.10 \pm 0.05	0.90 \pm 0.31	50.34 \pm 9.95	2.99 \pm 0.66	1.28 \pm 0.38	0.12 \pm 0.11
	($\mu\text{g/g phm}$)	0.02 \pm 0.01	0.17 \pm 0.15	9.20 \pm 8.46	0.52 \pm 0.55	0.22 \pm 0.24	0.02 \pm 0.02
Branquias (n = 24)	($\mu\text{g/g ps}$)	1.31 \pm 0.49	5.30 \pm 1.22	120.16 \pm 58.44	13.87 \pm 3.99	7.92 \pm 1.74	1.58 \pm 0.82
	($\mu\text{g/g phm}$)	0.09 \pm 0.06	0.41 \pm 0.27	8.73 \pm 7.22	1.03 \pm 0.84	0.59 \pm 0.46	0.12 \pm 0.10
Glándula	($\mu\text{g/g ps}$)	3.44 \pm 0.70	15.21 \pm 4.31	65.40 \pm 16.26	19.27 \pm 2.82	121.64 \pm 34.55	1.32 \pm 0.26
Digestiva (n = 24)	($\mu\text{g/g phm}$)	0.60 \pm 0.42	2.69 \pm 1.95	11.62 \pm 7.81	3.42 \pm 2.32	23.33 \pm 15.39	0.24 \pm 0.15
Intestino (n=23)	($\mu\text{g/g ps}$)	2.81 \pm 0.72	10.82 \pm 1.83	81.35 \pm 15.09	12.86 \pm 2.05	8.83 \pm 4.19	5.53 \pm 0.98
	($\mu\text{g/g phm}$)	0.39 \pm 0.24	1.52 \pm 0.83	11.62 \pm 6.28	1.79 \pm 0.95	1.22 \pm 0.93	0.78 \pm 0.43

Resultados se expresan como la media \pm desviación estándar.

Tabla 16: Contenidos máximos permitidos de cadmio y plomo (mg/kg peso húmedo) en moluscos bivalvos, para consumo humano según diferentes organizaciones

Organizaciones	Cd	Pb	Referencia
Organismo Nacional de Sanidad Pesquera - SANIPES	1	1.5	RD N° 004-2017-SANIPES-DSNPA
Comunidad Europea CE – Unión Europea UE	1	1.5	Reglamento (CE) N° 1881/2006
Food and Agriculture Organization – FAO y World Health Organization -WHO	2*		Norma general para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos- CODEX STAN 193-1995 – actualizada al 2018

* Todo el producto después de eliminar el caparazón. El Nivel Máximo es aplicable a almejas, berberechos y mejillones, pero no a las ostras y vieiras.

Los metales evaluados presentan especificidad por ciertos órganos, específicamente el cadmio con respecto a la glándula digestiva y los demás metales (Ni, Cu, As total, Pb y Zn) por el intestino y las branquias.

En los resultados del análisis de componentes principales (Figura 18) se puede apreciar que el componente glándula digestiva (componente 1) y las branquias e intestino (componente 2) presentan los autovalores mayores a 1. Estos dos primeros componentes explican el 96.14 por ciento de la variación en los datos (Tabla 17), siendo

que el manto y los órganos comestibles de la concha de abanico: gónadas y músculo contienen concentraciones menores de los metales.

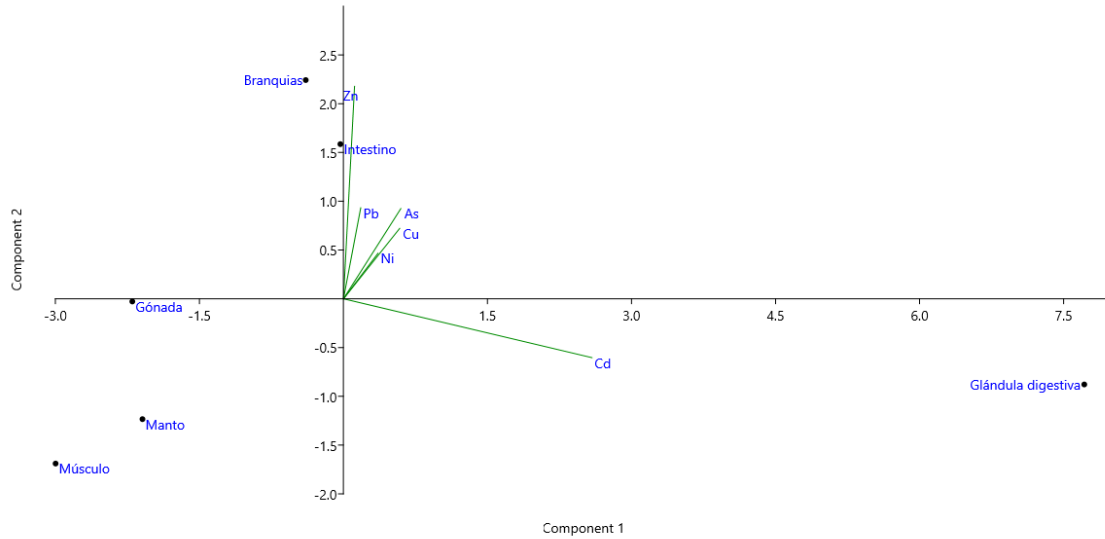


Figura 18: Biplot de análisis de componentes principales para metales y órganos de Argopecten purpuratus.

Tabla 17: Resultados del Análisis de Componentes Principales sobre las concentraciones de metales en los distintos tejidos de A. purpuratus

Autovalores			Identificación de componentes principales				
CP	Valores propios	Varianza (%)	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5
1	15.57	82.67					
2	2.53	13.47					
3	0.52	2.76					
4	0.19	1.02					
5	0.01	0.07					
Manto			-2.0933	-1.2336	0.0048	0.1552	0.2094
Gónada			-2.1987	-0.0274	0.3819	-0.8212	-0.0321
Músculo			-2.9981	-1.6889	-0.3488	0.3220	-0.1533
Branquias			-0.3925	2.2426	-1.0609	0.0130	0.0135
Glándula digestiva			7.7146	-0.8782	-0.0748	-0.0645	-0.0113
Intestino			-0.0320	1.5856	1.0979	0.3954	-0.0262

Wang y Lu (2017) evaluando estudios a nivel mundial sobre vieiras (bivalvos pectinidos) refieren que estas son hiperacumuladoras de Cd, atribuido a la alta eficiencia de asimilación del metal y a una baja tasa de eliminación. En algunas especies sugieren lo mismo para el zinc, por el contrario, estudios sobre acumulación de cobre refieren una baja eficiencia de asimilación de este metal.

Metian (2007) citando a una serie de autores, refiere que los pectinidos pueden mostrar altas concentraciones de cadmio, metal no esencial y que a su vez es considerado como un elemento tóxico; inclusive provenientes de ambientes prístinos o no contaminados, sugiriendo que los pectinidos han desarrollado la capacidad de acumular, detoxificar y almacenar este elemento, ligado con gran eficiencia principalmente a proteínas y siendo principalmente la ruta alimentaria la primera vía de acumulación, debido a las grandes concentraciones halladas en la glándula digestiva.

Con respecto a la bioacumulación de arsénico en organismos marinos, las vías pueden ser a través del agua, partículas suspendidas, sedimentos y a través de la cadena trófica; su tasa de acumulación y biodisponibilidad no solo depende de su disponibilidad y especiación – transformación (formas inorgánicas – tóxicas-, orgánicas y metiladas), temperatura del agua, densidad Fito planctónica, pH, concentración de otros elementos como Fe, Al, P, y oxígeno disuelto (Rahman 2012).

4.5 DETERMINACIÓN DE METALES EN MÚSCULO DE LOS ORGANISMOS BENTÓNICOS EVALUADOS

Respecto a los organismos bentónicos evaluados, los mayores contenidos de cobre se registraron en *Thaisella chocolata* (114.43 – 28.18 µg/g peso seco), *Romaleon polyodon* (66.96 – 18.07µg/g peso seco) y *Tegula sp.* (56.43 – 16.83 µg/g peso seco).

En cuanto al arsénico estuvo presente en las más altas concentraciones en *Thaisella chocolata* (71.75- 9.59 µg/g peso seco), *Romaleon polyodon* (37.29-20.94µg/g peso seco) y *Hepatus chiliensis* (75.73-11.88 µg/g peso seco).

El contenido más alto de cadmio y plomo, se presentó en *Semimytilus algosus* 101.77- 61.69 µg/g peso seco para cadmio y 2.74-1.75 µg/g peso seco para plomo.

En la Tabla 18, se presenta la información recabada del análisis de metales en tejidos (músculo) de los organismos bentónicos evaluados, en peso seco (µg/g peso seco).

