

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

FACULTAD DE PESQUERÍA



**“CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA COMUNITARIA DEL
EPIBENTOS POR EFECTO DEL CULTIVO DE CONCHA DE
ABANICO (*Argopecten purpuratus*) EN LA BAHÍA DE SECHURA-
PIURA”**

Presentado por:

IVONNE AMELIA VIVAR LINARES

Tesis para optar el título de:

INGENIERO PESQUERO

Lima-Perú

2016

Para mi madre y hermano por su apoyo incondicional

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Proyecto SASCA “Sustainability Analysis of Scallop Culture in Sechura bay”, Centro Leibniz de Ecología Marina Tropical (ZMT) y el Ministerio Federal de Educación e Investigación de Alemania (BMBF) por permitirme desarrollar este trabajo y otorgar el financiamiento de la investigación. A la Universidad Nacional Agraria la Molina (UNALM) por contribuir en el financiamiento para la culminación de esta investigación.

Por la ayuda en la identificación de especies y uso de instalaciones al Departamento de Biodiversidad y Laboratorio de Bentos Marino del Instituto del Mar del Perú (IMARPE), en especial al Biólogo José Santamaría.

Agradezco a todas las personas involucradas en este proyecto, en especial a la Dr. Patricia Gil Kodaka por su apoyo, dirección y amistad brindada. Al Dr. Jaime Mendo, coordinador del proyecto, por su constante supervisión, guía y dedicación. Al Dr. Matthias Wolff, Marc Taylor y Lotti Kluger, por su compañía e importantes aportes en el desarrollo de esta investigación.

Un especial agradecimiento a mis compañeros tesisistas Pamela Cabezas y Luis Sánchez por su amistad, apoyo, trabajo en equipo y empuje en todo momento. A mi compañera de risas y laboratorio Steffi Meyer. A mi familia y a cada amigo del cual recibí los ánimos necesarios para culminar este trabajo.

Finalmente agradecer a las Asociaciones de pescadores involucradas en la parte operativa: “Beatita de Humay”, “Señor Cautivo”, “Cristo es mi fortaleza” y “Cajamar”; en especial a René, Emilio “Chato”, Juan “Lagarto”, Juancito, Edwin “Daddy Yankee”, Pepe y Manuel, por toda la ayuda en la fase de campo y el conocimiento compartido.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE ANEXOS

RESUMEN

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1.	BAHÍA DE SECHURA	3
2.1.1.	UBICACIÓN Y ASPECTOS GENERALES	3
2.1.2.	CULTIVO DE CONCHA DE ABANICO	4
2.1.3.	IMPORTANCIA DEL CULTIVO.....	5
2.1.4.	ASPECTOS AMBIENTALES	6
2.2.	ASPECTOS GENERALES DE LA CONCHA DE ABANICO	7
2.2.1.	CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA	7
2.2.2.	CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS	8
2.2.3.	DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT	8
2.3.	ASPECTOS ECOLÓGICOS DEL CULTIVO	9
2.3.1.	AMBIENTE BENTÓNICO	9
2.3.2.	AMBIENTE BENTO-PELÁGICO.....	10
2.4.	IMPACTO DEL CULTIVO DE FONDO	11
2.4.1.	GENERALIDADES	11
2.4.2.	FACTORES QUE AFECTAN AL BENTOS.....	16
2.5.	MEDICIÓN DE LA DIVERSIDAD	18
2.5.1.	ÍNDICES DE DIVERSIDAD	18

2.5.2.	ANÁLISIS MULTIVARIADOS	20
2.5.3.	CURVAS DE DOMINANCIA ABC.....	22
2.6.	CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA COMUNITARIA	23
2.6.1.	COLONIZACIÓN DE ESPECIES	23
2.6.2.	GRUPOS FUNCIONALES	23
2.6.3.	DISIMILARIDAD ENTRE COMUNIDADES.....	23
2.7.	RELACIÓN ENTRE FACTORES BIÓTICOS Y ABIÓTICOS	24
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	25
3.1.	LUGAR DE ESTUDIO	25
3.2.	DISEÑO Y DESCRIPCIÓN DEL EXPERIMENTO	26
3.3.	OBTENCIÓN Y ANÁLISIS DE MUESTRAS	27
3.4.	MEDICIÓN DE PARÁMETROS ABIÓTICOS.....	29
3.5.	PROCESAMIENTO DE DATOS.....	29
3.5.1.	ANÁLISIS DE DIVERSIDAD POR ÍNDICES	29
3.5.2.	ANÁLISIS DE DIVERSIDAD MULTIVARIADOS	30
3.5.3.	ANÁLISIS DE PERTURBACIÓN (CURVAS ABC)	33
3.5.4.	ANÁLISIS DE DISMILARIDAD (SIMPER).....	34
3.5.5.	RELACIÓN CON PARÁMETROS AMBIENTALES	35
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
4.1.	COMPARACIÓN POR TAXAS.....	37
4.2.	COMPARACIÓN DE DIVERSIDAD.....	39
4.2.1.	ATRIBUTOS DE RIQUEZA, DIVERSIDAD Y EQUIDAD.....	39
4.2.2.	DIFERENCIAS ENTRE ESTRUTURAS COMUNITARIAS	46
4.2.3.	NIVEL DE PERTURBACIÓN EN LAS COMUNIDADES	50
4.3.	CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA COMUNITARIA	54

4.3.1.	ABUNDANCIAS.....	54
4.3.2.	BIOMASAS	57
4.3.3.	COMPARACIÓN POR ESTACIÓN EXPERIMENTAL.....	62
4.4.	FACTORES ABIÓTICOS Y SU RELACIÓN CON LA COMUNIDAD.....	63
4.4.1.	TEMPERATURA Y OXÍGENO DISUELTO	63
4.4.2.	ANÁLISIS INTEGRADO DE FACTORES BIÓTICOS Y ABIÓTICOS.....	68
V.	CONCLUSIONES	75
VI.	RECOMENDACIONES	76
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
VIII.	ANEXOS	89

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Mecanismos predictivos y respuestas importantes de los ingenieros ecológicos bajo variación del nivel de estrés	16
Tabla 2: Resumen de los estados del sistema comunitario según su nivel de perturbación.....	22
Tabla 3: Ubicación de las estaciones experimentales seleccionadas para el presente estudio en la Bahía de Sechura	26
Tabla 4: Listado de literatura consultada para identificar taxonómicamente las muestras de macrobentos.....	28
Tabla 5: Resultados de PERMANOVA en relación a la comparación general de abundancia por muestreo.	47
Tabla 6: Resumen de los resultados de PERMANOVA en relación a la comparación pareada de abundancias por muestreo para cada estación	48
Tabla 7: Promedios y desviaciones estándar de los estadísticos W en cada curva ABC obtenidos durante los muestreos para cada estación	52
Tabla 8: Variables abióticas de setiembre 2013 a mayo 2014 para cada estación	65
Tabla 9: Presencia de variables bióticas de setiembre 2013 a mayo 2014 para cada estación experimental	67
Tabla 10: Análisis <i>A posteriori</i> BIOENV para las variables <i>Argopecten purpuratus</i> y <i>Caulerpa filiformis</i> en relación con la variación comunitaria del macrobentos	69

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de ubicación de las estaciones experimentales (puntos verdes) en Bahía Sechura – Piura.....	25
Figura 2: Esquema de experimento instalado para cada estación experimental	27
Figura 3: Proporción de densidades (ind. /m ²) para cada estación por zona con y sin cultivo	38
Figura 4: Proporción de biomاسas (g. /m ²) para cada estación por zona con y sin cultivo	39
Figura 5: Riqueza específica media (S) por muestreo entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación.....	41
Figura 6: Diversidad (H') para las abundancias por muestreo entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación.....	43
Figura 7: Equidad (J') para las abundancias por muestreo entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación.....	45
Figura 8: nMDS correspondiente a la composición del ensamblaje de la abundancia entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación	50
Figura 9: Curvas ABC incluyendo y excluyendo <i>A. purpuratus</i> entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación.....	53
Figura 10: Análisis de disimilaridad para el total de abundancias promedio de las especies discriminantes entre zonas con cultivo y sin cultivo	56
Figura 11: Análisis de disimilaridad para el total de biomasa promedio de las especies discriminantes entre zonas con cultivo y sin cultivo	60
Figura 12: Gráfica de ordenación dbRDA con las variables seleccionadas por el modelo lineal (distLM) en Parachique. Vectores azules son los parámetros biomasa de <i>C. filiformis</i> (CF bm) y <i>A. purpuratus</i> (AP bm), valvas vacías de <i>A. purpuratus</i>	70
Figura 13: Gráfica de ordenación dbRDA con las variables seleccionadas por el modelo lineal (distLM) en Vichayo. Vectores azules son los parámetros biomasa de <i>C. filiformis</i> (CF bm) y <i>A. purpuratus</i> (AP bm), valvas vacías de <i>A. purpuratus</i> (AP v), temperatura (Temp) y oxígeno disuelto (O2).....	71
Figura 14: Gráfica de ordenación dbRDA con las variables seleccionadas por el modelo lineal (distLM) en Las Delicias. Vectores azules son los parámetros biomasa de <i>C. filiformis</i> (CF bm) y <i>A. purpuratus</i> (AP bm), temperatura (Temp) y oxígeno disuelto (O2).....	72

Figura 15: Gráfica de ordenación dbRDA con las variables seleccionadas por el modelo lineal (distLM) en Barrancos. Vectores azules son los parámetros biomasa de *C. filiformis* (CF bm) y *A. purpuratus* (AP bm) y valvas vacías de *A. purpuratus* (AP v)73

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Lista taxonómica de las especies correspondientes al macrobentos en todas las estaciones experimentales por zona con y sin cultivo	89
Anexo 2: Proporción de abundancias y biomاسas agrupadas en grupos taxonómicos para cada estación experimental por zona con y sin cultivo.....	91
Anexo 3: Índices de biodiversidad para cada estación experimental por zona con y sin cultivo: Media, Desviación estándar (DE) y p-valor para la Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon Wiener (H') y Equidad de Pielou (J').....	92
Anexo 4: Índices de biodiversidad entre zonas con y sin cultivo para Parachique: Media, Desviación estándar (DE) y p-valor para la Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon Wiener (H') y Equidad de Pielou (J').....	92
Anexo 5: Índices de biodiversidad entre zonas con y sin cultivo para Vichayo: Media, Desviación estándar (DE) y p-valor para la Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon Wiener (H') y Equidad de Pielou (J').....	93
Anexo 6: Índices de biodiversidad entre zonas con y sin cultivo para Las Delicias: Media, Desviación estándar (DE) y p-valor para la Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon Wiener (H') y Equidad de Pielou (J').....	93
Anexo 7: Índices de biodiversidad entre zonas con y sin cultivo para Barrancos: Media, Desviación estándar (DE) y p-valor para la Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon Wiener (H') y Equidad de Pielou (J').....	93
Anexo 8: Análisis PERMANOVA comparación general y pareada para las biomاسas por muestreo entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación	94
Anexo 9: Análisis de disimilaridad para las abundancias del macrobentos entre zonas con y sin cultivo desde setiembre 2013 hasta mayo 2014	95
Anexo 10: Análisis de disimilaridad para las biomاسas del macrobentos entre zonas con y sin cultivo desde setiembre 2013 hasta mayo 2014	96
Anexo 11: Análisis de disimilaridad SIMPER para las abundancias del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Parachique	97
Anexo 12: Análisis de disimilaridad SIMPER para las abundancias del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Vichayo	98
Anexo 13: Análisis de disimilaridad SIMPER para las abundancias del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Las Delicias	99
Anexo 14: Análisis de disimilaridad SIMPER para las abundancias del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Barrancos.....	100

Anexo 15: Análisis de disimilaridad SIMPER para las biomásas del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Parachique	101
Anexo 16: Análisis de disimilaridad SIMPER para las biomásas del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Vichayo	102
Anexo 17: Análisis de disimilaridad SIMPER para las biomásas del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Las Delicias	103
Anexo 18: Análisis de disimilaridad SIMPER para las biomásas del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Barrancos.....	104
Anexo 19: Estadísticos W en cada curva ABC en las zonas con cultivo incluyendo y excluyendo <i>Argopecten purpuratus</i> durante todas los muestreos (setiembre 2013 a mayo 2014) en cada estación experimental	105
Anexo 20: Análisis del modelo lineal basado en distancias (distLM) en Parachique	105
Anexo 21: Análisis del modelo lineal basado en distancias (distLM) en Vichayo.....	106
Anexo 22: Análisis del modelo lineal basado en distancias (distLM) en Las Delicias	107
Anexo 23: Análisis del modelo lineal basado en distancias (distLM) en Barrancos.....	107
Anexo 24: Resultados de la relación entre la variación de la estructura comunitaria y las variables ambientales por medio del análisis DISTLM para Parachique. Procedimiento de selección STEPWISE y criterio de selección AICc.	108
Anexo 25: Resultados de la relación entre la variación de la estructura comunitaria y las variables ambientales por medio del análisis DISTLM para Vichayo. Procedimiento de selección STEPWISE y criterio de selección AICc.	110
Anexo 26: Resultados de la relación entre la variación de la estructura comunitaria y las variables ambientales por medio del análisis DISTLM para Las Delicias. Procedimiento de selección STEPWISE y criterio de selección AICc.	112
Anexo 27: Resultados de la relación entre la variación de la estructura comunitaria y las variables ambientales por medio del análisis DISTLM para Barrancos. Procedimiento de selección STEPWISE y criterio de selección AICc.	114

RESUMEN

Se estudió el efecto del cultivo de fondo de concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) sobre los demás grupos comunitarios que forman el macro-epibentos en la Bahía Sechura. El continuo incremento de esta actividad de repoblamiento conlleva a mayores y frecuentes densidades de siembra sobre el fondo marino, alterando el hábitat del sustrato, cambios en la diversidad y estructura del macrobentos, funcionamiento del ecosistema y equilibrio ecológico en la bahía. Por ello, este estudio tiene como finalidad contribuir con información científica necesaria para la formulación de medidas de manejo de recursos. Desarrollándose bajo el marco de un proyecto de análisis de sostenibilidad del cultivo de fondo de concha de abanico.