Tabla 18: Análisis de metales en tejido (músculo) de los organismos bentónicos evaluados, en peso seco ($\mu\text{g/g}$ peso seco)

Elemento	PREDADORES			FUENTE DE ALIMENTO		
	<i>Thaisella chocolata</i> n = 25	<i>Romaleon polyodon</i> n=12	<i>Hepatus chiliensis</i> n= 19	<i>Tegula sp.</i> n = 13	<i>Semimytilus alcosus</i> n = 6	<i>Argopecten purpuratus</i> n = 24
Níquel	0.15 – 0.05 0.11 \pm 0.02	0.22 – 0.03 0.11 \pm 0.05	0.46 – 0.10 0.19 \pm 0.08	1.20 – 0.16 0.35 \pm 0.26	2.52 – 2.01 2.36 \pm 0.18	0.22- 0.04 0.11 \pm 0.05
Cobre	114.43 – 28.18 63.01 \pm 24.90	66.96 – 18.07 40.58 \pm 16.23	49.26 – 10.44 28.51 \pm 10.79	56.43 – 16.83 34.93 \pm 10.17	10.10 – 6.51 8.50 \pm 1.26	2.21 -0.54 0.90 \pm 0.31
Zinc	107.69 - 48.34 71.92 \pm 12.55	456.86- 186.76 293.64 \pm 85.74	379.62-161.22 291.44 \pm 68.56	135.44-54.13 94.70 \pm 23.12	148.68-99.70 124.99 \pm 18.49	79.84-35.33 50.34 \pm 9.95
Arsénico	71.75- 9.59 23.87 \pm 14.87	37.29-20.94 25.27 \pm 5.33	75.73-11.88 34.03 \pm 16.44	13.69-7.26 9.94 \pm 1.92	39.31-19.27 30.46 \pm 7.39	4.39-1.58 3.00 \pm 0.66
Cadmio	1.54-0.14 0.40 \pm 0.29	0.38-0.10 0.23 \pm 0.09	3.26-0.07 0.76 \pm 0.71	0.38-0.18 0.27 \pm 0.06	101.77-61.69 76.76 \pm 14.93	2.31-0.77 1.29 \pm 0.38
Plomo	0.11- 0.01 0.04 \pm 0.02	0.09-0.02 0.03 \pm 0.02	0.16-0.03 0.08 \pm 0.03	0.24-0.03 0.07 \pm 0.05	2.74-1.75 2.21 \pm 0.36	0.52-0.03 0.13 \pm 0.11

Resultados se expresan como valor mínimo – máximo y media \pm desviación estándar

4.6 DETERMINACIÓN DE ISOTOPOS ESTABLES EN ORGANISMOS BENTÓNICOS Y *Argopecten purpuratus*

Para poder determinar si se desarrolló un proceso de bioacumulación de metales en los depredadores de concha de abanico, se identificaron potenciales depredadores: dos crustáceos y un gasterópodo carnívoro previamente identificados en la literatura como consumidores de este molusco. Adicionalmente se consideró dos moluscos de la cadena trófica como referencia.

Los valores promedios de isótopos estables de Carbono y Nitrógeno ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) de los organismos hallados durante el muestreo, en la concesión acuícola se presentan en la Tabla 19.

En la Tabla 20, se muestran los hábitos alimenticios de los organismos evaluados calculados con los valores de $\delta^{15}\text{N}$. Espinoza *et al.* 2005, realizaron una simulación ECOPATH con datos de Ibarra (2015) obteniéndose valores muy próximos, Jaime y Hernández (2018), mencionan que la mayoría de los moluscos excluyendo los

cefalópodos tienen un nivel trófico de ± 2.1 y los decápodos como camarones o langostas ± 2.5 .

Tabla 19: Valores promedio de isotopos estables de carbono y nitrógeno, evaluados en organismos extraídos en la concesión acuícola

Especies	n	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>Argopecten purpuratus</i>	12	-15.953 ± 0.460	11.016 ± 0.523
<i>Semimytilus algosus</i>	6	-17.731 ± 0.232	11.904 ± 0.227
<i>Tegula sp.</i>	10	-11.576 ± 0.922	12.338 ± 0.534
<i>Romaleon polyodon</i>	8	-13.444 ± 0.402	14.558 ± 0.474
<i>Hepatus chiliensis</i>	12	-13.720 ± 0.694	14.465 ± 0.456
<i>Thaisella chocolata</i>	12	-14.28 ± 0.727	13.565 ± 0.467

Resultados se expresan como la media \pm desviación estándar

En la Figura 19 se puede apreciar un biplot con los valores de isotopos estables de carbono y nitrógeno ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) para las tres fuentes de alimento y los 3 consumidores (grupo1: *Thaisella*, grupo2: *Hepatus*, grupo3: *Romaleon*) seleccionados. Se observa que *A. purpuratus* presenta la mayor dispersión, siendo la fuente más próxima a los depredadores, como se observa en los biplot. Las otras fuentes *Tegula sp.* y *S. algosus* están más alejadas en el biplot presentando menor dispersión.

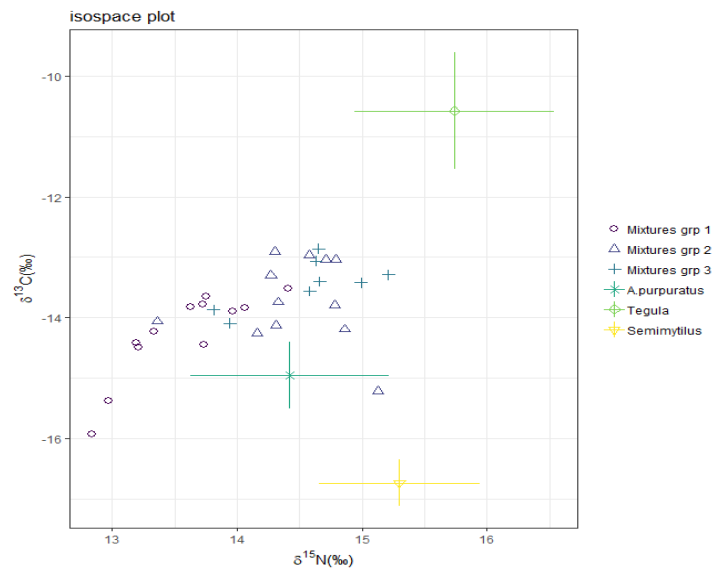


Figura 19: Biplot con los datos de isotopos estables de carbono y nitrógeno ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) para las tres fuentes de alimento y los 3 consumidores (grupo1: *Thaisella*, grupo2: *Hepatus*, grupo3: *Romaleon*).

Tabla 20: Hábitos alimenticios de las especies evaluadas calculado (considerando *A. purpuratus* como valor primario) con los valores $\delta^{15}\text{N}$ (‰), comparado con el calculado en ECOPATH⁷

Especie	Hábitos alimenticios	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		Nivel trófico	
		Muestra	Primario	Calculado	ECOPATH ⁷
<i>Argopecten purpuratus</i>	Bivalvo adulto planctofago/ detritívoro/ bacterias ⁶		11.016	2	2.10
<i>Semimytilus alcosus</i>	Bivalvo filtrador sésil plancton/ detritus ⁵		11.904	2.26	2
<i>Tegula sp.</i>	Gasterópodo herbívoro ⁴		12.338	2.39	2
<i>Romaleon polyodon</i>	Cangrejo predador carnívoro ²		14.558	3.04	2.94
<i>Hepatus chiliensis</i>	Cangrejo predador carnívoro ³		14.465	3.01	2.94
<i>Thaisella chocolata</i>	Gasterópodo carnívoro ¹ predador		13.565	2.75	2.54

FUENTE: Mendo *et al.* (2005)^{1,2,3,6}; Riascos *et al.* (2005)^{1,2,3}; Watanabe (1984)⁴; Espinoza *et al.* (2005)^{5,6,7}

La evaluación por depredadores para *A. purpuratus*, se presenta en la Figura 20, indicándose una probabilidad de 79 por ciento de que *Thaisella chocolata* sea la mayor consumidora en las condiciones de muestreo.