El experimento se llevó a cabo en cuatro puntos diferentes de la bahía entre los meses de setiembre 2013 a mayo del 2014. La unidad experimental consistió en la instalación de un corral de fondo con densidades concha de 30 individuos por m² y la delimitación de un perímetro libre de conchas, ambas consideradas como zonas con cultivo y sin cultivo, respectivamente. Los muestreos se realizaron en ambas zonas, colectando los individuos del macrobentos con una unidad de muestreo de 1 m². Se evaluaron las diferencias entre abundancias y biomásas entre zonas, en relación a su riqueza, diversidad, dominancia, así como también los cambios en las estructuras comunitarias y su relación con parámetros ambientales. Los resultados mostraron diferencias significativas entre las estructuras comunitarias de las zonas con cultivo y sin cultivo por efecto del cultivo de *A. purpuratus*, con mayores diversidades, abundancias y biomásas a favor de la zona con cultivo. Las especies que contribuyeron a las disimilaridades 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. La temperatura y oxígeno disuelto producen variación en los cambios de las estructuras comunitarias. Las zonas con cultivo presentaron altas mortalidades de concha de abanico conforme continuaron los muestreos y en las zonas sin cultivo una aparición de la macroalga *C. filiformis*, a los cuales se les aplicaron análisis *A posteriori*, indicando una influencia de las diferencias de las estructuras comunitarias.

Palabras clave: Concha de abanico, Epibentos, Macrobentos, Cultivo de fondo, Ingeniero ecológico, Bahía Sechura.

I. INTRODUCCIÓN

La producción de conchas de abanico (*Argopecten purpuratus*) en el Perú se ha incrementado aceleradamente en las últimas décadas debido a su gran demanda en los mercados internacionales (Mendo *et al.*, 2008), convirtiendo a la Bahía Sechura en la zona más importante en producción de este recurso en el Perú y desarrollando en ella una de las principales actividades en términos socio-económicos de la región Piura (IMARPE, 2007, 2012; Mendo *et al.*, 2008). Cerca de 165 km² de la superficie en la bahía está destinada a las actividades de repoblamiento y cultivo de fondo, otorgadas por el Ministerio de Pesquería, e involucra actualmente a 25 mil personas de la región en trabajos de forma directa e indirecta (PRODUCE, 2014).

En el Perú, esta actividad se ha regido bajo normas nacionales e internacionales como estrategia legal para el aprovechamiento del recurso. Sin embargo, la conocida sobrecarga de las zonas de cultivo, junto con el crecimiento desordenado del desarrollo de la acuicultura, puede afectar el equilibrio natural de la bahía, creando efectos contraproducentes como la sobreexplotación de bancos naturales, deterioro de las comunidades bentónicas y disminución de la productividad total en la bahía. (Boynton *et al.*, 1980; Dame *et al.*, 1980, citados por Uribe y Blanco, 2001; Mendo *et al.*, 2011). Bajo esta perspectiva ecológica, altas densidades de *Argopecten purpuratus* pueden generar cambios en la comunidad del macrobentos natural de la bahía.

Existe información sobre la composición y distribución del sistema comunitario bentónico en la Bahía Sechura (Rubio *et al.*, 1996; Rubio y Taipe, 1996; Rubio *et al.*, 1997; Tafur *et al.*, 2000; Yupanqui *et al.*, 2007, Flores *et al.*, 2005; IMARPE 2012). Sin embargo, no existen trabajos sobre el efecto del cultivo de *Argopecten purpuratus* en el macrobentos. De manera, que este trabajo ayudaría a contribuir con la información necesaria en relación a los cambios en las comunidades bentónicas para estudios de capacidad de carga ecológica en la bahía (Kluger *et al.*, 2016).

Existe información sobre los cambios que producen las valvas de concha de abanico en las comunidades bentónicas en otros sistemas (Lomovasky *et al.*, 2015), donde se reconoce que el

cambio de sustratos blandos a duros, por efecto de las valvas, produce nuevos hábitats (Tarazona *et al.*, 1989) y refugios, compitiendo por espacio continuamente (Ward y Thorpe, 1991, citado por López y Landoni, 2009). Estudios previos registran indicios en relación a la densidad de *A. purpuratus* y cambios en la colonización de especies oportunistas (Ibarra y Mendo, sin publicar). Esto daría indicio a pensar en la concha de abanico como posible ingeniero ecológico, generando estructuras que persistan a través del tiempo (Jones *et al.*, 1994; Ibarra y Mendo, sin publicar) y en relación a ella soporten poblaciones diferentes a las zonas donde no se practica el cultivo fondo.

Por ello en esta investigación se busca comprobar si la diversidad y abundancia de la comunidad del macrobentos en zonas con cultivo de concha de abanico es mayor que en zonas sin cultivo. Para ello, el objetivo general fue determinar el impacto de la concha de abanico sobre la comunidad del macrobentos en zonas de cultivo de fondo de concha de abanico.

A partir de ella se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- Comparar diversidad y abundancia del macrobentos en diferentes zonas de cultivo de concha de abanico.
- Determinar los cambios temporales de los procesos de colonización y sucesión en el macrobentos.
- Relacionar los resultados de biodiversidad macrobentónica con algunos parámetros ambientales.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 BAHÍA DE SECHURA

2.1.1 UBICACIÓN Y ASPECTOS GENERALES

La Bahía de Sechura ($5^{\circ} 12' - 5^{\circ} 50'S$ y $81^{\circ} 12' - 81^{\circ} 51'W$) está ubicada en la provincia de Sechura en la zona occidental del departamento de Piura al norte del Perú (Figura 1). Es considerada una de las bahías semi-cerradas con mayor extensión en el mar peruano con 89 kilómetros aproximadamente y está delimitada por el norte con Punta Gobernador y al sur por Punta Aguja (IMARPE, 2012). Su borde costero se caracteriza por la presencia de playas arenosas y humedales que están conformados por el Estuario de Virrilá, los manglares de San Pedro, Palo Colorado (Flores *et al.*, 2005) y río Piura (IMARPE, 2007), las mismas que afectan al ecosistema marino costero cuando son influenciadas por los efectos del evento El Niño (IMARPE, 2007; 2012), conllevando a mortalidad de poblaciones y subsecuentes procesos de descomposición orgánica y anoxia del sistema bentónico (IMARPE, 2007)

Debido a su ubicación, el sistema está influenciado por la zona de convergencia de aguas frías de la corriente costera peruana y de aguas cálidas ecuatoriales superficiales, permitiendo la surgencia de masas de agua que afloran en la zona central, produciendo altas concentraciones de nutrientes y elevada productividad de fitoplancton, zooplancton e ictioplancton (Jacinto *et al.*, 1997; Ayon y Aronés, 1997 citado en Yupanqui *et al.*, 2007), sobretodo en la parte sur de la bahía. Estos factores, entre otros, permiten el desarrollo de diversos recursos hidrobiológicos que son aprovechados comercialmente, como la concha de abanico y otros que sustentan la pesquería artesanal del lugar (Flores *et al.*, 1994; 1997; 1998; Yupanqui *et al.*, 2007).

2.1.2 CULTIVO DE CONCHA DE ABANICO

La pesquería de la concha de abanico se inició durante los primeros años noventa. A partir de los años 1994 y 1997 debido al aumento del recurso de forma abundante por las condiciones naturales, se incrementó el esfuerzo pesquero en las zonas más productivas del norte del Perú, como es la Bahía Sechura e Isla Lobos de Tierra (Tafur *et al.*, 2000, citado por Mendo *et al.*, 2008). El aumento de la producción y demanda de concha de abanico, junto con la migración de los pescadores de la zona sur a la bahía, promovió la instalación del cultivo de fondo como un tipo diferente de pesquería en la región. Desde el 2003 las organizaciones sociales de pescadores artesanales han incorporado técnicas de poblamiento y repoblamiento, siendo cada vez más las áreas concesionadas donde se practican estas actividades. Actualmente, la mayoría de actividades realizadas incluyen desde las fases iniciales de captación de larvas planctónicas hasta las actividades principales de repoblamiento y cultivo de fondo. Este último consiste en la obtención de semillas de bancos naturales o captación por medio de colectores, depositadas en el fondo marino hasta alcanzar la talla comercial deseada, para luego ser cosechadas. La mayoría de las áreas destinadas al cultivo en la bahía usan a la Isla Lobos de Tierra como zona de acopio de semillas (Mendo *et al.*, 2008).

El incremento de esta actividad y su expansión en la bahía ha causado un incremento de producción del recurso concha de abanico notable a partir del 2009, según datos oficiales de PRODUCE. Sin embargo, Del Solar y Mendo (2011) señalan que esto se debió a la formalización de un gran número de asociaciones de pescadores, hasta ese entonces clandestinas. Hasta el 2012 se encuentran registradas oficialmente 101 asociaciones de pescadores ocupando áreas de repoblamiento con una superficie de 6 752.48 Ha. (PRODUCE, 2012). Aunque estas cifras incrementarían más si se incluyeran a los grupos informales. La expansión de las áreas de repoblamiento ha traído como consecuencia interferencias en el área geográfica de la bahía con otras actividades tradicionales de pesca y extracción, motivando conflictos entre los propios pescadores artesanales y extractores de moluscos (IMARPE, 2007). La Bahía Sechura es sometida

a una fuerte presión pesquera y se considera un área importante en la producción de concha de abanico. Por tal motivo, es necesario conocer un manejo de la acuicultura para medir y predecir la capacidad cultivo que soporta un área destinada al desarrollo de esta actividad. Siendo la capacidad de carga un importante concepto base en el manejo de un ecosistema, definiendo el límite superior de la producción acuícola, límites ecológicos y la aceptabilidad social de la acuicultura, sin causar cambios inaceptables en el ecosistema natural y funciones sociales (Byron y Costa-Pierce, 2012, citado en el artículo de IMARPE, 2007).

2.1.3 IMPORTANCIA DEL CULTIVO

La concha de abanico, conocida como *Peruvian calico scallops* según registros de la FAO, es producida únicamente en Perú y Chile. Siendo el Perú el mayor productor, llegando superar a Chile en el 2009 con 5 veces más las producciones en acuicultura. En el año 2010, la producción total (acuicultura y capturas) del Perú estuvo por 120 mil toneladas, de las cuales 58 mil toneladas fueron provenientes de la acuicultura.

La exportación de concha de abanico ha incrementado aceleradamente debido a su gran demanda en los mercados internacionales (Mendo *et al.*, 2008), llegando a 19 mercados internacionales, en su mayoría el mercado Europeo y Estados Unidos. Para el 2015 (periodo enero-noviembre) según ADEX, se exportaron US\$ 115,1 millones en total, siendo los principales mercados Estados Unidos con US\$ 50 millones y Francia con US\$ 29 millones. Ambos destinos concentraron 43.7% y 34.6% de los envíos totales, respectivamente. Aunque las exportaciones han disminuido con respecto del año 2014, el mercado Europeo ha incrementado, al posicionarse como líder en precios de importación en comparación con las importaciones de Estados Unidos (Tvetevas, 2012 citado por Sánchez, 2016). La importancia de las exportaciones se refleja en el creciente número de productores acuícolas, los cuales tienen el control de la producción biológica y son capaces de obtener economías de escala en la producción.

2.1.4 ASPECTOS AMBIENTALES

La Bahía Sechura por su ubicación, extensión y configuración se considera vulnerable a cambios físicos y biogeoquímicos. Los parámetros ambientales como la temperatura fluctúan entre 18 y 23°C en invierno y entre 23 y 27°C en verano, debido a la influencia de la zona de interfase determinada por la convergencia de dos corrientes: La corriente del Humboldt transportando aguas frías desde el sur (13 a 19°C) y por el norte en la región Ecuatorial transportando aguas cálidas (21 a 27°C). Otros parámetros como el oxígeno presenta valores entre 2 a 9.6 ml/L, variación no considerada baja (< 3 ml/L) ni alta (> 7 ml/L) por Maeda-Martínez (2001). Mientras las concentraciones de salinidad varían entre 34.8 a 35.3 ups (Morón *et al.*, 2006). Los pectínidos son organismos menos tolerantes a estos factores ambientales de temperatura y salinidad. Según Maeda-Martínez *et al.*, (2001), una alta precipitación pluvial que reduzca bruscamente la salinidad o la elevación de la temperatura más allá de los niveles normales, pueden ser factores limitantes en la concha de abanico, afectando la capacidad filtradora o resistencia a bajas salinidades (Taylor *et al.*, 2008). Junto a estos factores, se suma el efecto producido por El Niño. Aunque siguen siendo pocos los estudios sobre el este efecto en la Bahía Sechura, se conoce que durante El Niño 1997 y 1998 las precipitaciones acumuladas fueron altas, logrando un incrementado en las descargas del río Piura a la bahía cuatro veces más de lo normal (Takahashi, 2004 citado por Mendo *et al.*, 2008) y la relación inversa entre la descarga de los ríos y el stock desovante de concha de abanico establecido por Taylor *et al.*, (2007).

La gradiente batimétrica tiene como punto más profundo 80 metros. Sin embargo, asciende rápidamente a la zona costera, con profundidades menores a 30 metros a partir de los 10 kilómetros a la costa (Taylor *et al.*, 2007 e Imarpe, 2012). La caracterización del fondo marino predomina texturas arenosas o arenosas gravosas en el norte, mientras que al sur de la bahía se encuentran texturas arenosas limosas o fangosas, asociadas a altos contenidos de materia orgánica condicionadas por las corrientes de fondo (Imarpe, 2007). Con relación a las corrientes, se muestran diferencias a partir de Las Delicias

hacia la zona norte con rangos de mayor velocidad. Mientras la zona sur presenta velocidades de menor intensidad, debido a ser la zona más protegida. El tiempo de residencia de las masas de agua es de 5.3 a 8 días en verano y 4.2 a 7 días en invierno a una profundidad de 10 a 15 metros, con transparencia de 1.3 a 3 metros, a excepción de algunos casos en el fondo donde la visibilidad se torna nula por la alta concentración de materia en suspensión en la columna de agua. Por último, otro componente principal de interés en el estudio es la macroalga *Caulerpa filiformis*, importante en el asentamiento de semillas de concha de abanico y refugio de especies juveniles, la cual constituye un 90.8% de la comunidad de macroalgas y tiene una amplia distribución en la bahía (Imarpe, 2007).

2.2 ASPECTOS GENERALES DE LA CONCHA DE ABANICO

2.2.1 CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA

La concha de abanico *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) es un molusco bivalvo clasificado según Álamo y Valdivieso (1997) de la siguiente manera:

Phylum:	Mollusca
Clase:	Bivalvia
Subclase:	Pteriomorphia
Superorden:	Eupteriomorphia
Orden:	Ostreoidea
Suborden:	Pectinia
Superfamilia:	Pectinacea
Familia:	Pectinidae
Género:	<i>Argopecten</i>
Especie:	<i>Argopecten purpuratus</i>

2.2.2 CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS

El ciclo de vida de la concha de abanico presenta dos fases definidas, la fase planctónica y la fase bentónica, alcanzando la etapa de adulto (40 a 60 mm) entre 50 a 140 días, dependiendo de las condiciones del medio. Durante su fase bentónica, este molusco se alimenta filtrando grandes concentraciones de partículas presentes en la columna de agua (Wright *et al.*, 1982, Carlson *et al.*, 1984, Fréchette y Bourget, 1985 citado en Maeda-Martínez, 2001).

2.2.3 DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Se encuentra en el Pacífico Sudeste, tanto en zonas tropicales y subtropicales desde Paita, al norte de Perú hasta Valparaíso, el centro de Chile (Wolff y Mendo, 2000; Bore y Martínez, 1980 citado por Cantillanez *et al.*, 2005; Peña, 2001). En el litoral peruano, los bancos naturales están ubicados en la Bahía Sechura, Isla Lobos de Tierra, Chimbote, Callao y Pisco (Wolff y Mendo, 2000), en todas estas áreas las mayores densidades se encuentran entre los 5 y 30 metros de profundidad (Salazar, 1978; Alarcón y Wolff, 1991; Stotz y Gonzales, 1997; Navarro *et al.*, 1991; Rubio *et al.*, 1997; Wolff y Mendo, 2000; Uribe 2002 citados en Uribe *et al.*, 2008). Este pectínido forma parte de la comunidad epibentónica (Brand, 1991) y habita sobre sustratos arenosos (Avendaño y Cantillanez, 1996), fangosos, rocosos (Navarro Piquimil *et al.*, 1996), entre macroalgas (Álamo y Valdivieso, 1987) y zonas de escasas corrientes (Avendaño y Cantillanez, 1996 y Maeda-Martínez, 2001).

Se encuentran en temperaturas que varían entre 12 y 20°C en el transcurso del año. Durante épocas del fenómeno El Niño el incremento de la temperatura favorece al crecimiento de esta especie en la zona sur; mientras en la zona norte, por el contrario, la descarga de los ríos y baja salinidad son desfavorables y hasta letales (Mendo *et al.*, 2008). Otros factores, como la concentración de oxígeno fluctúan entre 1 a 5 ppm; y con

respecto a la salinidad se encuentran en valores de 34 ‰ (Navarro *et al.*, 1991 citados por Uribe *et al.*, 2008).

2.3 ASPECTOS ECOLÓGICOS DEL CULTIVO

Las actividad del cultivo en fondo y suspendido presentan factores inherentes a los sistemas utilizados, generando consecuencias en sus hábitat (Maeda-Martínez *et al.*, 2001). El cultivo a densidades moderadas puede causar repercusiones positivas, siendo considerados como controladores naturales, mitigando el proceso de eutrofización en bahías semicerradas y reduciendo la producción primaria debajo de los niveles naturales (Cloen, 1982, Officer *et al.*, 1982 citados en Filgueira, 2013). A escala local, ejercen un control de nutrientes bottom-up en poblaciones de fitoplancton, dando lugar a una mayor producción primaria en entornos de nutrientes limitados, siendo importante en la retroalimentación de bivalvos y su alimento como recurso propio (Filgueira, 2013). Sin embargo, estos cambios benéficos pueden reducirse o perderse como resultado de la acuicultura superintensiva (Newell, 2004). Las densidades extremadamente altas producen un colapso del sistema (Inglis *et al.*, 2000 y Ferreira *et al.*, 2013), agotamiento del alimento en la columna de agua por el incremento de la deposición y concurrente alteración de nutrientes, altas mortalidades (Inglis *et al.*, 2000 y Ferreira *et al.*, 2013), cambios en el flujo de oxígeno y en la composición comunitaria (McKindsey, 2013).

2.3.1 AMBIENTE BENTÓNICO

En el ambiente bentónico, existe una competencia entre los organismos del bentos debido a la colonización de depredadores como crustáceos, equinodermos, pulpos (Ciocco y Oransanz, 2001), gasterópodos, ofiuros y poliquetos oportunistas (Buschman, 2001; Alcázar y Mendo, 2007). Produciendo reducciones en la supervivencia y cambios en las tramas tróficas, reflejado en la disminución de la diversidad. El aporte de las heces y pseudoheces provenientes de los bivalvos aportan mayor materia orgánica al sustrato afectando directamente al ambiente bentónico. Esta materia orgánica al ser degradada

por el metabolismo microbiano, consume oxígeno disuelto (Maeda-Martínez, 2001) y generando altas mortalidades que afecten a la comunidad bentónica.

Se conocen efectos positivos en el ambiente bentónico producidos por la acumulación de bivalvos, al considerar a las valvas como un sustrato heterogéneo. Permitiendo un aumento en el asentamiento de larvas (Butman, 1987; Eckman, 1990; Johnson 1994; Jacobi y Langevin, 1996; Lemire y Bourget, 1996, citados en Guay y Himmelman, 2004) e incremento de las partículas suspendidas (Jumars y Nowell, 1984; Frechette *et al.*, 1989, citados en Guay y Himmelman, 2004), debido a la disminución de la velocidad de las corrientes (Breightburg *et al.*, 1995); provee nuevas posibilidades de refugio a otros invertebrados de sus posibles predadores (Menge y Sutherland, 1976; Vince *et al.*, 1976; Brock, 1979; Nelson, 1979; Russ 1980; Coen *et al.*, 1981; Heck y Thoman, 1981; Crowder y Cooper, 1982; Peterson, 1982; Ryer, 1988; Gotceitas y Colgan 1989, citados en Guay y Himmelman, 2004), reducción del estrés (Guichard y Bourget, 1998) y competencia interespecífica (Buss y Jackson, 1979; Walters y Wethey, citados en Guay y Himmelman, 2004). Estos efectos positivos se ven reflejados en la riqueza, diversidad y abundancia en la comunidad bentónica, en especial al macrobentos (Emson y Faller-Fritsch, 1976; Raffaelli y Hughes, 1978; Menge *et al.*, 1983, 1985; Chapman y Underwrod, 1994, citados en Guay y Himmelman, 2004).

2.3.2 AMBIENTE BENTO-PELÁGICO

Los bivalvos producen acoplamiento entre los procesos de la zona béntica con la pelágica, debido a que desempeñan un papel biogeoquímico en relación al nitrógeno y fósforo que se encuentra en la columna de agua, los cuales son transferidos al fondo a través de excreciones y por acción de las bacterias se regeneran a la columna de agua. Otro factor importante en la zona pelágica es el paso de luz (claridad) en la columna de agua, la cual regula el crecimiento del microfitobentos, fuente importante de alimento para organismos herbívoros bentónicos, beneficiando a algunos organismos sésiles,

móviles, y estos a su vez son consumidos por peces carnívoros (Newell, 2004; Higano, 2004 y Peterson *et al.*, 1999, citados por De la Cadena, 2004).

2.4 IMPACTO DEL CULTIVO DE FONDO

Se han realizado pocos trabajos en relación al efecto del cultivo en fondo de *Argopecten purpuratus* sobre el macrobentos en la Bahía Sechura (Meyer *et al.*, 2015 y Kluger *et al.*, 2016). La información que se maneja sobre el macrobentos proviene de estudios en relación a su composición y distribución del macrobentos en general (Yupanqui *et al.*, 2007). Alguna información, de forma esporádica, asociada al estudio de poblaciones de concha de abanico (Rubio *et al.*, 1996; Rubio y Taípe., 1996; Rubio *et al.*, 1997; Tafur *et al.*, 2000) y en relación a su valor comercial (Flores *et al.*, 2005), todos realizados por el Instituto del Mar del Perú.

Estudios referidos al efecto de la acumulación media de *Argopecten purpuratus* en el cultivo de fondo. Lomovasky *et al.*, (2015) registró cambios en la estructura comunitaria del macrobentos al cambiar las características de sedimento blando por valvas vacías de *Argopecten purpuratus*. Mientras bajo un sistema de cultivo intensivo, Kluger (2016) refirió un incremento de la biomasa de predadores del macrobentos, junto con un cambio de control top-down en otros grupos. Siendo los gremios tróficos de poliquetos depositívoros superficiales los mejores representados (Yupanqui *et al.*, 2007).

2.4.1 GENERALIDADES

Para poder analizar correctamente el efecto del cultivo de *Argopecten purpuratus* sobre el macrobentos, es necesario entender los siguientes términos relacionados en este trabajo.

Macrofauna epibentónica

Son un conjunto de organismos invertebrados que se encuentran asociados con el fondo marino (Pech y Ardisson, 1994) y son estudiados en procesos de ensamblaje

comunitario. Poseen una amplia variedad de clasificaciones, según su hábitat específico o en función a su tamaño. La clasificación de epibentos corresponde a los organismos que viven parte o todo su ciclo de vida sobre diversas superficies del sustrato (orgánico, inorgánico, blandos, duros). La clasificación macrobentos corresponde a los organismos mayores de 500 μm . Ambas clasificaciones pertenecen al componente bentos (Clarke y Warwick, 2001).

La macrofauna epibentónica se encuentra constituida por una gran diversidad de especies pertenecientes a diversas taxas, entre los cuales se encuentran Porífera, Annelida, Arthropoda, Mollusca, Cnidaria y Echinodermata. Todos estos organismos expresan claramente las condiciones ecológicas de los ecosistemas donde habitan, están sujetas a alteraciones del hábitat al tener como característica principal una amplia variedad de tolerancia a grados y tipos de contaminación (Costa *et al.*, 2006). Presentando ventajas que la convierten en el componente de estudio más usado en la biota marina (Clarke y Warwick, 2001; Costa *et al.*, 2006). Según Costa *et al.*, (2006) otras características importantes son:

- **Ciclos de vida largos**, presentan ciclos de vida en torno a semanas, meses y más de un año, caracterizándose como “organismos centinelas”.
- **Organismos de poca movilidad o relativamente sedentarios**, produce un muestreo cuantitativo de fácil captura, en comparación con otros organismos móviles.
- **Organismos grandes de elevada diversidad taxonómica**, genera una fácil identificación, llegando a altos nivel de clasificación, como género e incluso especie.
- **Amplia franja de respuestas frente a diferentes alteraciones en el ecosistema**, presenta una extensa literatura en los efectos de contaminación, particularmente en relación a enriquecimiento orgánico.

Diversidad

El concepto de diversidad hace referencia a la variedad de especies que se presenta en una dimensión espacio-temporal (Ramírez, 1999). Resultante de conjuntos de interacción entre especies que se integran en un proceso de selección, adaptación mutua y evolución, dentro de un marco histórico de variaciones medioambientales locales. En dicho marco, estas especies constituyen una estructura compleja, en la que cada elemento expresa una abundancia dependiente de los elementos restantes. Muchas teorías e hipótesis sobre el estudio de la diversidad han sido planteadas, según Badii *et al.*, (2008) se pueden resumir las más populares a continuación:

- **Hipótesis de heterogeneidad ambiental**, sustenta la idea de que ambientes heterogéneos permiten ser colonizados por un mayor número de especies, con lo cual aumenta la diversidad.
- **Hipótesis del tiempo**, relacionada con la productividad y con estabilidad climática sostiene que si un área mantiene por mucho tiempo niveles altos de productividad existe mayor cantidad de recursos para ser repartidos entre un número mayor de especies.
- **Hipótesis de competencia**, ha enfatizado que la competencia es la fuerza directriz en la estructura de las comunidades, involucran a esta interacción como factor que puede aumentar los niveles de diversidad en un área de la siguiente manera, dos poblaciones compiten y se ejercen mutuamente efectos negativos a tal grado que permiten que otras especies puedan colonizar y con esto aumentar la diversidad.
- **Hipótesis de la depredación**, sostiene que a mayor número de presas, mayor número de depredadores y por consiguiente valores de diversidad más altos.
- **Hipótesis de la estabilidad**, sostiene condiciones sin cambios drásticos, por lo que el suministro de energía es constante y la velocidad evolutiva mayor, con esto, los procesos de especialización no se interrumpen y la diversidad tiende a aumentar.

La composición del bentos presentan series de variaciones causadas por diversos factores como el tiempo, estabilidad climática, heterogeneidad espacial, productividad, competencia y depredación (Badii *et al.*, 2008). Esto conduce a que el ecosistema alcance una trama compleja de interacciones, donde especies pioneras o generalistas son progresivamente reemplazadas por especialistas, denominado estado clímax. Margalef (1977); Odum (1982) citados en Ramírez (1999) y Wolff (2009), refirieron a que los sistemas maduros ganaban mayor estabilidad, lo cual resulta cierto si se expresa como resistencia, llegando a suponer que sistemas de alta madurez y diversidad, podrían aceptar condiciones de mayor tensión, ya que sus propiedades de homeostasis eran consideradas altas. Por ello, a pesar que las interacciones inter e intraespecíficas ocasionen gradientes en la diversidad del bentos por acciones de depredación y competencia, otros autores sostienen que a mayor número de predadores en un sitio determinado, mayor es la diversidad (Clarke y Warwick, 2001).

Ingeniero ecológico

Son aquellas especies que a través de interacciones afectan a las comunidades debido a su propio crecimiento llegando a transformar los ecosistemas, produciendo nuevos hábitats para otras especies y afectando a la biodiversidad. Estas especies ingenieras son consideradas como parte integral de ambientes alterados y se encuentran sujetos a cambios por gradientes de estrés ambiental (Castilla, 2004; Crain y Bertness, 2006).

Algunas especies de corales, macroalgas, moluscos y ascidias son consideradas ingenieros ecológicos, debido a que son capaces de crear, modificar e incrementar la heterogeneidad del hábitat y así manteniendo una alta riqueza de especies (Jones *et al.*, 1994 y 1997). Sin embargo, Crain y Bertness (2006) consideran que algunas especies ingenieras son capaces de producir tanto efectos positivos como negativos en la comunidad. Siendo un impacto positivo aquella especie ingeniera que en un hábitat riguroso pueda modificar los recursos limitados y reducir variables en el ecosistema, permitiendo crear un hábitat hospitalario que algunos organismos puedan tolerar. Por el

contrario un efecto negativo del ingeniero ecológico a la comunidad local sería debido a un incremento del nivel de estrés ante condiciones ambientales benignas por medio de modificaciones físicas en estos medios harían que interfiera en un hábitat apropiado para las especies (Tabla 1).

Con respecto a los bivalvos, Gutiérrez *et al.*, (2003) señala que la producción de estos puede generar impacto en el macrobentos ante las abundantes estructuras físicas ubicadas en los hábitats acuáticos usados, las cuales pueden servir como sustratos en la fijación de epibiontes, proporcionando refugios de la depredación, control del estrés físico o fisiológico, transporte de control de solutos y partículas del ambiente bentónico. Dicho de otra manera, la producción de conchas aumentará la riqueza de especies, creando recursos disponibles para ser aprovechado por otros organismos.