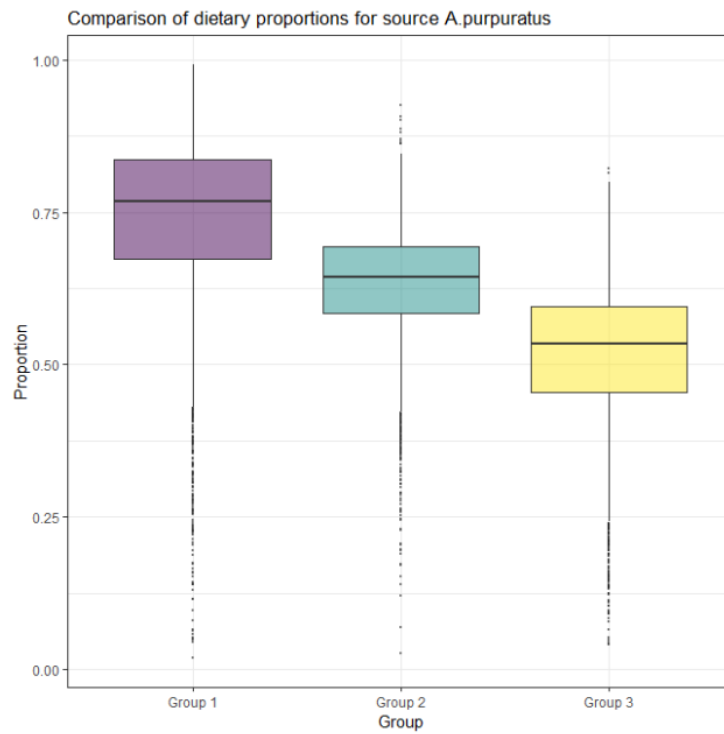


Figura 20: Comparación de proporciones dietarias para *A. purpuratus*.

Las Figuras 21 a 23, muestran de manera individual la relación entre los grupos predadores 1, 2 y 3 respectivamente con las potenciales presas evaluadas.

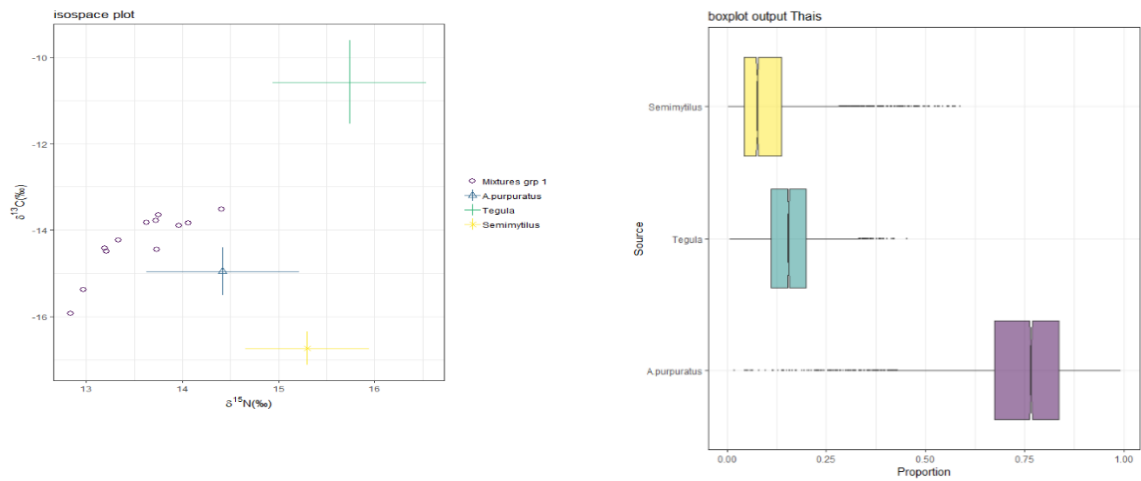


Figura 21: Biplot datos de isotopos estables de carbono y nitrógeno ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) y proporciones para las tres fuentes de alimento y predador grupo 1: Thaisella.

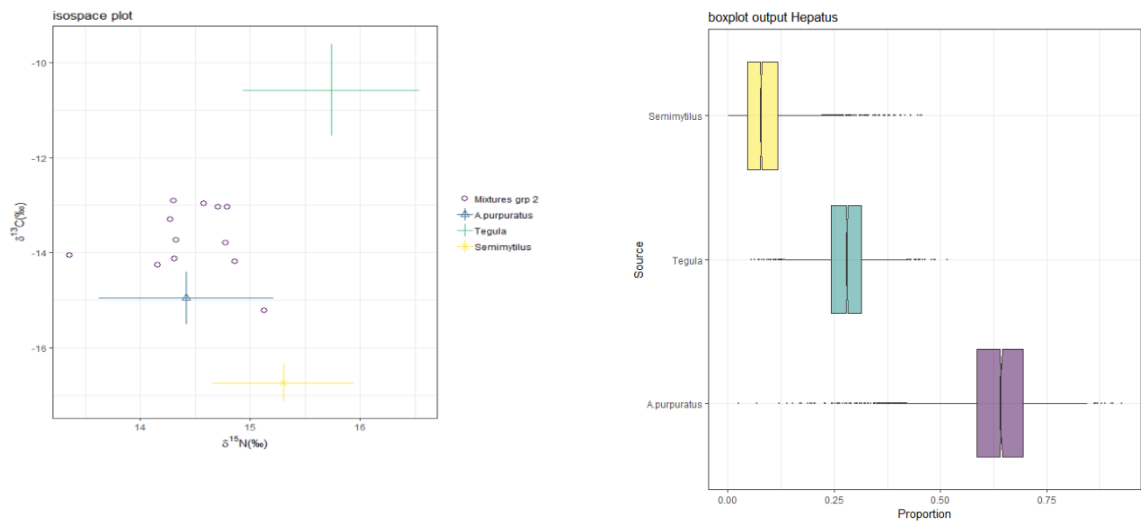


Figura 22: Biplot datos de isotopos estables de carbono y nitrógeno ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) y proporciones para las tres fuentes de alimento y predador grupo 2: Hepatus.

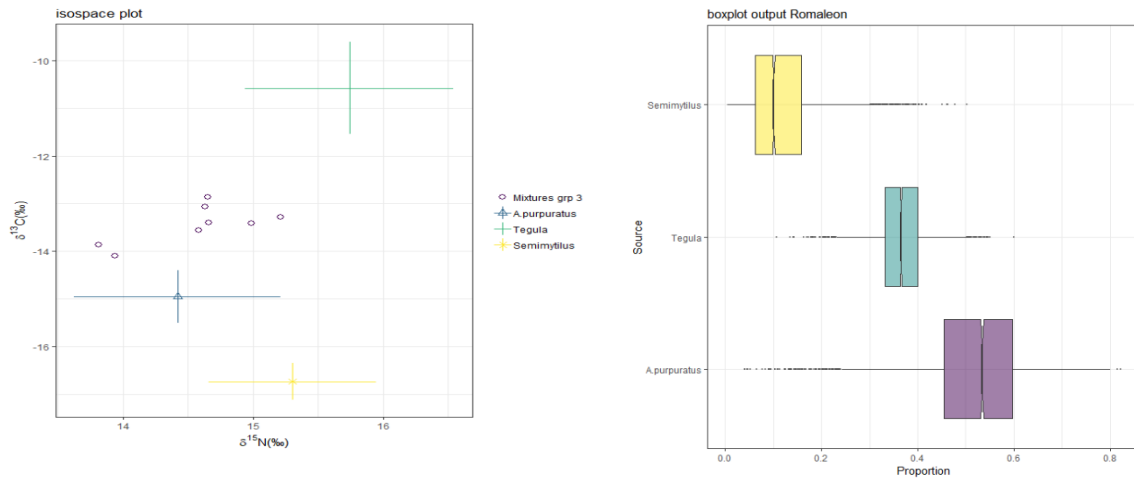


Figura 23: Biplot datos de isotopos estables de carbono y nitrógeno ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) y proporciones para las tres fuentes de alimento y predador grupo 3: Romaleon.

En las Figuras 24 a 26, se presentan las correlaciones para las tres posibles presas, por cada depredador, la matriz de correlación de las proporciones de cada presa calculadas en el modelo SIMMR, representando los valores simulados de las proporciones dietarias en los histogramas que se encuentran en la diagonal central. Los valores de correlación entre fuentes se presentan en la diagonal inferior y las isolíneas en la diagonal superior. Una gran correlación negativa indica que el modelo no puede discernir entre las dos fuentes. Ambas deben estar muy próximas en el isoespacio. Una correlación positiva, es también factible cuando los datos se encuentran cercanos, consistiendo en múltiples fuentes competidoras.