Sin embargo, existen efectos negativos relacionados por estos organismos, que dependerá de la disposición espacial de conchas que permitan el acceso a los procesos de colonización. De esta manera, cada vez es más reconocido que la diversidad de las especies depende de los recursos controlados por la producción de bivalvos y los cambios rápidos en su producción producida por las actividades humanas; sugiriendo no ser descuidados como objetos de gestión de hábitats (Gutiérrez *et al.*, 2003).

Cada vez son mayores efectos de las especies ingenieras que contribuyen a grandes impactos per cápita, viven en altas densidades y generan estructuras que persisten durante largos periodos y modula la distribución y el uso de recursos (Jones *et al.*, 1994). Por ello, existen críticas sobre el nuevo concepto desarrollado de ingeniero ecológico, el cual se considera aún trivial. Crain y Bertness (2006) y Gutiérrez (2003), aumentan el valor del concepto al definir el papel crítico que desempeñan un ingeniero ecológico en la estructura y función de los ecosistemas, representando un rol importante al convertirse en un concepto más riguroso y predictivo, con el fin de considerarse herramienta valiosa en la conservación y restauración de ecosistemas.

Tabla 1: Mecanismos predictivos y respuestas importantes de los ingenieros ecológicos bajo variación del nivel de estrés

Estrés ambiental	Función del ingeniero ecológico	Impacto del ingeniero ecológico sobre la comunidad	Importancia del ingeniero ecológico
Extremo	Mejoramiento de estrés	Incremento de población, diversidad, abundancia, funcionamiento de ecosistemas	Esencial
Intermedio	Refugio del competidor	Incremento de biodiversidad, funcionamiento de ecosistemas	Mejora y estabiliza la función del ecosistema
Benigno	Refugio del predador	Incremento de biodiversidad, funcionamiento de ecosistemas	Mejora y estabiliza la función del ecosistema

FUENTE: Gutiérrez *et al.* (2003)

2.4.2 FACTORES QUE AFECTAN AL BENTOS

Depredación en relación al cultivo de pectínidos

Los depredadores asociados a pectínidos en ambientes naturales y experimentos sobre el fondo se asocian según el estadio de su presa. Siendo en su mayoría los crustáceos y equinodermos predadores de semillas y juveniles de pectínidos, como es el caso de especies como *Placopecten magallanicus* (Hatcher *et al.*, 1996) y *Pecten maximus* (Haugum *et al.*, 1997). Mientras otras taxas de gasterópodos y crustáceos, se alimentan de pectínidos en estados adultos (Ciocco y Orensanz, 2001), como la relación predador-presa para el *Argopecten purpuratus* registradas en bahía Tongoy (Navarro-Piquimi *et al.*, 1991, Avendaño y Cantillanez, 1992, Wolff y Alarcón, 1993 y Marahrens, 1995 citado en Maeda-Martínez *et al.*, 2001) y bahía Independencia (Mendo, no publicado y Lang, 2000 citado en Maeda-Martínez *et al.*, 2001), entre ellas *Cancer porteri*, *Romaleon polyodon* y *Thaisella chocolata*.

La depredación, según Ciocco y Orensanz (2001), está en función del estadio ontogenético, condición de la presa, composición y abundancia de otros depredadores, factores ambientales y densidad de la presa, las cuales son descritas a continuación:

- **El tamaño relativo del predador a su presa cambia a lo largo de su ontogenia**, esto fue explicado por Vermeij (1987) en relación a la tipología ecológica de los depredadores de pectínidos. Poniendo como ejemplo a los crustáceos, que a lo largo de su vida pasan de triturar, a desmenuzar y finalmente ramonear a los pectínidos presa a medida que estas aumentan de tamaño relativo (Terttelbach, 1998 y Largo-Reynoso, 1994).
- **La vulnerabilidad relacionada a la condición o estado fisiológico de la presa**, cuando los pectínidos se encuentran estresados y debilitados por factores ambientales (Dickie, 1968 y Dickie y Medcof, 1963 citados en Maeda-Martínez *et al.*, 2001) o que sufrieron estrés debido al manipuleo, transporte o resiembra (Maguirre *et al.*, 1999). Otros asocian la vulnerabilidad en los pectínidos con valvas debilitadas por infestación de gusanos perforadores (*Polydora spp.*), las cuales pueden ser fácilmente fracturadas por crustáceos *crushers* (Bergman *et al.*, 1982 citado en Maeda-Martínez *et al.*, 2001).
- **Densidad de las presas según sus ciclos diarios estacionales**, debido a que algunos depredadores se mantienen activos durante el día y otros en la noche. Para evitar a sus propios depredadores, usan como estrategia permanecer inactivos durante las horas del día frente al riesgo impuesto por la presencia de depredadores de nivel trófico más alto (Maeda-Martínez *et al.*, 2001).
- **Variación de predadores según la variación interanual**, debido a que la mayor parte de depredadores son considerados poiquiloterms, cuyas tasas metabólicas se reducen durante el periodo invernal (Ciocco y Orensanz, 2001), como es el caso del crustáceo *Panopeus sp.*, en el cultivo de *Argopecten irradians* o equinodermos sobre los juveniles de *Placopecten magallanicus*. O durante casos climáticos excepcionales, donde el crecimiento explosivo en las poblaciones del pectínidos genere como consecuencia las mortalidades masivas de sus depredadores, como el caso de *Argopecten purpuratus* (Perú y norte de Chile) por los eventos del El Niño (Wolff y Mendo, 2000).

- **Denso dependencia de los depredadores**, cuando están relacionadas a la densidad de los pectínidos presa. Varios estudios (Barbeau *et al.*, 1995, Auster y Malatesta, 1991, Kalashninov, 1991) realizados a las altas concentraciones de pectínidos explicaron que la tasa de depredación aumenta en áreas densamente agregadas. Mientras en otros estudios (Barbeau *et al.*, 1996) se observó que la tasa de depredación no se incrementó con la densidad de presa por encima de la saturación del depredador.

2.5 MEDICIÓN DE LA DIVERSIDAD

2.5.1 ÍNDICES DE DIVERSIDAD

Los estudios sobre de medición de biodiversidad en la ecología cuantitativa se han centrado en la búsqueda de parámetros para caracterizarla como una propiedad emergente de las comunidades ecológicas (Moreno, 2011). Los estudios de la diversidad son usados para interpretar la estructura de conjuntos de datos ecológicos con la combinación de tratamientos estadísticos y matemáticos, complementarios entre sí, brindando información de los resultados de manera integral.

Los métodos propuestos para evaluar la diversidad de especies dentro de las comunidades (diversidad alfa) se dividen según sus atributos estructurales de riqueza y heterogeneidad de especies. Estos índices según Peet (1974), se basan en (1) Métodos basados en la cuantificación del número de especies y (2) Métodos basados en la estructura de la comunidad, es decir, la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie medida en abundancias relativas o biomasas (Moreno 2011).

La ventaja principal de los índices es que pueden resumir una gran cantidad de información en un solo valor, permitiendo así comparaciones rápidas y sujetas a comprobación estadística entre la diversidad de distintos hábitats a través del tiempo. Reducen la complejidad multivariada del ensamblaje comunitario (Clarke y Warwick,

2001), identificando cambios ya sea en el número de especies, en la distribución de abundancia de las especies, dominancia y pueden alertar acerca de procesos empobrecedores (Magurran 1998).

Métodos basados en la cuantificación del número de especies

Dentro de los métodos basados en la cuantificación de especies se encuentra la riqueza de especies relativa (S), esta es la forma más sencilla de medir la biodiversidad basada en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas. La forma ideal de medir la riqueza relativa es contar con un inventario completo de especies obtenida por un muestreo de la comunidad. Sin embargo es aplicable para fines comparativos entre muestras, indicando que una de ellas será más diversa que la otra cuando esta contenga más especies (Clarke y Warwick, 2001).

Métodos basados en la estructura de la comunidad

Dentro de los métodos basados en la estructura comunitaria se encuentran los índices de Shannon-Wiener (H') y Pielou (J'), estos toman en cuenta la importancia de cada especie permitiendo identificar aquellas que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a variaciones externas naturales o antropogénicas (Peet, 1975; Camargo, 1995; Smith y Wilson, 1996; Hill 1997, citados en Moreno 2011).

El índice de Shannon-Wiener (H') expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Midiendo el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar (Peet, 1974; Magurran, 1988; Baev y Penev, 1995). La diversidad estimada combina los componentes de riqueza y equidad en un solo índice (Sultan y Asaría, 1978 citados en Villacorta, 2006). Basado en esto, a mayor incertidumbre refiere a más especies diferentes en una comunidad y mayor equidad. El índice adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988; Moreno 2011).

El índice de Pielou (J') expresa el nivel de equidad existente en una comunidad, es decir cómo un determinado taxa está distribuido sobre las especies resultantes. Midiendo la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes y 0 corresponde a altas dominancia (Magurran, 1988; Clarke y Warwick, 2001; Moreno 2011).

2.5.2 ANÁLISIS MULTIVARIADOS

Son métodos matemáticos diseñados para analizar numerosas variables de forma simultánea. La utilización de estos métodos en la ecología tiene como propósito el mejorar la comprensión de las comunidades, resumiendo la redundancia y el ruido, vislumbrando relaciones causadas por determinadas especies y relacionando patrones en las comunidades con datos ambientales inherentemente complejos, sin perder su poder estadístico.

Estos análisis multivariados son empleados con mayor frecuencia en la comparación de comunidades (diversidad beta). Siendo más confiables que los índices de diversidad, debido a que estos últimos representan un único valor como respuesta única y no podría describir una interacción ecológica (Moreno *et al.*, 2001). Mientras las variables de respuesta múltiple podrían tener una mejor perspectiva en explicar esta variación, detectando a través de ellos patrones (Halffter y Moreno, 2005 y Moreno *et al.*, 2001).

Análisis multivariante no paramétrico de varianzas (PERMANOVA)

Esta prueba multivariada es análoga al análisis multivariante de varianzas (MANOVA), sin requerir de supuestos paramétricos. Tiene como finalidad modelar, analizar y probar datos de naturaleza multivariada con base en cualquier medida de semejanza. Permitiendo el análisis de variación de las variables y su descomposición (variaciones entre intragrupos), ajustándose a un diseño tipo lineal generalizado o diseños más complejos con factores múltiples, anidados e interacción de covariables. Además, es

ideal para datos ecológicos de naturaleza dispersa o acumulada debido a que preserva mayor información al usar las distancias o disimilaridades entre los pares de muestras o variables (Anderson *et al.*, 2008). Usa técnicas de permutación para probar todas las hipótesis, siendo más robusta conforme incrementa el número de réplicas debido al consecuente aumento del número de permutaciones, proporcionando una mejor potencia estadística y precisando mejor el error tipo 1 (Anderson *et al.*, 2008 y Lomovasky *et al.*, 2015). En resumen, esta prueba es considerada una de las más confiables, ya que no sólo evalúa las diferencias en similitud sino que también la magnitud del cambio entre grupos.

Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS)

Este método pertenece a los análisis de ordenación del tipo gradiente indirecto, el cual se realiza cuando las variables ambientales y espaciales podrían influir en la estructura de las comunidades o ensambles. De tal forma que la ordenación se construye sólo con las especies agrupadas por sus afinidades (Huerta y Guerrero, 2004).

El nMDS grafica objetos disimilares tan lejos como sea posible en un espacio definido de ordenación, así como objetos similares lo más cercanos unos de otros (Legendre y Legendre, 1998). Este método genera ordenaciones con matrices de semejanza construidas con cualquier tipo de coeficiente de disimilaridad calculados con datos cuantitativos y cualitativos. Este método no necesita cumplir con tantos supuestos estadísticos y conserva una gran flexibilidad para convertir las disimilitudes en distancias, preservándolas en un espacio de ordenación con pocas dimensiones (Clarke y Warwick, 1993).

Una buena representación de las gráficas de ordenación nMDS depende de la medida de bondad de ajuste llamada *Stress*. Esta incrementa con la reducción de las dimensiones de la ordenación con el aumento en la cantidad de datos a analizar (Clarke y Warwick, 1993). De esta manera, se considera un valor de *Stress* menor a 0.1 para considerar una buena ordenación. Si el valor es menor a 0.2, se considera una ordenación útil, pero se

sugiere realizar un análisis de agrupación previo. Mientras, un valor mayor a 0.3 indica una ordenación no adecuada y deberá ser tomada con precaución o descartada (Legendre y Legendre, 1998; Clarke y Warwick, 1993).

2.5.3 CURVAS DE DOMINANCIA ABC

Este análisis se basa en la teoría de las estrategias reproductivas K y R, Donde las especies conservativas de tallas grandes y longevas, pertenecen a la estrategia K y serán dominantes bajo condiciones de bajo disturbio, expresándose en mayores biomasa y bajo número de especies. Por el contrario, las especies oportunistas, de tamaño pequeño y ciclos de vida corto, pertenecen a la estrategia R y serán dominantes cuando se presente un impacto o estrés, expresándose en mayor número de individuos y baja proporción de biomasa.

Cada curva de dominancia presentó un valor estadístico W, el cual representa la dominancia de la biomasa sobre la abundancia. Presenta rangos de valores desde +1 a -1 y su representación se muestra en la Tabla 4.

Tabla 2: Resumen de los estados del sistema comunitario según su nivel de perturbación

Nivel de perturbación	W estadístico	Estrategia de especies dominantes	Diversidad	Curvas de dominancia
Sin disturbio	+1	Estrategia K	Media	Biomasa sobre abundancia
Disturbio moderado	0	No hay estrategia dominante	Alta	Abundancia igual a la biomasa/Parte de abundancia sobre biomasa
Disturbio alto	-1	Estrategia R	Baja	Abundancia sobre biomasa

FUENTE: Clarke y Warwick (2001) y Meyer *et al.*, (2014)

2.6 CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA COMUNITARIA

2.6.1 COLONIZACIÓN DE ESPECIES

La colonización de especies es parte de un proceso de sucesión ecológica, donde el ecosistema sufre cambios en lapsos prolongados de tiempo, como consecuencia de los cambios que se producen en las condiciones del entorno o en las poblaciones que lo integran, dando lugar a un ecosistema cada vez más organizado y complejo (Ramírez, 1999).

2.6.2 GRUPOS FUNCIONALES

Se les denomina al conjunto de especies que cumplen un papel ecológico similar y ocupan el mismo nicho ecológico. Estos grupos funcionales son herramientas que ayudan a describir y simular la dinámica de los ecosistemas (Clarke, 1993). Los individuos pertenecientes al sistema comunitario bentónico están considerados dentro de los grupos funcionales considerados omnívoros, consumidores superficiales, predadores y depositívoros.