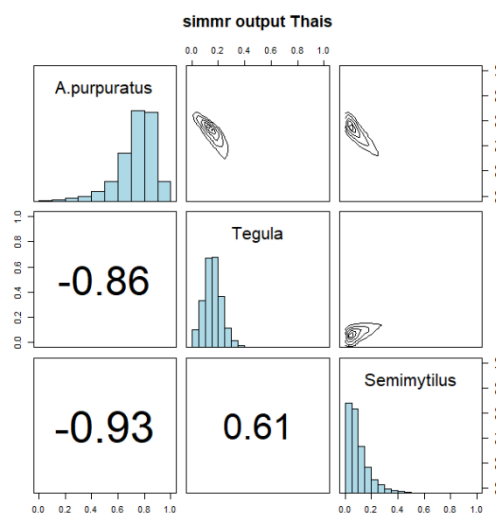


Figura 24 Matriz de correlación para *Thaisella sp.* La mayor correlación negativa es para *A. purpuratus* y *Semimytilus*, encontrándose cercanas en el isoespacio de *Thaisella sp*

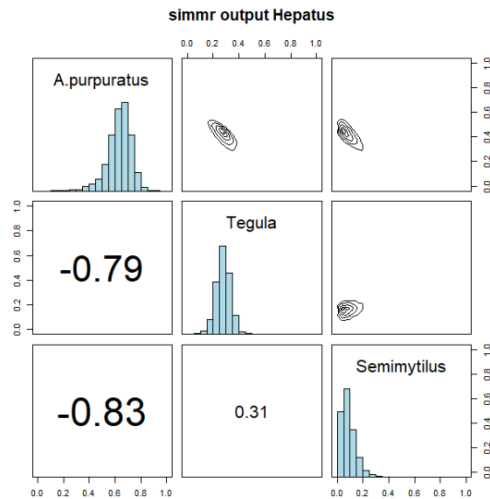


Figura 25: Matriz de correlación para *Hepatus*. La mayor correlación negativa es para *A. purpuratus* y *Semimytilus*, encontrándose cercanas en el isoespacio de *Hepatus*.

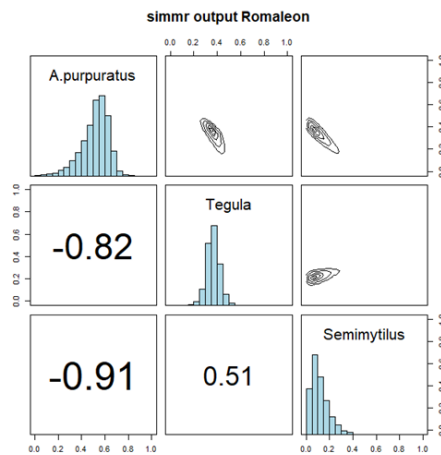


Figura 26: Matriz de correlación para *Romaleon*. La mayor correlación negativa es para *A. purpuratus* y *Semimytilus*, encontrándose cercanas en el isoespacio de *Romaleon*.

4.7 TRANSFERENCIA TRÓFICA

La transferencia trófica de los elementos en la cadena alimenticia puede resultar en un incremento, decremento o sin cambios en la concentración elemental a través de los componentes de la cadena alimenticia (Luoma y Rainbow 2008).

La biomagnificación se define como la transferencia de un químico desde la dieta a su depredador, lo cual puede ser cuantificado con una regresión entre las concentraciones de los elementos traza transformadas a logaritmo con el valor del nivel trófico.

El análisis de regresión entre el logaritmo de las concentraciones y el nivel trófico (pendiente, p-valor de la pendiente) y los factores de magnificación trófica para los metales evaluados se puede apreciar en la Tabla 21. Cuando el valor de p valor fue < 0.05 (nivel de confianza al 95 por ciento) la regresión lineal entre la concentración y el nivel trófico se consideró significativa, como se puede observar todas las relaciones son estadísticamente significativas.

Se calcularon los factores de magnificación en la red alimenticia (Food Web Magnification Factors - FWMF) y los factores de biomagnificación (Trophic Magnification Factor - TMF) para *Argopecten purpuratus* y sus depredadores potenciales. Los valores de FWMF variaron de -1.17 (Cd) a 1.23 (Cu).

Tabla 21: Análisis de regresión entre el logaritmo de las concentraciones y el nivel trófico (pendiente, p-valor de la pendiente) y los factores de magnificación trófica para los metales traza

Variable	Pendiente (FWMF)	Intercepto	R ²	p-valor	TMF	rs (Spearman)	
Log Cu	1,238	-1,999	0,608	0,0016	17,318	0,714	Biomagnificación
Log Zn	0,591	0,560	0,646	0,0457	3,904	0,771	Biomagnificación
Log As	0,675	-0,552	0,524	0,0001	4,732	0,542	Biomagnificación
Log Ni	-0,448	0,505	0,126	0,0000	0,355	0,085	Dilución trófica
Log Pb	-0,892	1,282	0,296	0,0000	0,128	-0,771	Dilución trófica
Log Cd	-1,173	0,312	0,268	0,0001	0,067	-0,714	Dilución trófica

p valor < 0.05 indica que la relación es significativa

TMF > 1 y FWMF > 0 biomagnificación

Según Dehn (2006), una pendiente mayor que 1 indica una acumulación en la red alimentaria o una acumulación de depredador a presa (biomagnification factors BMF), mientras que los valores menores de 1 sugieren una eliminación activa del elemento o una transferencia trófica interrumpida (patrón de transferencia no significativo). Los

valores de TMF variaron de 0.067 (Cd) a 17.31 (Cu). Para cobre, zinc y arsénico fueron mayores a 1, y presentaron un p valor < 0.05 , indicando una posible biomagnificación en las condiciones del muestreo efectuado. Los demás metales evaluados en estas condiciones no fueron biomagnificados.

El proceso de acumulación biológica de metales es muy complejo y depende de las rutas de exposición (agua, sedimento, dieta), edad (metabolismo, estacionalidad) y los efectos geoquímicos que hacen disponible a los metales traza (Luoma y Rainbow 2005), la exposición dietaria es la principal ruta para la transferencia de metales en la cadena trófica (Wang 2002).

Las concentraciones de metales analizados en *A. purpuratus* bivalvo filtrador reflejan la entrada de metales pesados a través del alimento o la resuspensión de los contenidos de estos elementos en los sedimentos, ya que en el proceso de filtración o aclaramiento (Jacobo 2018) filtran gran cantidad de agua ingiriendo partículas potencialmente enriquecidas con estos metales (sedimentos y seston – no evaluado en este trabajo).

Las concentraciones de los metales se transformaron a logaritmo para asegurar su normalidad. Se efectuaron regresiones lineales entre la concentración de metales transformados a logaritmo versus el nivel trófico. Las Figuras 27 a 32, muestran las relaciones entre las concentraciones de los elementos traza transformados logarítmicamente y los niveles tróficos, y las ecuaciones de regresión lineal obtenidas.

Como se puede apreciar se obtuvo una relación linear positiva entre las concentraciones de Cu, Zn y As transformadas a log con los niveles tróficos identificados en las concesiones acuícolas en la Bahía de Paracas y negativa para Ni, Pb y Cd.

Es importante resaltar que los elementos Cu y Zn se presentaron en altas concentraciones en crustáceos y gasterópodos carnívoros, probablemente por sus requerimientos metabólicos, y por poseer hemocianina como pigmento respiratorio.

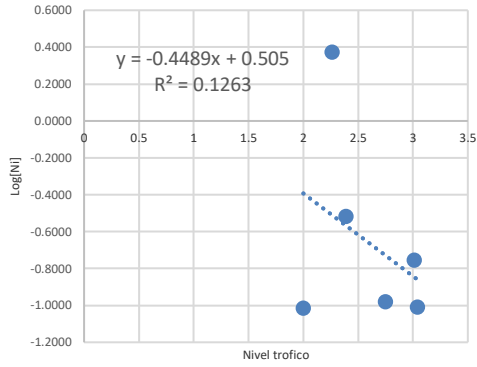


Figura 27: Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de níquel

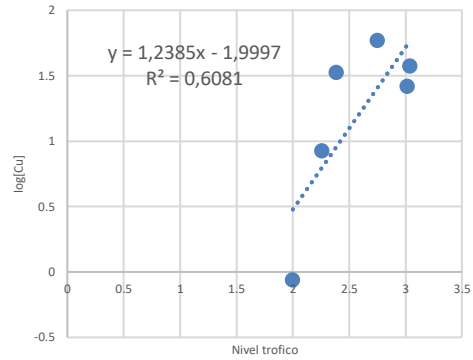


Figura 28: Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de cobre

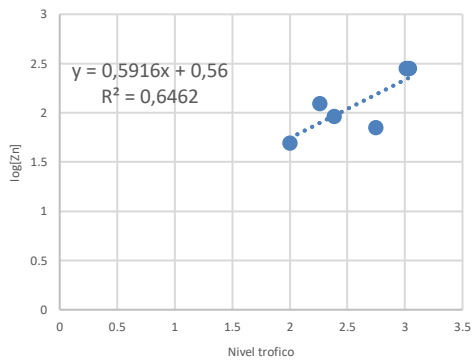


Figura 29 Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de zinc.

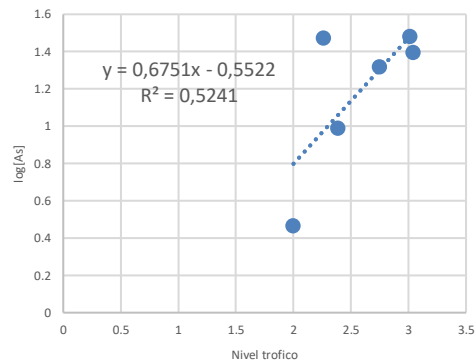


Figura 30: Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de arsénico.