2.6.3 DISIMILARIDAD ENTRE COMUNIDADES

Cada estructura comunitaria posee aspectos internos que generan un patrón observado y el cual es impulsado principalmente por un grupo de taxas o especies que conforman dicha estructura. Para poder comparar las especies que causan las mayores disimilitudes entre estructuras comunitarias contrastadas, se usa el Análisis de Porcentaje de Similitud (SIMPER). Este procedimiento busca evaluar el porcentaje de contribución de variables individuales (especies) a la disimilitud de objetos dentro de una matriz de disimilaridad, permitiendo identificar las variables propensas a ser principales contribuyentes (Clarke, 1993). Es decir, las muestras que presenten diferencias significativas entre las estructuras comunitarias comparadas, tendrán la contribución de ciertas especies causantes de la disimilaridad entre sus estructuras.

El análisis se basa en una matriz de coeficientes de distancias, según Clarke y Warwick (2001), es recomendable usar la medida de coeficiente de Bray Curtis para tratar datos bióticos. Como resultado, cada especie obtendrá un porcentaje de disimilaridad, en términos de Bray Curtis, perteneciente a un porcentaje de contribución de la disimilaridad promedio total entre las estructuras contrastadas. El porcentaje de contribución es la abundancia promedio de determinada especie que contribuyó en distinguirse de la otra estructura comunitaria. Mientras existan mayores diferencias entre abundancias promedios entre las estructuras comunitarias contrastadas, será mayor el porcentaje de contribución y considerada como especie representativa, mayor responsable en estas diferencias.

2.7 RELACIÓN ENTRE FACTORES BIÓTICOS Y ABIÓTICOS

Estos análisis son extensiones de las regresiones múltiples, dentro de ellas el Modelo lineal basado en pruebas de permutación, empleado para relacionar algunas variables ambientales con la ordenación multivariada de la comunidad del macrobentos entre zonas con y sin cultivo por medio de un proceso de selección (Anderson, 2003). El análisis de redundancia basada en distancias, utilizado para realizar gráficas de ordenación multivariada con la mejor visualización en dos dimensiones. Algunos estudios realizados para el macrobentos y realizados con estos análisis, presentaron conjuntos globales de variables explican un máximo de 30% de la varianza total en datos, asociados a metales y tamaño de grano (Hernández Arana *et al.*, 2003). Otros estudios, presentaron la temperatura, profundidad y tipo de sustrato como variables responsables de variaciones en las comunidades del macrobentos con 50% de la varianza explicada total por estos modelos (Boschen *et al.*, 2015).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 LUGAR DE ESTUDIO

El presente estudio se llevó a cabo dentro de 4 áreas de repoblamiento destinadas al cultivo de fondo de concha de abanico *Argopecten purpuratus* (Figura 1) en la Bahía de Sechura, región Piura. En cada área se seleccionó una estación experimental, localizadas en Parachique, Vichayo, Las Delicias y Barrancos, las cuales presentaron sustratos homogéneos del tipo arenoso y diferentes profundidades (Tabla 3).

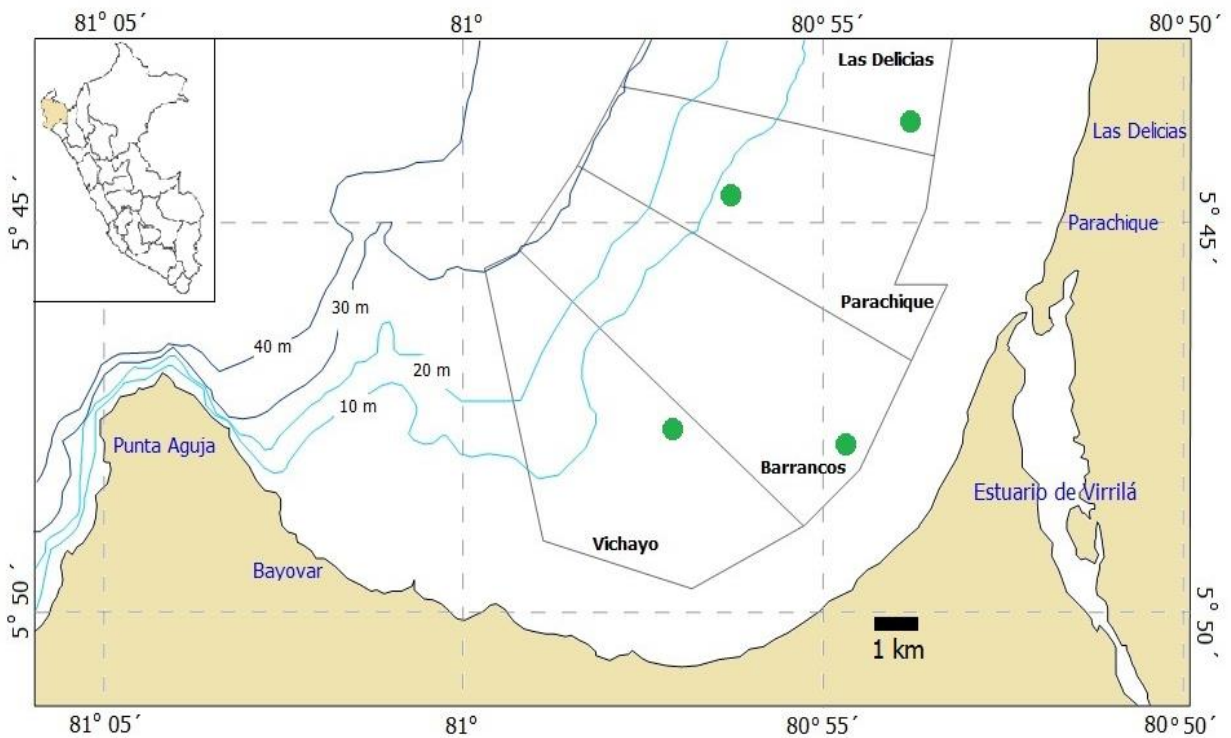


Figura 1: Mapa de ubicación de las estaciones experimentales (puntos verdes) en Bahía Sechura – Piura

Tabla 3: Ubicación de las estaciones experimentales seleccionadas para el presente estudio en la Bahía de Sechura

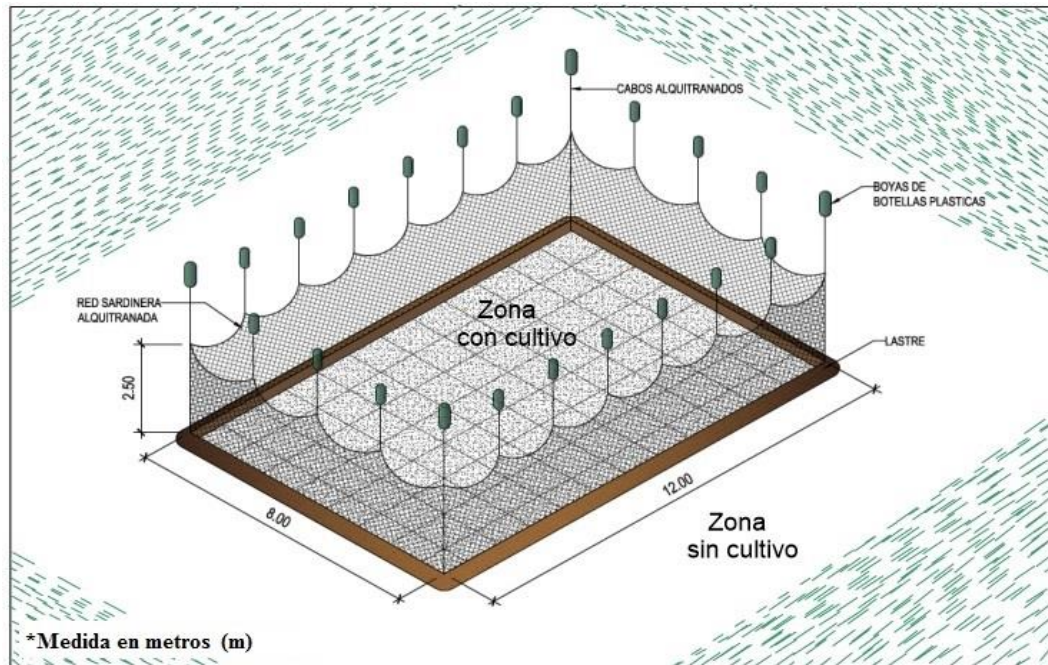
Nombre del lugar	Asociación de Pescadores	Coordenadas	Profundidad (m)
Parachique	Beatita de Humay	5° 44' 27.9''S 80°55' 32.3''W	10 - 11
Vichayo	Señor Cautivo	5°47' 39''S 80°57' 10.9''W	8 - 9
Las Delicias	Cajamar	5°43' 35.7''S 80°54' 3.4''W	6 - 7
Barrancos	Cristo es mi Fortaleza	5°47' 20.3''S 80°54' 17.3''W	5 - 6

3.2 DISEÑO Y DESCRIPCIÓN DEL EXPERIMENTO

Este trabajo fue diseñado para relacionar el efecto de la presencia del cultivo de concha de abanico como la causante de cambios en la estructura de la comunidad epibentónica, expresada en términos de diversidad. Para ello, el experimento buscó representar un cultivo de fondo (zona con cultivo) y delimitar un área libre de cultivo (zona sin cultivo), las cuales pudieran ser comparadas mediante muestreos periódicos.

Cada unidad experimental (Figura 2) estuvo representada por un corral de fondo de 8x12 m², en dicha área se sembraron conchas de forma homogénea a una densidad de 30 individuos por m² y rango de altura valvar de 5 a 6 cm. Por fuera del corral fueron limpiados 4 metros a la redonda, extrayendo la presencia de conchas y macroalgas *Caulerpa filiformis* (Chlorophyta). El diseño de la unidad experimental dependió del número de muestreos en total y el esfuerzo que comprendió cada uno de ellos. En total se realizaron 5 muestreos cada dos meses entre setiembre del 2013 a mayo del 2014. Cada muestreo comprendió de 6 repeticiones delimitadas por un área de 1 m² como unidad de muestreo. Debido a las condiciones ambientales extremas, no se cumplió con el número muestreos establecido al inicio, siendo Las Delicias el área con 4 muestreos de setiembre del 2013 a marzo del 2014, y las áreas de Vichayo y Barrancos con 3 muestreos de setiembre del 2013 a enero del 2014.

Las materiales usados en cada unidad experimental fueron una malla sardinera con pesos de soporte al extremo inferior y botellas plásticas en el extremo superior, para así mantener la posición vertical a 3 metros en la columna de agua. Para tener una referencia espacial y orden de muestreo, se usaron cinco marcas plásticas rotuladas como señalización alrededor del perímetro del corral. De esta manera se evitó reincidir el muestreo en un mismo sitio.



Referencia Mendo *et al.*, 2011

Figura 2: Esquema de experimento instalado para cada estación experimental

3.3 OBTENCIÓN Y ANÁLISIS DE MUESTRAS

Durante el tiempo de estudio se utilizó una embarcación de 24 pies equipada con motor fuera de borda de 40 HP y un GPS eTrex-GARMIN para ubicar las estaciones experimentales. Mediante una compresora de aire de 12 HP y por medio de buceo semi autónomo realizó el muestreo en la zona con cultivo y sin cultivo. Con la ayuda de un cuadrado metálico de 1m² se colectaron las conchas y demás individuos del macro-epibentos e introducidas en bolsas de tela rotuladas. Estas

fueron luego preservadas en un contenedor con hielo hasta ser llevadas a tierra donde fueron analizadas.

Las muestras fueron llevadas a un laboratorio en Sechura habilitado por la asociación “Beatita de Humay”. El análisis consistió en obtener las abundancias (ind/m²) y biomásas (kg/m²) de las conchas y organismos del macrobentos. Adicionalmente, se contabilizaron el número de conchas vacías y peso de la macroalga *Caulerpa filiformis*, para relacionarlos a los cambios de la comunidad del macrobentos.

Los organismos del macrobentos fueron preservados en formol al 10%, para luego ser llevadas al laboratorio en Lima, donde fueron cambiadas a alcohol al 70%. La identificación de organismos se realizó con la ayuda de un Estereoscopio Nikon SMZ800 y recurso de luz halógena Nikon NI150. Usando las referencias bibliográficas (Tabla 3) se realizó la identificación taxonómica llegando hasta el nivel de género y especie en su mayoría. Se confirmó la precisión de los individuos identificados utilizando la plataforma virtual WoRMS (*World Register of Marine Species*). Finalmente se contabilizó y pesó cada organismo identificado con la ayuda de una balanza analítica Sartorius Acculab Atilon ATL-224-1.

Tabla 4: Listado de literatura consultada para identificar taxonómicamente las muestras de macrobentos.

Taxa	Literatura consultada
Crustáceos	Moscoso, 2013; Uribe <i>et al.</i> , 2013
Gasterópodos	Álamo y Valdivieso, 1987; Guzmán <i>et al.</i> , 1998; Espoz <i>et al.</i> , 2004; Aldea y Valdovinos, 2005; Paredes y Cardoso, 2007; Ruiz <i>et al.</i> , 2012; Uribe <i>et al.</i> , 2013
Bivalvos	Álamo y Valdivieso, 1987; Ramírez <i>et al.</i> , 2003; Uribe <i>et al.</i> , 2013
Poliplacóforos	Uribe <i>et al.</i> , 2013
Poliquetos	Fauchald, 1977; Uribe <i>et al.</i> , 2013
Cumacea	Shalla, 2011
Ofiuroidea	Uribe <i>et al.</i> , 2013

3.4 MEDICIÓN DE PARÁMETROS ABIÓTICOS

Se registraron los valores de oxígeno disuelto (mg/L) y temperatura (°C) con el fin de describir las condiciones ambientales durante el experimento e identificar cambios drásticos que pudieran haber alterado a la comunidad bentónica. Para ello en cada estación experimental se utilizó un multiparámetro Eureka Manta *Multiparameter Water Quality Recorder* o el oxímetro Onset HOBO, los cuales fueron instalados en el fondo durante todo el experimento. Dichas mediciones se registraron cada veinte días con un intervalo de dos horas.