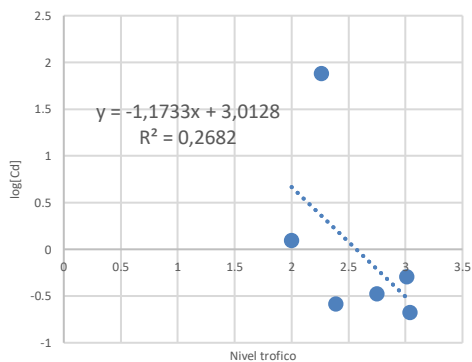


Figura 31 Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de cadmio.

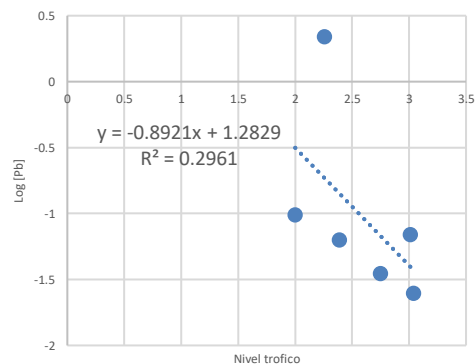


Figura 32 Relaciones entre los niveles tróficos y el logaritmo de la concentración de plomo

Rainbow y White (1985) estimaron requerimientos enzimáticos de cobre y zinc en ambos grupos, relacionando el contenido de total de estos metales a estos elementos funcionales, en ambientes no contaminados. Lo que permitiría explicar el rol de *A. purpuratus* en las concesiones acuícolas como una fuente potencial de metales al ser ampliamente consumido preferentemente por los otros organismos allí presentes.

Cardwell *et al.* (2013) mencionan que el cadmio, cobre, níquel, plomo y zinc no se biomagnifican en las cadenas tróficas de productores primarios, macroinvertebrados y peces; sin embargo, mencionan que, si puede darse biomagnificación en cadenas tróficas de bivalvos, gasterópodos herbívoros y balanidos en nivel trófico 2 y gasterópodos carnívoros en nivel trófico 3, tal como se observó en el presente estudio.

Por último, es necesario indicar que los organismos marinos tienen una limitada habilidad para bioconcentrar arsénico inorgánico (tóxico) del agua de mar, pero pueden bioacumular compuestos de arsénico orgánico (formas no tóxicas) a través de sus alimentos (Neff 1997), por lo que los resultados aquí obtenidos requieren una mayor investigación considerando la especiación del arsénico.

El comportamiento alimenticio de los depredadores en función de la disponibilidad de la presa, tamaño de la presa y predador o su estado de maduración sexual, son factores que determinarían el proceso de depredación, *Cancer polyodon* (actualmente *R. polyodon*) es conocido por ser un eficiente convertidor de la producción bentónica y como un regulador de la densidad de invertebrados bentónicos, debido a condiciones como su alta tasa de alimentación y capacidad para detectar parches de alimento (Cerdal y Wolff 1993). Sin embargo, las condiciones ambientales de la bahía (hipoxia) que por ejemplo reduce la capacidad de escape de *A. purpuratus* y la reducción de la biomasa de conchas debido a la cosecha, podrían también ejercido una influencia sobre la alimentación de los depredadores.

Adicionalmente los procesos de acumulación y detoxificación de los metales en los organismos bentónicos evaluados, podrían explicar los procesos de dilución trófica de los metales evaluados, Rainbow (2018) explica que la detoxificación de metales incluye

que estos se ligan a proteínas detoxificadoras como las metalotioninas (MT) o la formación de metales asociados a organelos (metal rich granules - MRG), evitando el acceso del metal a los patrones metabólicos.

V. CONCLUSIONES

Se determinó el grado de biomagnificación de metales en predadores potenciales de concha de abanico en una concesión de cultivo en la Bahía de Paracas como sigue:

1. En base a los modelos utilizador SIMMR, se encontró una probabilidad de 79 por ciento de que *Thaisella chocolata* sea la mayor consumidora de *A. purpuratus* entre los potenciales depredadores *Thaisella chocolata*, *Hepatus chilensis* y *Romaleon polyodon*.
2. Los isótopos estables permitieron evaluar el proceso de biomagnificación de los metales en la cadena trófica de *A. purpuratus* en concesiones acuícolas, siendo el cobre, zinc y arsénico los que manifestaron biomagnificación de acuerdo al valor de TMF. El níquel, plomo y cadmio mostraron biodisminución.

La bioacumulación de metales pesados en concha de abanico *A. purpuratus* cultivada en la Bahía de Paracas y en potenciales predadores es como sigue:

3. Los metales evaluados en *A. purpuratus*, Ni, Cu, As total, Pb y Zn encuentran especificidad por los tejidos intestino y branquias. Siendo que el cadmio encuentra especificidad en la glándula digestiva.
4. Ninguna muestra de tejido comestible de *A. purpuratus*: músculo + gónada, superaron las concentraciones de Cd y Pb, máximos permitidos para consumo humano.
5. Respecto a los organismos bentónicos evaluados, los mayores contenidos de cobre y arsénico, se registraron en *Thaisella chocolata*, *Romaleon polyodon*. El contenido más alto de cadmio y plomo, se presentó en *Semimytilus algosus*.

VI. RECOMENDACIONES

A continuación, se presentan algunas recomendaciones para continuar con la investigación planteada:

1. Continuar con los estudios de bioacumulación del elemento arsénico, sobre todo a nivel de su especiación, al ser un metal no esencial que se biomagnifico en la cadena trófica evaluada, adicionalmente presenta niveles elevados en agua filtrada y que sobrepasan la norma canadiense en sedimentos en la zona evaluada.
2. Profundizar los estudios sobre detoxificación de cadmio y plomo y las vías de ingreso de estos metales en los organismos evaluados en la cadena trófica.
3. Realizar estudios de acumulación de metales en macroalgas y otra fauna acompañante en las concesiones acuícolas de concha de abanico.
4. Plantear evaluaciones del manejo de depredadores, asociado a las pesquerías de cangrejos y caracoles de consumo humano directo (*T. chocolata* y *R. polyodon*).
5. Reevaluar el Programa de Control de Moluscos Bivalvos establecido por el Organismo de Sanidad Pesquera SANIPES, con referencia al muestreo de metales pesados en más de un punto de monitoreo en la Bahía Paracas – Atenas.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre, A. 2014. Influencia de la calidad nutricional del seston sobre el crecimiento, condición reproductiva y composición química de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*, Lamarck 1819). Tesis Ing. Pesquero. Lima, Perú, Universidad Nacional Agraria La Molina. 90 p.
- Aguirre-Velarde, A; Jean, F; Thouzeau, G; Flye-Sainte-Marie, J. 2016. Effects of progressive hypoxia on oxygen uptake in juveniles of the Peruvian scallop, *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) (en línea). *Aquaculture* 451:385-389. Consultado 16 ene. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/283770764_Effects_of_progressive_hypoxia_on_oxygen_uptake_in_juveniles_of_the_Peruvian_scallop_Argopecten_purpuratus_Lamarck_1819
- Alcorlo, P; Redondo, R; Toledo, J. 2008. Técnicas y aplicaciones multidisciplinares de los isótopos ambientales (en línea). Madrid, España, Universidad Autónoma de Madrid. 399 p. Consultado 14 feb. 2019. Disponible en https://repositorio.uam.es/bitstream/handle/10486/1134/16567_Alcorlo_08_isotopos.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Alfaro, E; Mendo, J. 2011. Consumo de concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) por el pulpo (*Octopus mimus*) en relación a la talla y el sexo, en la Bahía de Sechura, Perú. In Seminario: “Bases científicas para el manejo y repoblamiento de la concha de abanico en la Bahía de Sechura” (2011, Piura, Perú). Resúmenes. Lima, Perú.
- Ali, H; Khan, E; Ilahi, I. 2019. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and

bioaccumulation (en línea). *Journal of Chemistry* 2019:1-15. Consultado 14 abr. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/331552340_Environmental_Chemistry_and_Ecotoxicology_of_Hazardous_Heavy_Metals_Environmental_Persistence_Toxicity_and_Bioaccumulation

APROPISCO (Asociación de Productores de Harina y de Aceite de Pescado de Pisco). *Acciones sostenibles para el bienestar común* (en línea, sitio web). Consultado 12 oct. 2017. Disponible en <http://www.apropisco.org>

Borgå, K; Kidd, K; Muir, D; Berglund, O; Conder, J; Gobas, F; Kucklick, J; Malm, O; Powell, D. 2012. Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design (en línea). *Integrated Environmental Assessment and Management* 8(1):64-84. Consultado 24 may. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/51220738_Trophic_magnification_factors_Considerations_of_ecology_ecosystems_and_study_design

Caille, N; Tiffreau, C; Leyval, C; Morel, J. 2003. Solubility of metals in anoxic sediment during prolonged aeration (en línea). *The Science of the Total Environment* 301(1-3):239-250. Consultado 27 jun. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/10981638_Solubility_of_metals_in_an_anoxic_sediment_during_prolonged_aeration

Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life (en línea). CCME EPC-98E. Prepared by Environment Canada, Guidelines Division, Technical Secretariat of the CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa. [Reprinted in Canadian environmental quality guidelines, Chapter 6, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, Winnipeg.] Consultado 28 ene. 2019. Disponible en <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/226>

Canadian Council of Ministers of the Environment. 2002. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables (en línea). *In:*

Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. Consultado 28 ene. 2019. Disponible en https://www.elaw.org/system/files/sediment_summary_table.pdf

Canadian Council of Ministers of the Environment. 2002. Interim sediment quality guideline (en línea, en web). Consultado 25 abr. 2019. Disponible en <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html>

Cardwell, R; Deforest, D; Brix, K; Adams, W. 2013. Do Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn biomagnify in aquatic ecosystems? (en línea). *Reviews Environmental Contamination Toxicology* 226:101-122. Consultado 27 jun. 2019. doi: 10.1007/978-1-4614-6898-1_4

Castañé, P; Topalián, M; Cordero, R; Salibián, A. 2003. Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad (en línea). *Revista de Toxicología* 20(1):13-18. Consultado 15 mar. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/26617763_Influencia_de_la_especiacion_de_los_metales_pesados_en_medio_acuatico_como_determinante_de_su_toxicidad

Cerda, G; Wolff, M. 1993. Feeding ecology of the crab *Cancer polyodon* in La Herradura Bay, Northern Chile. II. Food spectrum and prey consumption. *Marine Ecology Progress Series* 100:119-125. , 100, 119-125. Consultado 14 jun. 2019. Disponible en línea en: <https://www.int-res.com/articles/meps/100/m100p119.pdf>

Cheung, M; Wang, W. 2008. Analyzing biomagnification of metals in different marine food webs using nitrogen isotopes (en línea). *Marine Pollution Bulletin* 56(12): 2082-2088. Consultado 11 may. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/23409366_Analyzing_biomagnification_of_metals_in_different_marine_food_webs_using_nitrogen_isotopes

Ciocco, NF; Orensanz, JM. 2001. Depredación.: Los moluscos pectínidos en Iberoamérica. Maeda-Martínez (eds.). *Ciencia y Acuicultura*. 14:267-284.

Cisterna, JA; Saldías, GS; Cáceres, CW. 2008. Efecto de la hipoxia en la conducta de forrajeo de *Cancer setosus* (Molina, 1782) (*Crustacea: Decapoda*) alimentado con *Mytilus chilensis* (Hupé, 1854). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 43(2):419-423. Consultado 15 jun. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/233819381_Efecto_de_la_hipoxia_en_la_conducta_de_forrajeo_de_Cancer_setosus_Molina_1782_Crustacea_Decapoda_alimentado_con_Mytilus_chilensis_Hupe_1854

Connell, DW. 1989. Biomagnification by aquatic organisms—a proposal. *Chemosphere* 19(10-11):1573–1584. Consultado 24 may. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/262479913_bioaccumulation_and_biomagnification_in_aquatic_organisms_of_the_almaden_mining_district

Cueto, R; Mendo, J; Arguelles, J; Flye-Sainte-Marie, J; Jean, F; Aguirre, A. 2014. Environmental effects on the gonadal condition in the Peruvian scallop *Argopecten purpuratus* (L. 1819) Paracas Bay, Peru. Oral communications. *In: Book of abstracts submitted to the IV Congress of Marine Sciences*. Las Palmas de Gran Canaria, España, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 176 p. (Congress of Marine Sciences, 4, Las Palmas de Gran Canaria, España)

Cueto Vega, R. 2016. Influencia de las variables ambientales sobre el índice gonadosomático de la concha de abanico *Argopecten purpuratus* (L, 1819) en la Bahía de Paracas, Pisco (en línea). Tesis Ing. Pesquero. Lima, UNALM. Consultado 25 jun. 2019. Disponible en <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/191/browse?type=author&value=Cueto+Vega%2C+Rosa>

Das, K; Holsbeekc, L; Browninga, J; Siebertb, U; Birkun, Jr. DA; Bouquegneau, J. 2004. Trace metal and stable isotope measurements ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in the harbour porpoise *Phocoena phocoena* relicta from the Black Sea. *Environmental Pollution* 131(2):197–204. Consultado 24 may. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/8474807_Trace_metal_and_stable_isot

ope_measurements_d¹³C_and_d¹⁵N_in_the_harbour_porpoise_Phocoena_phocoena_relicta_from_the_Black_Sea

Dehn, LA; Follmann, EH; Thomas, DL; Sheffield, GG; Rosa, C; Duffy, LK; O'Hara, TM. 2006. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer (EN LÍNEA). *Science of the Total Environment* 362(1-3):103-123. Consultado 28 jun. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/7384685_Trophic_relationships_in_an_Arctic_food_web_and_implications_for_trace_metal_transfer

Di Rienzo, JA; Macchiavelli, RE; Casanoves, F. 2011. Modelos lineales mixtos; aplicaciones en InfoStat (en línea). Córdoba, Argentina, Grupo Infostat. Consultado 27 jun. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/283506647_Modelos_lineales_mixtos_en_Infostat

Domi, N; Bouquegneau, J; Das, K. 2005. Feeding ecology of five commercial shark species of the Celtic Sea through stable isotope and trace metal analysis. *Marine Environmental Research* 60(5):551–569. Consultado 16 ene. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/7817390_Feeding_ecology_of_five_commercial_shark_of_the_Celtic_Sea_through_stable_isotope_and_trace_metal_analysis

ENFEN (Estudio Nacional del Fenómeno “El Niño”). 2017. Resumen ejecutivo. Lima, Perú, Comisión Multisectorial Encargada del Estudio Nacional del Fenómeno “El Niño” – ENFEN (en línea). Informe Técnico Extraordinario N°001-2017. Consultado 28 ene. 2019. Disponible en http://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/informes/imarpe_infteo_informe__tecnico_extraordinario_001_2017.pdf

ERM Perú. 2012. Informe semestral. Monitoreo biótico y abiótico para el componente marítimo planta de fraccionamiento de LGN - Playa Lobería, Pisco, Perú - Fase de operaciones - Febrero de 2012 - PLUSPETROL PERU CORPORATION S.A. Lima, Perú.

Espinoza E; Hidalgo F; Villacorta C. 2005. Modelo ecotrófico de la comunidad del macrobentos de fondo blando de la bahía de Paracas (en línea). *In: Modelación Ecotrófica Multiespecífica e Indicadores Cuantitativos Ecosistémicos para la Administración de Pesquerías* (2005, Lima, Perú). Wolff, M; Milessi, A; Mendo, J. (coord.). Curso Internacional. Lima, Perú, UNALM. p. 18–29. Consultado 26 feb. 2019. Disponible en http://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/imarpe_Reporte_Curso_Peru_2005.pdf

González, R. 2010. Auge y crisis: la pesquería de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en la región Pisco-Paracas, costa sur del Perú (en línea). *Espacio y Desarrollo* (22):25-51. Consultado 24 may. 2019. Disponible en <http://revistas.pucp.edu.pe/index.php/espacioydesarrollo/article/view/5353>

Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist (en línea). *Marine Pollution Bulletin* 45(1-12):46–52. Consultado 27 jun. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/11065820_Biomagnification_in_Marine_Systems_The_Perspective_of_an_Ecologist

Ibarcena, L. 2011. Estudio de la contaminación por metales ecotóxicos en sedimentos en la Bahía de Ite, Tacna (en línea). *Revista Ciencia y Desarrollo* (13):28-35. Consultado 14 feb. 2019. Disponible en <http://revistas.unjbg.edu.pe/index.php/cyd/article/view/273>

Ibarra, AA. 2015. Variabilidad temporal en la estructura y composición de la macrofauna bentónica en playa Atenas, Pisco (en línea). Tesis Ing. Pesquero. Lima, Perú; UNALM. Consultado 15 mar. 2019. Disponible en <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/1913>

IMARPE (Instituto del Mar del Perú). 2017. Seguimiento de la calidad acuática en la Bahía de Pisco - Paracas 18-19 de enero 2017 (en línea, diapositivas). Lima, Perú, IMARPE, Programa de Monitoreo Ambiental del Laboratorio Costero de Pisco. Consultado 15 jun. 2019. Disponible en

http://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/reportes/imarpe_ambi17_calidad_ambiental_acuatica_pisco_paracas_18a19ene17.pdf