3.5 PROCESAMIENTO DE DATOS

3.5.1 ANÁLISIS DE DIVERSIDAD POR ÍNDICES

Los índices de diversidad se usaron para describir los atributos de las estructuras comunitarias para cada zona con y sin cultivo. Los datos de abundancia expresados en densidades (ind/m²) fueron registrados y procesados con el programa estadístico PRIMER-E versión 6 (Clarke y Gorley, 2006), donde se obtuvieron los índices de diversidad para cada repetición en el muestreo. Con estos índices obtenidos se calculó el promedio, mínimo, máximo y desviación estándar en cada zonas con y sin cultivo, para finalmente establecer diferencias significativas entre las zonas en cada muestreo. Para ello los datos fueron procesados con el paquete estadístico SPSS statistics versión 22, donde se realizaron las pruebas estadísticas paramétricas T o no paramétricas de Wilcoxon, dependiendo si cumplieran con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, usando las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente.

Riqueza específica (S)

El número total de especies presentes obtenido por el muestreo.

Índice de diversidad Shannon-Wiener (H')

Expresa la uniformidad de los valores de las especies a través de todas las especies de la muestra (Moreno, 2001). Este índice asume que todos los individuos son escogidos al azar y que todas las especies se encuentran en la misma muestra (Ramírez, 1999). Se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i$$

Donde: p_i : frecuencia relativa (número de individuos) de la especie i .

Índice de equidad de Pielou (J')

Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima biodiversidad esperada. Es decir, cómo un determinado taxa está distribuido sobre las especies resultantes. Se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$J' = \frac{H'}{H_{Máx}} = \frac{H'}{\log S}$$

Donde H' : índice de diversidad de Shannon-Wiener

S : número de especies

3.5.2 ANÁLISIS DE DIVERSIDAD MULTIVARIADOS

Los datos de densidades (ind/m²) y biomásas (g/m²) registradas fueron agrupadas en una matriz con factores muestra por taxa, usando el programa estadístico PRIMER-E versión 6 (Clarke y Gorley, 2006), adicionando el paquete PERMANOVA versión 1 (PRIMER-E, *Plymouth Marine Laboratory*, UK). La matriz de datos fue estandarizada a la raíz cuadrada para homologar el grado de incidencia de los valores de abundancia más altos y bajos en algunas taxas. A partir de la matriz de datos estandarizada se estimó la

semejanza entre comunidades con el coeficiente de Disimilaridad de Bray Curtis (1957) formando una matriz de semejanza, usando la siguiente fórmula:

$$D_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^S |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum_{i=1}^S (X_{ij} + X_{ik})}$$

Donde D_{jk} : Disimilaridad entre las estaciones j y k
 X_{ij} : Abundancia de la especie i en la estación j
 X_{ik} : Abundancia de la especie i en la estación k
 S : Número de especies

Análisis de varianza permutacional (PERMANOVA)

La matriz de semejanza fue utilizada para determinar diferencias estadísticas entre las estructuras comunitarias de las zonas con cultivo y sin cultivo, utilizando como prueba estadística un análisis de varianza en base a permutaciones del paquete estadístico PERMANOVA (PRIMER-E versión 6, *Plymouth Marine Laboratory*, UK). Se planteó la siguiente hipótesis nula.

H₀: La estructura comunitaria no se diferencian entre zonas con cultivo y sin cultivo dentro de cada muestreo.

Este análisis presentó un diseño jerárquico anidado, donde los muestreos fueron considerados factores fijos anidados dentro de cada estación experimental y las zonas con y sin cultivo se consideraron como factores aleatorios. La prueba multivariada estimó un estadístico de prueba Pseudo-F, con un número de permutaciones mayor a 999 para tener un nivel de prueba con significancia de 0.05. Un resultado significativo rechazaría la hipótesis nula, sugiriendo diferencias significativas entre las zonas contrastadas (con y sin cultivo) para dos o más muestreos. Para ello, se requirió usar pruebas *post hoc*, estimando un estadístico Pseudo-t, como prueba univariada T (Anderson, 2011), con al menos 100 permutaciones para tener el mismo nivel de significancia. Las técnicas de

permutación usadas en esta prueba, se basan según la teoría de Huygens (Anderson, 2001). Esta teoría es expresada a través de la suma de distancias al centroide, usando las siguientes fórmulas:

$$SS_A = SS_T - SS_{Res}$$

Donde SS_A es la suma de las distancias al cuadrado desde los centroides de grupo al centroide global SS_T es la suma de las distancias al cuadrado de todas las muestras al centroide global, SS_{Res} es la suma de las distancias al cuadrado desde las muestras con respecto a su centroide de grupo.

$$SS_T = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N d_{ij}^2$$

$$SS_{Res} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N d_{ij}^2 \cdot \omega_{ij}$$

Donde d_{ij}^2 : Disimilitud (distancia) entre la muestra i y la muestra j
 N : Número total de muestras
 ω_{ij} : Valor de 1 si las muestras i y j son del mismo grupo

$$Pseudo - F = \frac{SS_A / (a - 1)}{SS_{Res} / (N - a)}$$

Donde SS_A : Suma de cuadrados de las distancias en la matriz de disimilaridad total
 SS_{Res} : Suma de cuadrados de las distancias en la matriz de disimilaridad entre grupos
 N : Número total de muestras
 α : Número de grupos

Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS)

Así mismo, la matriz de semejanza fue utilizada para describir las similitudes/disimilitudes de las estructuras comunitarias entre las zonas con y sin cultivo, graficándolas en un espacio de ordenación mediante el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (Shepard, 1962; Kruskal, 1964), usando el programa estadístico PRIMER-E versión 6 (Clarke y Gorley, 2006). La representación de este análisis se basa en una medida de bondad de ajuste llamada *Stress*, usando la siguiente ecuación:

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i < j} (d_{ij} - \widehat{d}_{ij})^2}{\sum_{i < j} d_{ij}^2}}$$

Donde *S* es el *stress*. El numerador es la suma de cuadrados de la bondad de ajuste y el denominador un factor de escala que hace comparables los resultados (Sneath y Sodal, 1973).

3.5.3 ANÁLISIS DE PERTURBACIÓN (CURVAS ABC)

Los datos de densidades (ind/m²) y biomásas (g/m²) fueron procesadas en un programa computacional simple de hojas de cálculo, donde se elaboraron cuadros de abundancias y biomásas por zona con y sin cultivo durante cada muestreo. Se calcularon las curvas de dominancias ABC (Warwick, 1986; Clarke y Warwick, 2001) usando el programa estadístico PRIMER-E versión 6 (Clarke y Gorley, 2006), donde se asignaron rangos de orden de importancia en términos de abundancia y biomasa en escala logarítmica sobre el eje X y el porcentaje de dominancia en escala acumulativa sobre el eje Y. Finalmente, se compararon las curvas de abundancias y biomásas generadas por el análisis, mostrando un valor estadístico W el cual representa la dominancia de la biomasa sobre la abundancia y se estima de la siguiente manera:

$$W = \sum_{i=1}^S \frac{(B_i - A_i)}{50 (S - 1)}$$

- Donde
- W : Estadístico W
 - S : Número total de especies
 - A : Abundancia para cada rango de especie i
 - B : Biomasa para cada rango de especie i

Para determinar si los valores Estadísticos W fueron estadísticamente diferentes entre las zonas con y sin cultivo, se llevaron a cabo pruebas estadísticas paramétricas T o no paramétricas de Wilcoxon, dependiendo si cumplieran con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, usando las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. Para ello los datos fueron procesados con el paquete estadístico SPSS statistics versión 22.

3.5.4 ANÁLISIS DE DISMILARIDAD (SIMPER)

Este análisis se usó para comparar las estructuras comunitarias entre las zonas con y sin cultivo registradas por muestreo, las cuales resultaron ser significativas en el análisis de varianzas para las densidades (ind/m²) y biomásas (g/m²).

Por medio del programa estadístico PRIMER-E versión 6 (Clarke y Gorley, 2006), estos datos fueron agrupados en una matrices básicas de densidades y biomásas totales, definiendo la zona con y sin cultivo como los factores de la matriz. Luego las matrices fueron estandarizadas a la raíz cuadrada y se estimaron las semejanzas entre comunidades con el coeficiente de Disimilaridad de Bray Curtis (1957), formando una matriz de semejanza. Estas matrices fueron usadas en el análisis de porcentaje de similaridad (SIMPER), estimando la disimilitud promedio entre grupos de muestras dentro de los factores y determinando los taxas que mayor contribuyeron a la disimilaridad promedio dentro de cada grupo de muestras.

Para este trabajo, el análisis usó un corte de la disimilitud hasta el 80%, empleado para muestreos con mayor número de especies (Clarke y Warwick, 2001). Las taxas que contribuyeron con el porcentaje de contribución a la disimilaridad con el mínimo de 5% fueron identificadas como especies discriminantes (Clarke y Warwick, 2001; Meyer *et al.*, 2014). Mientras las que taxas que contribuyeron a diferencias mayores al 10% fueron consideradas como principales especies diferenciadores (Bulleri, 2005 y Lomovasky *et al.*, 2015).

3.5.5 RELACIÓN CON PARÁMETROS AMBIENTALES

Para describir las condiciones ambientales en cada estación experimental se procesaron los datos de temperatura (°C) y oxígeno disuelto (mgO₂/L), obteniendo el promedio, desviación estándar, el máximo y mínimo valor por cada fecha de muestreo. Estos datos fueron usados luego para relacionarlos con el efecto sobre las estructuras comunitarias, usando un modelo lineal basado en pruebas de permutación (DistLM, McArdle y Anderson, 2001) del programa estadístico PRIMER-E versión 6 (Clarke y Gorley, 2006), adicionando el paquete PERMANOVA versión 1 (PRIMER-E, *Plymouth Marine Laboratory*, UK).

Este análisis consideró a los parámetros ambientales como variables explicativas y las densidades (ind/m²) de la comunidad bentónica como variables respuestas. Para ello, se ordenaron los promedios de los parámetros ambientales en una matriz base, la cual fue estandarizada cumpliendo con la normalidad y colinearidad mediante un gráfico de visualización *Draftman plot*. Mientras las densidades se obtuvieron de la matriz de disimilaridad, proveniente de los análisis multivariados anteriores. El modelo lineal encontró el mejor conjunto de datos usando un proceso de selección de variables regresoras paso a paso, conocido como *Step-wise*, identificando el mejor conjunto de variables ambientales que mejor predicen la variación multivariada de la biota entre las zonas con cultivo y sin cultivo. Este proceso fue realizado con 9999 permutaciones y usó

el criterio de información corregida de Akaike (AIC_c), debido a que las variables presentan diferentes formas funcionales (Anderson *et al.*, 2008; Link *et al.*, 2013).

Para una mejor visualización, los resultados se presentaron en gráficas de ordenación mediante el análisis de redundancia basado en distancias (dbRDA, Legendre y Anderson, 1999). Este análisis es una extensión directa complementaria del primer análisis (DistLM), detectando relaciones lineales en disimilaridades generadas por medidas que pueden ser no lineales (Anderson *et al.*, 2008). Expresando en una gráfica las comunidades bentónicas como puntos de ordenación y las variables ambientales como vectores representando el efecto e intensidad de acuerdo a su dirección y longitud, sugiriendo así a una contribución en la ordenación.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 COMPOSICIÓN ESPECÍFICA

Se registraron 96 taxas en total, de las cuales 86 se encontraron en la zona con cultivo y 77 en la zona sin cultivo. De ellas, 18 especies exclusivas en la zona con cultivo y 9 en la zona sin cultivo (Anexo 1). La Figura 3 comparó las diferentes proporciones de abundancia entre zonas con cultivo y sin cultivo. Predominando las clases Gasteropoda, Malacostraca y Polichaeta en la zona con cultivo. Siendo la zona con cultivo de Vichayo la de mayor contribución de Polichaeta; en Barrancos con mayor contribución de la clase Cirrípeda y mayor contribución de Poliplacóforos en la mayoría de las áreas experimentales (Anexo 2). Mientras, las clases Malacostraca y Polichaeta compusieron en su mayoría la zona sin cultivo, con porcentajes más altos a diferencia de las contribuciones en la zona con cultivo (Anexo 2).

Las proporciones en la zona con cultivo mostraron similitudes a los casos documentados en cultivo de *A. purpuratus* para Maeda-Martínez (2001), siendo los crustáceos (Malacostraca) y gasterópodos (Gasteropoda) las de mayores abundancias. Estas proporciones coinciden con los reportados por González *et al.*, (2012) en el estudio bio-oceanográfico realizado en la bahía Sechura, presentando datos de fauna acompañante de *A. purpuratus* con 55% y 40% en crustáceos y moluscos respectivamente. Mientras la clase Polichaeta estuvo representada en mayor dominancia para las zonas con cultivo como características de la composición bentónica en estudios de línea base registrados por Imarpe (2007).

Con respecto a las proporciones en biomasa, presentadas en la Figura 4, la clase Gasteropoda presentan contribuciones principales para ambas zonas con y sin cultivo, con mayores contribuciones en la zona sin cultivo (Anexo 2). Estas contribuciones se encontraron presentes en reportes realizados por González *et al.*, (2012) con un 80% en moluscos (Gasteropoda), mientras 9% entre crustáceos y equinodermos. Barrancos fue la única área experimental donde estas proporciones fueron menores a diferencia de las demás áreas, y con una mayor contribución de Malacostraca (50%) y Bivalvia (12%) en la zona con cultivo.

La clase Gasteropoda presentó mayor abundancia en la zona con cultivo, pero las biomazas entre las zonas contrastadas fueron equivalentes (Anexo 2). Indicando que la comunidad del macrobentos asociada a las zonas con cultivo presentó mayor número de individuos pequeños o juveniles con menores biomazas, tales como los juveniles de *Bursa sp.* (10.8%), o *Solenosteira sp.* (3.8%), y especies más pequeñas como *Anachis sp.* (6.6%), y *Prunum sp.* (3.4%), también reportadas por Gonzáles *et al.*, (2012) como parte de la fauna acompañante en zonas con cultivo.