IMARPE (Instituto del Mar del Perú). 2017. Seguimiento de la calidad acuática en la Bahía de Pisco - Paracas 01-02 de marzo 2017 (en línea, diapositivas). Lima, Perú, IMARPE, Programa de Monitoreo Ambiental del Laboratorio Costero de Pisco. Consultado 15 jun. 2019. Disponible en http://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/reportes/imarpe_ambi17_calidad_ambiental_acuatica_pisco_paracas_01a02marzo2017.pdf

IMARPE (Instituto del Mar del Perú). 2017. Seguimiento de la calidad acuática en la Bahía de Pisco - Paracas 30-31 de marzo 2017(en línea, diapositivas). Lima, Perú, IMARPE, Programa de Monitoreo Ambiental del Laboratorio Costero de Pisco. Consultado 15 jun. 2019. Disponible en http://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/reportes/imarpe_ambi17_calidad_ambiental_acuatica_pisco_paracas_30a31marzo2017.pdf

IMARPE (Instituto del Mar del Perú). Laboratorio de Pisco. 2010. Bases técnicas para el ordenamiento pesquero y acuícola de la Bahía de Paracas; línea base – 2010 (en línea). Lima, Perú, IMARPE. 43 p. Consultado 11 may. 2019. Disponible en <http://www2.produce.gob.pe/RepositorioAPS/3/jer/ACUISUBMENU4/estudios-bahia-paracas.pdf>

Jácobo Gonzáles, CS. 2018. Análisis comparativo del crecimiento de *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) en las zonas de Sechura (5°S) y Callao (12°S) durante el 2016. Tesis Maestro Ciencias del Mar. Lima, Perú, UPCH. Consultado 27 jun. 2019. Disponible en <http://repositorio.upch.edu.pe/handle/upch/3821>

Jaime, M; Hernández P. (eds.). 2018. Bioacumulación y transferencia de metales y contaminantes emergentes a través de las cadenas tróficas marinas (en línea). México, Samsara Editorial. Consultado 15 jun. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Pablo_Hernandez-Almaraz/publication/

330370154_Bioacumulacion_y_transferencia_de_metales_y_contaminantes_emergentes_a_traves_de_las_cadenas_troficas_marinas/links/5d240c07458515c11c1f472d/Bioacumulacion-y-transferencia-de-metales-y-contaminantes-emergentes-a-traves-de-las-cadenas-troficas-marinas.pdf#page=14

Klugger, L; Wolf, M; Taylor, M. 2014. Modelando flujos tróficos en una Bahía del Perú bajo el impacto del cultivo intensivo de concha de abanico (*A. purpuratus*). In: Congreso de Ciencias del Mar de Perú (4, Lima, Peru). Trabajos presentados. Lima, Perú, CONCIMAR. Consultado 28 ene. 2019. Disponible en https://mosetip.files.wordpress.com/2014/07/concimar_klugger.pdf

Lavoie, R; Jardine, T; Chumchal, M; Kidd, K; Campbell, L. 2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis (en línea). *Environmental Science & Technology* 47(23): 13385-13394. Consultado 14 feb. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/258038028_Biomagnification_of_Mercury_in_Aquatic_Food_Webs_A_Worldwide_Meta-Analysis

Loaiza, I; De Troch, M; De Boeck, G. 2018. Potential health risks via consumption of six edible shellfish species collected from Piura–Peru (en línea). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 159:249-260. Consultado 15 ene. 2019. Disponible en <https://core.ac.uk/download/pdf/158347788.pdf>

López Cabanillas, HF. 2019. Toxicidad del sedimento marino de dos bahías peruanas empleando las microalgas marinas *Isochrysis galbana* y *Nannochloropsis oceánica* (en línea). Tesis Maestría Ciencias Ambientales. Lima, Perú, EPG, UNALM. Consultada 18 oct. 2019. Disponible en <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/4149>

Luoma, SN; Rainbow, PS. 2005. Why is metal bioaccumulation so variable? *Biodynamics as a unifying concept* (en línea). *Environmental Science y Technology* 39(7): 1921-1931. Consultado 15 mar. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/7867604_Why_Is_Metal_Bioaccumulation_So_Variable_Biodynamics_as_a_Unifying_Concept

- Luoma, SN; Rainbow, PS. 2009. Metal contamination in aquatic environments. Science and lateral management (en línea). Journal on Fish Biology 75(7):1911-1912. Consultado 29 mar. 2019. Disponible en https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02440_4.x
- Mancera Rodríguez, NJ; Álvarez León, R. 2006. Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia (en línea). Acta Biológica Colombiana 11(1): 3-23. Consultado 25 abr. 2019. Disponible en <http://www.scielo.org.co/pdf/abc/v11n1/v11n1a01.pdf>
- Mendo, J; Ysla, L; Orrego, H; Tomaylla, R. 2001. Manual técnico para el cultivo y manejo integral de la concha de abanico. Lima, Perú, Programa APGEP SENREM. Convenio USAID- CONAM. 74 p.
- Mendo, J; Ysla, L; Orrego, H; Miglio, M; Gil, P; del Solar, A. 2011. Manual técnico para el repoblamiento de la concha de abanico en Bahía Sechura. Lima, Perú, Proyecto FINCYT. 100 p.
- Mendo, J; Wolff, M. 2003. El impacto de El Niño sobre la producción de concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en Bahía Independencia, Pisco, Perú. Revista Ecología Aplicada 2(1):51-57.
- Mendo, J; Wolff, M; Mendo, T; Ysla, L. 2016. Scallop fishery and culture in Peru. In: Shumway, SE; Parsons, GJ (eds.). Scallops, Oxford: Elsevier Science, p. 1089-1110.
- Mendo, T; Ortega, K; Pacheco, A. 2005. Efecto del aumento de la biomasa de *Argopecten purpuratus* en la estructura ecotrófica de Bahía de Tortugas, Perú (en línea). In: Modelación Ecotrófica Multiespecífica e Indicadores Cuantitativos Ecosistémicos para la Administración de Pesquerías (2005, Lima, Perú). Wolff, M; Milessi, A; Mendo, J. (coord.). Curso Internacional. Lima, Perú, UNALM. p. 30-42. Consultado 26 feb. 2019. Disponible en http://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/imarpe_Reporte_Curso_Peru_2005.pdf

- Metian, M; Warnau, M; Oberhänsli, F; Teyssié, JL; Bustamante, P. 2007. Interspecific comparison of Cd bioaccumulation in European Pectinidae (*Chlamys varia* and *Pecten maximus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 353(1):58-67. Consultado 13 mar. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/222431271_Interspecific_comparison_of_Cd_bioaccumulation_in_European_Pectinidae_Chlamys_varia_and_Pecten_maximus
- Meyer, S. 2014. Evaluating the impact of scallop (*Argopecten purpuratus*) cultivation on the benthic infaunal community in Sechura Bay, Peru (en línea). M.Sc. Program ISATEC (International Studies in Aquatic Tropical Ecology). Bremen, Alemania, University of Bremen, Faculty for Biology y Chemistry Bremen. Consultado 15 jun. 2019. Disponible en https://mosetip.files.wordpress.com/2015/02/masterthesis_steffimeyersigned_15-10-2014.pdf
- Neff, JM. 1997. Ecotoxicology of arsenic in the marine environment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(5):917-927. Consultado 10 dic. 2018. Disponible en <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/etc.5620160511>
- Pacheco, A; Thiel, M; Uribe, R; Campos, L; Riascos, J. 2013. Effects of sympatric predatory crabs *Romaleon polyodon* and *Cancer plebejus* (Decapoda, Brachyura, *Cancridae*) on sublittoral macrobenthic communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 443:147-154. Consultado 26 feb. 2019. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.02.044>
- Post, D. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83(3):703–718. Consultado 28 ene. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/221959341_Using_Stable_Isotopes_to_Estimate_Trophic_Position_Models_Methods_and_Assumptions
- Rainbow, PS.; White, SL. 1985. On the metabolic requirements for copper and zinc in molluscs and crustaceans. *Marine Environmental Research* 16(3):215-229.