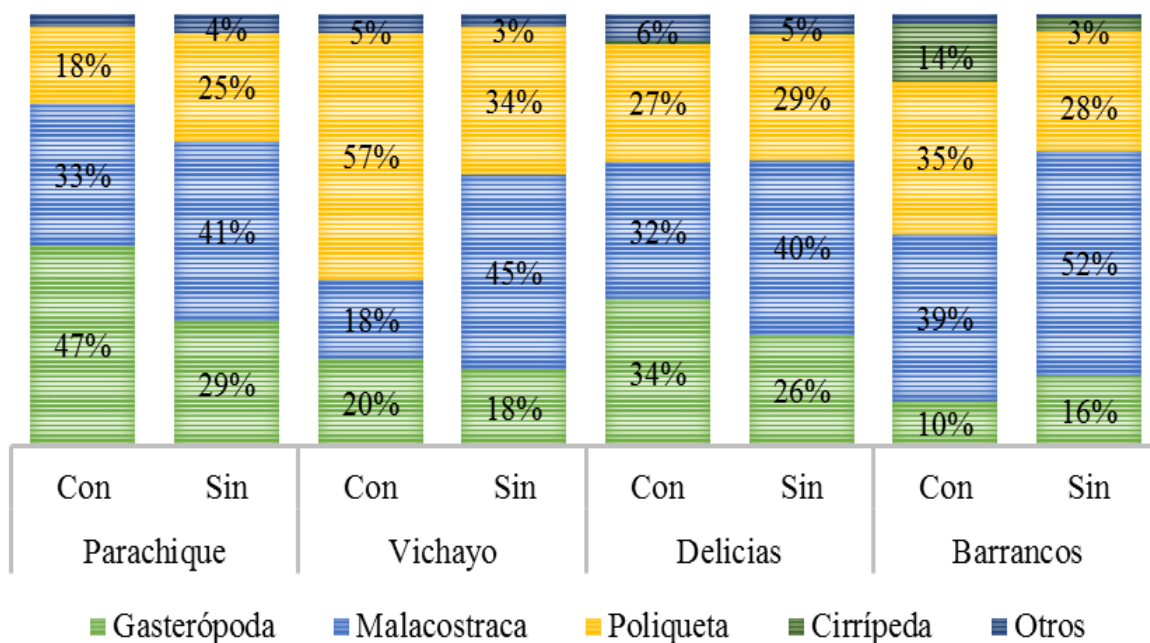


Figura 3: Proporción de densidades (ind./m²) para cada estación por zona con y sin cultivo

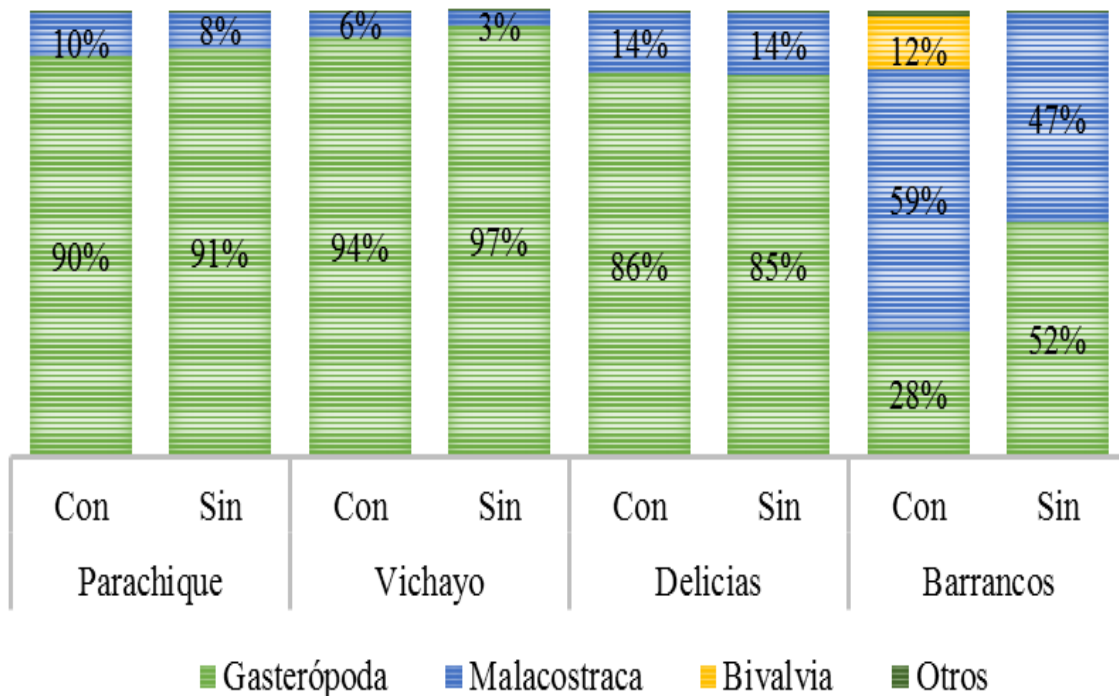


Figura 4: Proporción de biomazas (g. /m²) para cada estación por zona con y sin cultivo

4.2 ÍNDICES DE DIVERSIDAD

4.2.1 ATRIBUTOS DE RIQUEZA, DIVERSIDAD Y EQUIDAD

A nivel general, la riqueza específica promedio fue mayor en Parachique (19.5 especies en zona con cultivo y 16.2 especies en zona sin cultivo), seguido de Las Delicias (14.1 especies en zona con cultivo y 11.4 especies en zona sin cultivo), Vichayo (10.5 especies en zona con cultivo y 9.7 especies en zona sin cultivo) y Barrancos (7.7 especies en zona con cultivo y 6.6 especies en zona sin cultivo). De ellas, Parachique y Las Delicias resultaron ser significativas (Anexo 3). Los promedios del índice de Shannon-Wiener fueron mayores en las zonas con cultivo pero no fueron significativas. Los valores de dominancia de especies presentaron a Parachique y Vichayo con diferencias significativas y mayores dominancias en la zona con cultivo (Anexo 3).

Los atributos de riqueza, diversidad y equidad de las estructuras comunitarias por muestreo (Anexo 4 al 7) no muestran diferencias significativas para todas las áreas experimentales a excepción de Parachique (Anexo 4) y Vichayo (Anexo 5).

En la Figura 5, se presentaron mayores riquezas en las zonas con cultivo que en las zonas sin cultivo. En Parachique (Figura 5A) y Las Delicias (Figura 5B) las riquezas aumentan a favor de las zonas con cultivo (Anexo 6), mientras Vichayo (Figura 5C) y Barrancos (Figura 5D), las áreas experimentales con menor número de muestreos, presentaron riquezas similares (Anexo 7). Siendo Vichayo el área con diferencias significativas en noviembre 2013 (10 ± 2 especies/m², 8 ± 1 especies/m², p-valor 0.04). Parachique fue la única área experimental con variación en las riquezas en los primeros muestreos y diferencias significativas para marzo (25 ± 6 especies/m², 19 ± 5 especies/m², p-valor 0.03) y mayo 2014 (27 ± 6 especies/m², 17 ± 5 especies/m², p-valor 0.03). Las Delicias presentaron incrementos de riqueza progresivos a favor de la zona con cultivo, pero ninguna significativa.

Estas riquezas son mayores a las registradas en la misma bahía por Quipúzcoa (Com. Per.) y Yupanqui *et al.*, (2007) (15 ± 4 especies/m² y 23 ± 14 especies/m², respectivamente); y menores a otras bahías importantes, como Paita (11 ± 23 especies/m² por Quipúzcoa, Com. Per) e Independencia (28 ± 17 especies/m² por Tarazona *et al.*, 1991). Estas diferencias pueden ser explicadas por los diferentes tipos de sustratos que presenta cada zona, como los registrados por Lomovasky (2015). La zona con cultivo presentar mayor al presentar mayores densidades y valvas vacías de *A. purpuratus*, presentó un cambio de sustrato de arenoso a duro, mientras la zona sin cultivo presentó un sustrato arenoso. Otros autores como Bros (1987) citado en Guay y Himmelman (2004), mostraron que la adición de valvas de pectínidos en sustratos blandos, produce un incremento de la riqueza de la comunidad bentónica como resultado de nuevos asentamientos y migraciones de especies.

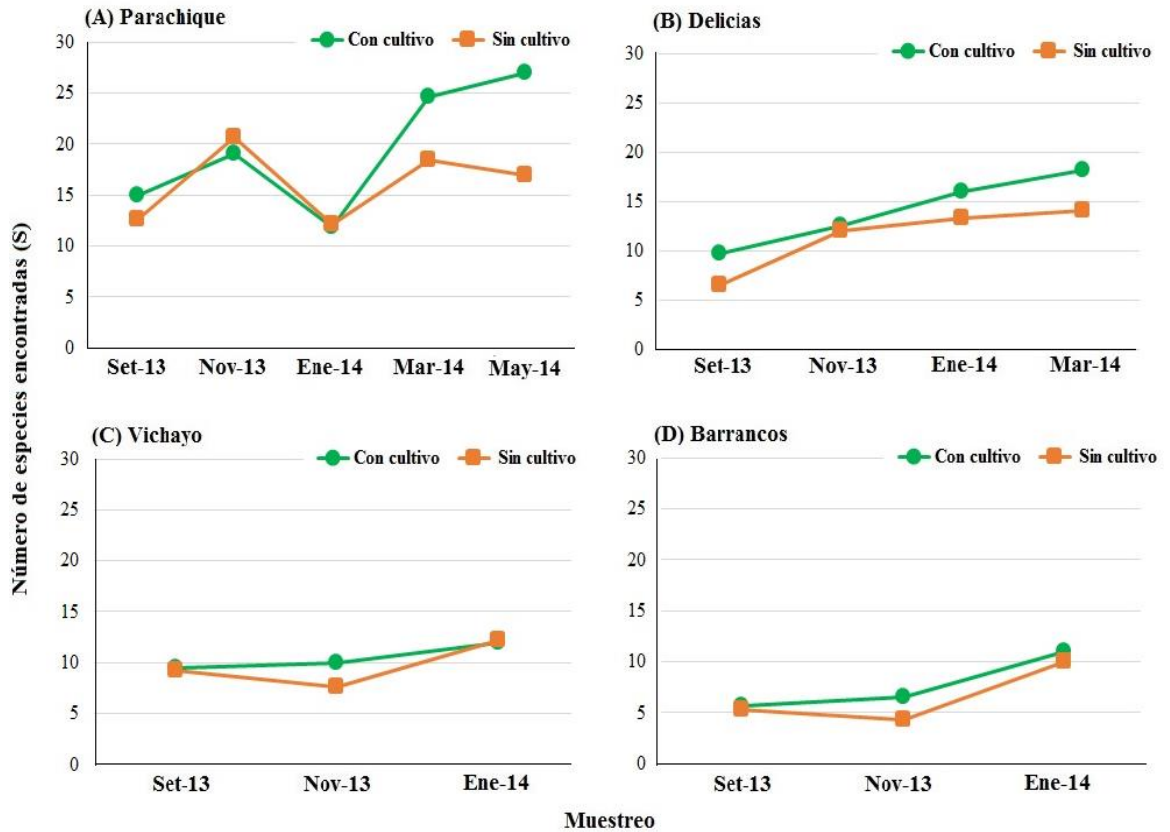


Figura 5: Riqueza específica media (S) por muestreo entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación

La diversidad expresada en los índices de Shannon-Wiener resultó ser mayor en Parachique (2.2 ± 0.3 bits/ind en zona con cultivo y 2.3 ± 0.3 bits/ind en zona sin cultivo) (Figura 6A), seguido de Las Delicias (1.9 ± 0.3 bits/ind en zona con cultivo y 1.8 ± 0.5 bits/ind en zona sin cultivo) (Figura 6B), Vichayo (1.6 ± 0.3 bits/ind en zona con cultivo y 1.9 ± 0.3 bits/ind zona sin cultivo) (Figura 6C) y Barrancos (1.6 ± 0.4 bits/ind en zona con cultivo y 1.4 ± 0.4 bits/ind en zona sin cultivo) (Figura 6D). Estas diversidades fueron cercanas a los registrados por Quipúzcoa (Com. Per.) (2.28 ± 0.53 bits/ind), Yupanqui *et al.*, (2007) (1.53 ± 0.63 bits/ind) y Gonzáles *et al.*, (2012) y menores a los registrados en Imarpe (2007) (3.73 ± 0.3 bits/ind). Además, se puede explicar la variación de la diversidad entre las áreas experimentales según el reporte del Imarpe en el 2010 para la

bahía de Sechura, el cual afirmó un incremento en la diversidad comunitaria del macrobentos según el incremento de la profundidad. De esta manera, Parachique presentó valores más altos de diversidad (0.75 bits/ind a 1 bits/ind) a partir de 10 metros de profundidad, Las Delicias registró altas diversidades más cercanas hacia la costa y la zona sur de la bahía. Mientras en Vichayo y Barrancos se presentaron los valores más bajos (0.25 bits/ind a 0.5 bits/ind). Los valores de diversidad son considerados densidades moderadas, al ser comparados con estudios de línea bases en Sechura y Bayovar (2.5 bits/ind y 2.7 bits/ind, respectivamente) y el registrado Imarpe (2010) con valores de 0 a 3.3 bits/ind.

Comparando las zona con y sin cultivo de cada área experimental, las diversidades en Parachique son variables entre zonas con y sin cultivo a lo largo de los muestreos, siendo diferencia significativa en enero 2014 (2.3 ± 0.07 bits/ind en zona con cultivo y 2 ± 0.09 bits/ind en zona sin cultivo, p-valor 0.001) y una disminución de la diversidad en la zona con cultivo conforme continúan los muestreos. Esta variación de la diversidad entre las zonas las contrastadas puede deberse a un aumento inicial del disturbio que debería haber alterado la diversidad de especies por acción de continua competencia por asentarse en el medio (Platt y Lambshead, 1985). Las Delicias y Barrancos presentaron mayores diversidades a favor de las zonas con cultivo en todos los muestreos, pero sin presentar diferencias significativas. Vichayo presentó mayores diversidades en favor de la zona sin cultivo, dato que contradice a las demás diversidades presentadas. Además, de una disminución en los valores de diversidad conforme continuaron los muestreos.

Las variaciones de la diversidad en Parachique, distintas a las otras áreas, puede ser por el efecto de la salinidad en relación a las descargas de aguas continentales provenientes del estuario de Virrilá. Autores como Pech y Ardisson (1994) señalaron que los balances de agua dulce y salada constituyen una fuente potencial de disturbio en la abundancia y diversidad de la comunidad bentónica. Esta variación de la salinidad explicaría el cambio de setiembre a noviembre 2013, con respecto a enero y marzo 2014. Con respecto a Las Delicias y Barrancos el aumento de las riquezas y diversidades a favor de la zona con

cultivo, puede explicarse al cambio de sustrato aumentando la heterogeneidad del sustrato como se muestra en otros estudios (Menge *et al.*, 1983, 1985; Champman y Underwood, 1994 citados en Guay y Himmelman, 2004).