Consultado 02 set. 2019. Disponible en [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(85\)90139-4](https://doi.org/10.1016/0141-1136(85)90139-4)

Rainbow, PS. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? (en línea). *Environmental pollution*, 120(3):497-507. Consultado 14 feb. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/6971144_Trace_metal_bioaccumulation_Model_metabolic_availability_and_toxicity

Rainbow, PS. 2018. Trace metals in the environment and living organisms: the British Isles as a case study. Cambridge, UK, Cambridge University Press. Consultado 17 may. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/327202878_Trace_Metals_in_the_Environment_and_Living_Organisms_The_British_Isles_as_a_Case_Study

Rainbow, PS; Luoma, SN. 2011. Metal toxicity, uptake and bioaccumulation in aquatic invertebrates—modelling zinc in crustaceans. *Aquatic toxicology* 105(3-4):455-465. Consultado 15 mar. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/51600604_Metal_toxicity_uptake_and_bioaccumulation_in_aquatic_invertebrates-Modelling_zinc_in_crustaceans

Rainbow, PS; Luoma, SN; Wang, WX. 2011. Trophically available metal—a variable feast. *Environmental pollution* 159(10):2347-2349. Consultado 29 mar. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/51514626_Trophically_available_metal_-_A_variable_feast

Rahman, MA; Hasegawa, H; Lim, RP. 2012. Bioaccumulation, biotransformation and trophic transfer of arsenic in the aquatic food chain. *Environmental research* (116):118-135. Consultado 16 ene 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/224848867_Bioaccumulation_Biotransformation_and_Trophic_Transfer_of_Arsenic_in_the_Aquatic_Food_Chain

- Rand, G; Wells, P; McCarthy, L. 1995. Introduction to aquatic ecology. *In*: Rand, G.M. (ed.), *Fundamentals of aquatic toxicology*. Washington, D.C., Taylor and Francis. p. 3-53.
- Requena Huamán, R. 2008. Fitoplancton en el contenido estomacal de *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) "concha de abanico" en la Bahía de Sechura. Tesis Biólogo. Piura, Perú, Universidad Nacional de Piura. Consultado 28 ene. 2019. Disponible en <http://repositorio.unp.edu.pe/handle/UNP/266?show=full>
- Reyes Grimaldo, SR. 2019. Toxicidad de los sedimentos marinos de las bahías Tortugas - Casma y Paracas sobre juveniles de *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) "concha de abanico". Tesis Bióloga en Hidrobiología y Pesquería. Lima, Perú, UNMSM. 77 p.
- Riascos JM; Taylor, M; García-Godos, I; Quispe, D. 2005. Modelo ecotrófico comparativo de la Bahía de Independencia, Pisco-Perú en relación con El Niño 1997- 1998. Pp: 82 – 98. *In*: Modelación Ecotrófica Multiespecífica e Indicadores Cuantitativos Ecosistémicos para la Administración de Pesquerías (2005, Lima, Perú). Wolff, M; Milessi, A; Mendo, J. (coord.). Curso Internacional. Lima, Perú, UNALM. p. 98. Consultado 26 feb. 2019. Disponible en http://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/imarpe_Reporte_Curso_Peru_2005.pdf
- Rigét, F; Moller, P; Dietz, R; Nielsen, T; Asmund, G; Strand, J; Larsen, M; Hobson, K. 2007. Transfer of mercury in the marine food web of West Greenland. *Journal of Environmental Monitoring* 9(8):877–883. Consultado 14 feb. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/6166988_Transfer_of_mercury_in_the_marine_food_web_of_West_Greenland
- Rosas, L; Loor, P. 2015. Isótopos estables de nitrógeno y carbono para entender la Ecología trófica de los organismos marinos. *Boletín de la Asociación Argentina de Malacología* 4(2):18-22. Consultado 26 feb. 2019. Disponible en http://malacoargentina.com.ar/blog/wp-content/uploads/2016/02/Boletin_2014-2.pdf

Rouillon, G; Mendo, J; Ochoa, N. 2002. Fitoplancton en el contenido estomacal de *Argopecten purpuratus* (*Mollusca, Bivalvia*) en cultivos suspendidos a diferentes profundidades en la Bahía Independencia. *In: Mendo, J; Wolff, M. (eds.). Memorias de la I Jornada Científica de la Reserva Nacional de Paracas, 28-31 Marzo del 2001. Pisco, Perú, UNALM. 241 p.*

Sánchez-Marín, P; Beiras, R. 2017. Subcellular distribution and trophic transfer of Pb from bivalves to the common prawn *Palaemon serratus*. *Ecotoxicology and environmental safety* (138):253-259. Consultado 29 mar. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/312160941_Subcellular_distribution_and_trophic_transfer_of_Pb_from_bivalves_to_the_common_prawn_Palaemon_serratus

SANIPES (Organismo Nacional de Sanidad Pesquera). 2018. Elaboración y verificación de la ejecución del plan de muestreo de productos hidrobiológicos elaborados en base a moluscos bivalvos (en línea). Lima, Perú, SANIPES. Consultado 13 abr. 2019. Disponible en https://www.sanipes.gob.pe/documentos_sanipes/rde/2018/9f1d977d2f4978fe1c9c1b47861fe4c8.pdf

Semple, K; Doick, K; Jones, K; Burauel, P; Craven, A; Harms, H. 2004. Defining bioavailability and bioaccessibility of contaminated soil and sediment is complicated (en línea). *Environmental Science & Technology* 38(12):228A-231A. Consultado 11 may. 2019. Disponible en DOI: 10.1021/es040548w

Takahashi, D; Mendo, J. 2002. Efecto de la talla en la predación del “caracol” *Thais (stramonita) chocolate* sobre la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en Bahía Independencia. *In: Mendo, J; Wolff, M. (eds.). Memorias de la I Jornada Científica de la Reserva Nacional de Paracas, 28-31 Marzo del 2001. Pisco, Perú, UNALM. 241 p.*

Torres F. 2010. La familia de las metalotioneínas en *Tetrahymena* y su aplicación en el desarrollo de biosensores celulares para la detección de metales pesados (en

línea). Tesis Doctoral en Ciencias Biológicas. Madrid, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid. Consultado 24 may. 2019. Disponible en <https://eprints.ucm.es/10835/1/T31761.pdf>

Uribe Alzamora, R; Rubio Rodríguez, J; Carbajal Enzian, P; Berrú Paz, P. 2013. Invertebrados marinos bentónicos del litoral de la Región Áncash, Perú (en línea). Boletín IMARPE 28(1-2):136-293. Consultado 15 jun. 2019. Disponible en <http://biblioimarpe.imarpe.gob.pe/handle/123456789/2195>

Vander Zanden, M; Cabana, G; Rasmussen, J. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data (en línea). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54(5):1142–1158. Consultado 27 jun. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/251179798_Comparing_trophic_position_of_freshwater_fish_calculated_using_stable_nitrogen_isotope_ratios_15N_and_literature_dietary_data

Vega, R; Mendo, J. 2002. Consumo de alimento y crecimiento del pulpo *Octopus* spp. alimentado con *Argopecten purpuratus* en la Bahía de Paracas, Pisco. In: Mendo, J; Wolff, M. (eds.). Memorias de la I Jornada Científica de la Reserva Nacional de Paracas, 28-31 Marzo del 2001. Pisco, Perú, UNALM. 241 p.

Vega Periche, JP. 2016. Modelación física de la hidrodinámica y los patrones de circulación marina en la Bahía de Paracas, Pisco – Perú, para el año 2014 (en línea). Tesis Licenciado en Física. Lima, Perú, UNMSM. Consultado 14 jul. 2019. Disponible en http://cybertesis.unmsm.edu.pe/bitstream/handle/cybertesis/5488/Periche_vj.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Velazco Castillo, F; Solís Acosta, J. 2000. Estudio sedimentológico de la bahía de Paracas (en línea). Informe Progresivo (133). Consultado 29 ago. 2019. Disponible en <http://biblioimarpe.imarpe.gob.pe/handle/123456789/1165>

- Vivar Linares, IA. 2016. Cambios en la estructura comunitaria del epibentos por efecto del cultivo de concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en la bahía de Sechura - Piura. Tesis Ing. Pesquero. Lima, Perú, UNALM. 114 p.
- Wang, WX. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*, 243:295-309. Consultado 02 set. 2019. Disponible en DOI: 10.3354/meps243295
- Wang, WX; Lu, G. 2017. Heavy metals in bivalve mollusks. *In* Schrenk, D.; Cartus, A. (eds.). *Chemical contaminants and residues in food*. 2nd ed. Sawston, Cambridge, UK. p. 553-594). Consultado 11 set. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/318060788_Heavy_Metals_in_Bivalve_Mollusks
- Watanabe, JM. 1984. Food preference, food quality and diets of three herbivorous gastropods (Trochidae: *Tegula*) in a temperate kelp forest habitat (en línea). *Oecologia* 62(1):47–52. Consultado 29 ago. 2019. Disponible en DOI: 10.1007/BF00377371
- Wolff, M; Taylor, M; Mendo, J; Yamashiro, C. 2007. A catch forecast model for the Peruvian scallop (*Argopecten purpuratus*) based on estimators of spawning stock and settlement rate (en línea). *Ecological Modelling* 209:333-341. Consultado 11 set. 2019. Disponible en DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2007.07.013
- Zorrilla Domenichi, MF. 2011. Estado del arte sobre la presencia de metales pesados en tejidos y agallas de peces (en línea). Tesis Adm. del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales. Cali, Colombia, Universidad Autónoma de Occidente. Consultado 11 set. 2019. Disponible en: <http://red.uao.edu.co/handle/10614/1637>