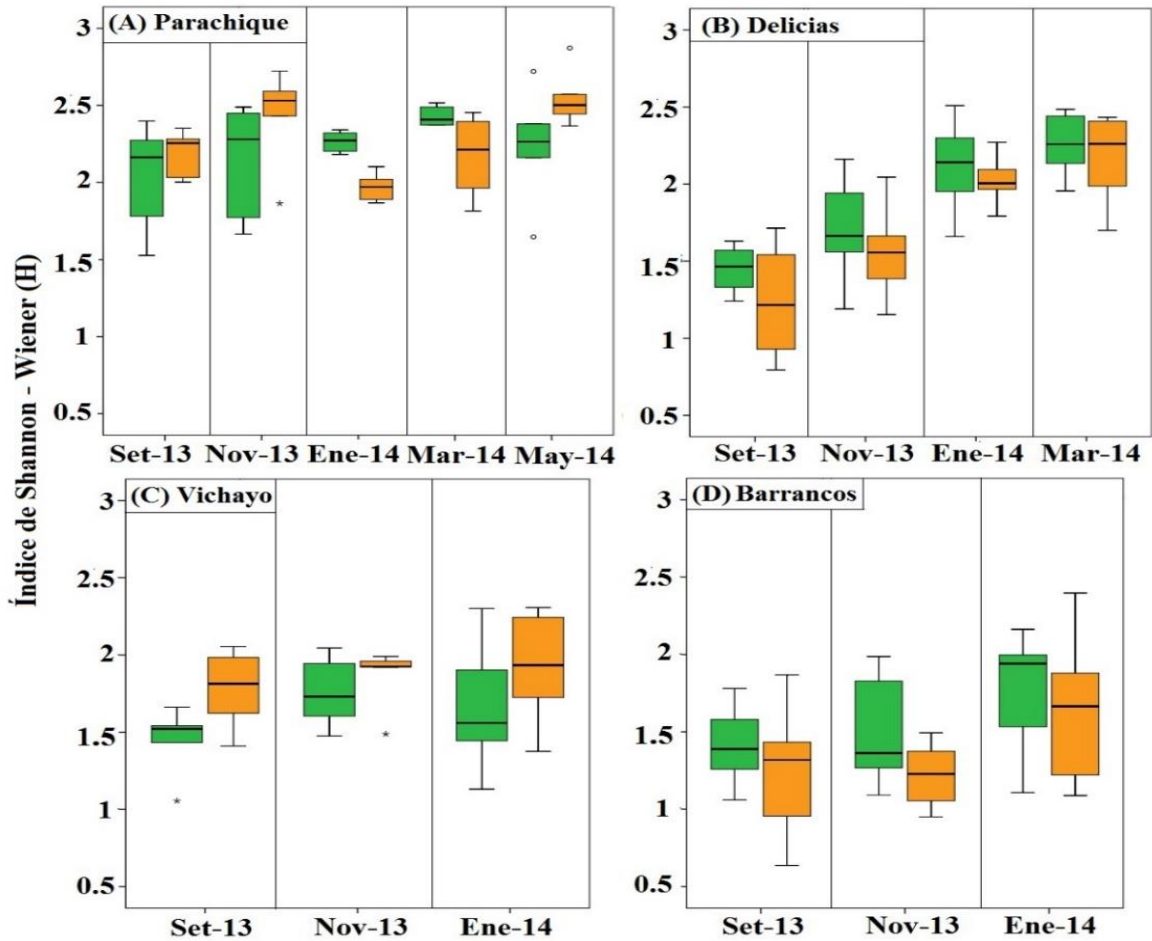


Figura 6: Diversidad (H') para las abundancias por muestreo entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación

La equidad expresada en el índice de Pielou en Parachique (Figura 7A), Las Delicias (Figura 7B) y Vichayo (Figura 7C), presentaron menores dominancias en la zona sin cultivo que la zona con cultivo (0.7 ± 0.1 en zona con cultivo y 0.8 ± 0.1 en zona sin cultivo), indicando mayor equidad en abundancias para la zona sin cultivo y mayores

dominancias algunas especies en la estructura comunitaria perteneciente a la zona con cultivo. Entre ellas, las diferencias significativas fueron para en Parachique para setiembre 2013 (0.8 ± 0.1 , 0.9 ± 0.04 , p-valor 0.02) y mayo 2014 (0.7 ± 0.1 , 0.9 ± 0.1 , p-valor 0.03); y Vichayo para noviembre 2013 (0.7 ± 0.1 , 0.9 ± 0.04 , p-valor 0.046). Mientras Las Delicias y Barrancos no presentaron diferencias significativas y esta última área no favoreció a ninguna zona, presentando valores de Pielou iguales entre sus zonas contrastadas. Sin embargo, estos valores fueron cercanos a 1 (0.8 ± 0.1 en zona con y sin cultivo), indicando una proximidad a la equidad máxima (Sultan y Asarí, 1978). Todos estos valores se interpretaron como equidades mayores, característica que coincide con el registrado en un estudio de línea base realizado en la bahía Sechura (2010) con valores de 0.89 a 0.97, y otro estudio de línea oceanográfico biológico mayores a 0.7 registrados por Guzmán *et al.*, (2007) y Yupanqui *et al.*, (2007) con valores de hasta 0.9 para las zonas intermedias y profundas de la bahía.

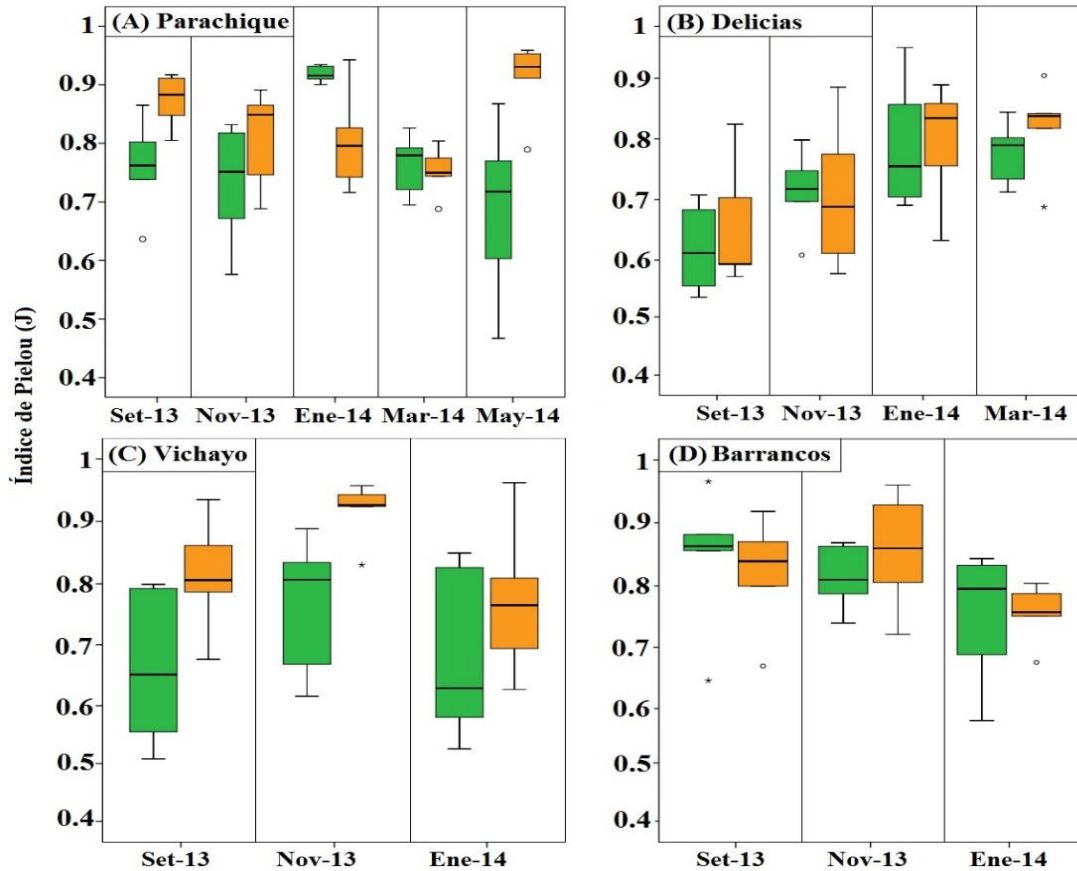


Figura 7: Equidad (J) para las abundancias por muestreo entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación

Los atributos estructurales de la comunidad presentaron mayores variaciones en la diversidad, seguido de la riqueza. Mientras, las dominancias se presentaron marcadas a favor de las zonas con cultivo. Ramírez (1999) señaló que las variaciones en la diversidad pueden ser influenciadas por efectos de la riqueza y dominancia. De ser así, se explicarían mayores diversidades en la zona sin cultivo para Vichayo y parte de Parachique, debido a la mínima variación de riquezas y mayor dominancia a favor de la zona sin cultivo.

Las dominancias fueron las más comparativas y esta medida puede responder a los cambios en la estructura comunitaria, aun cuando no hay cambios en la riqueza de

especies (Johnston y Roberts, 2009). Sin embargo, no ocurrió lo mismo para las diversidades de Las Delicias y Barrancos debido al aumento progresivo de las riquezas y poca diferencia entre las dominancias de las zonas contrastadas.

Los datos univariados en este análisis optimizaron la evaluación de las comunidades al ser de naturaleza homogénea (mismo esfuerzo y metodología), y describieron un panorama de qué ha pasado con ellas entre las áreas experimentales y sus zonas contrastadas. Indicando la variabilidad de las diversidades entre las zonas contrastadas, pero sin demostrar diferencias significativas para todos los muestreos. Esto indicaría que no existen diferencias entre las estructuras comunitarias contrastadas para todos los muestreos. Sin embargo, existen muchos autores que consideran estos análisis univariados como relativos, bajo la premisa que en los sistemas intervenidos o impactados se reduce el valor de los índices (Margalef 1977, Odum 1982 citado en Ramírez, 1999) y existen trabajos actuales que no se ven reflejados.

4.2.2 ANÁLISIS DE LAS ESTRUCTURAS COMUNITARIAS

El análisis PERMANOVA presentado en el Tabla 5, presentó diferencias significativas en relación a las densidades (Pseudo F 3.7 y p-valor 0.0001) y biomásas (Pseudo F 3.4 y p-valor 0.0001) (Anexo 8) entre las zonas con cultivo y sin cultivo para cada muestreo. De acuerdo a ello, se rechaza la hipótesis nula, comprobando diferencias en la estructura comunitaria del macrobentos entre las zonas contrastadas. Aunque el análisis multivariado resultó ser significativo, los valores Pseudo F obtenidos fueron considerados bajos. Indicando que las estructuras comunitarias de las zonas contrastadas se diferenciaron, pero no lo suficiente como para determinar ensamblajes comunitarios independientes (Gómez-Lemos, 2010).

Tabla 5: Resultados de PERMANOVA en relación a la comparación general de abundancia por muestreo.

Comparación general						
	Df	SS	MS	Pseudo F	p-valor	Permutaciones
Abundancia Muestreo x Zona	15	63830	4255.3	3.70	0.0001*	9739

(Df) grados de libertad, (SS) suma de cuadrados, (MS) suma de cuadrados promedio, (Pseudo F) valores F por permutación y (p-valor) basados en el número de permutaciones (Perm).

A partir de la comparación general, se presentó el resultado del análisis *post-hoc* con la comparación pareada por cada fecha de muestreo en cada área experimental (Tabla 6).

Los resultados de las pruebas *post-hoc* derivadas de la comparación general, presentaron diferencias significativas para todos los muestreos en Parachique, Vichayo y Las Delicias, indicando estructuras comunitarias diferentes entre las áreas contrastadas. Mientras, Barrancos sólo presentó diferencias significativas en noviembre 2013.

De acuerdo a este análisis multivariado, este presentó mayor número de muestreos significativos a diferencia del índice de diversidad de Shannon-Wiener (Figura 6). Según Ramírez (1999) los índices de diversidad por sí solos no son indicadores robustos sobre las comunidades fluctuantes o estacionales, como los presentados en este trabajo. De manera que su valor deberá ser tomado con cautela al ser expresado en un sólo número y complementará a los análisis multivariados al ser considerado como un descriptor de la estructura comunitaria.

Tabla 6: Resumen de los resultados de PERMANOVA en relación a la comparación pareada de abundancias por muestreo para cada estación

Comparación pareada			
Área	Abundancia		Abundancia/Biomasa
Área Parachique	t	p-valor	Permutaciones
sep-13	2.06	0.0025*	462
nov-13	1.91	0.0027*	460/461
ene-14	2.17	0.0012*	462
mar-14	2.12	0.0013*	462
may-14	2.64	0.0029*	462
Área Vichayo	t	p-valor	Permutaciones
sep-13	1.85	0.002*	461/462
nov-13	1.94	0.0025*	461/462
ene-14	2.61	0.002*	462
Área Las Delicias	t	p-valor	Permutaciones
sep-13	1.74	0.0184*	462
nov-13	1.73	0.0027*	462
ene-14	2.06	0.0025*	462
mar-14	1.94	0.0019*	462
Área Barrancos	t	p-valor	Permutaciones
sep-13	0.86	0.5463	462/461
nov-13	1.69	0.013*	462
ene-14	1.34	0.0805	462

*Diferencias significativas ($p\text{-valor} \leq 0.05$)

Para describir las diferencias estadísticas, se realizó el análisis de ordenamiento multidimensional no métrico (nMDS) presentado en la Figura 8. Se puede observar un patrón de agrupamiento entre las zonas contrastadas conforme transcurren las fechas de muestreo. Las comparaciones de disimilaridad en la estructura comunitaria mostraron aumento de las distancias entre zonas (con y sin cultivo) conforme transcurren los muestreos, lo cual indica un incremento de su disimilaridad. Este es el caso de Parachique (Figura 8A) y Las Delicias (Figura 8B), desde setiembre 2013 las zonas contrastadas empiezan a distanciarse hasta el último mes de muestreo. Mientras Vichayo (Figura 8C) y Barrancos (Figura 8D), desde setiembre 2013 las zonas con cultivo y sin cultivo aumentan sus distancias, sin embargo a partir de enero 2014 se aprecia una reducción de ella, interpretado como un aumento de similaridad entre zonas. Las disimilaridades mostradas entre zonas con cultivo y sin cultivo, concuerdan con las diferencias significativas encontradas en los análisis PERMANOVA y es sólo en el caso de Barrancos las separaciones de los puntos en setiembre 2013 y enero 2014 no mostraron ser suficientes como para considerarlas significativas (Tabla 6).

Todas las gráficas presentaron una adecuada representación de la comunidad del macrobentos al obtener valores de stress bajos, considerados menores de 0.1 como una buena ordenación de puntos sobre la gráfica según Ramírez (1999). Además, las pruebas estadísticas son razonables cuando reflejan los patrones formados por la gráfica de ordenación nMDS realizado con los mismos datos (Legendre y Legendre, 2012).

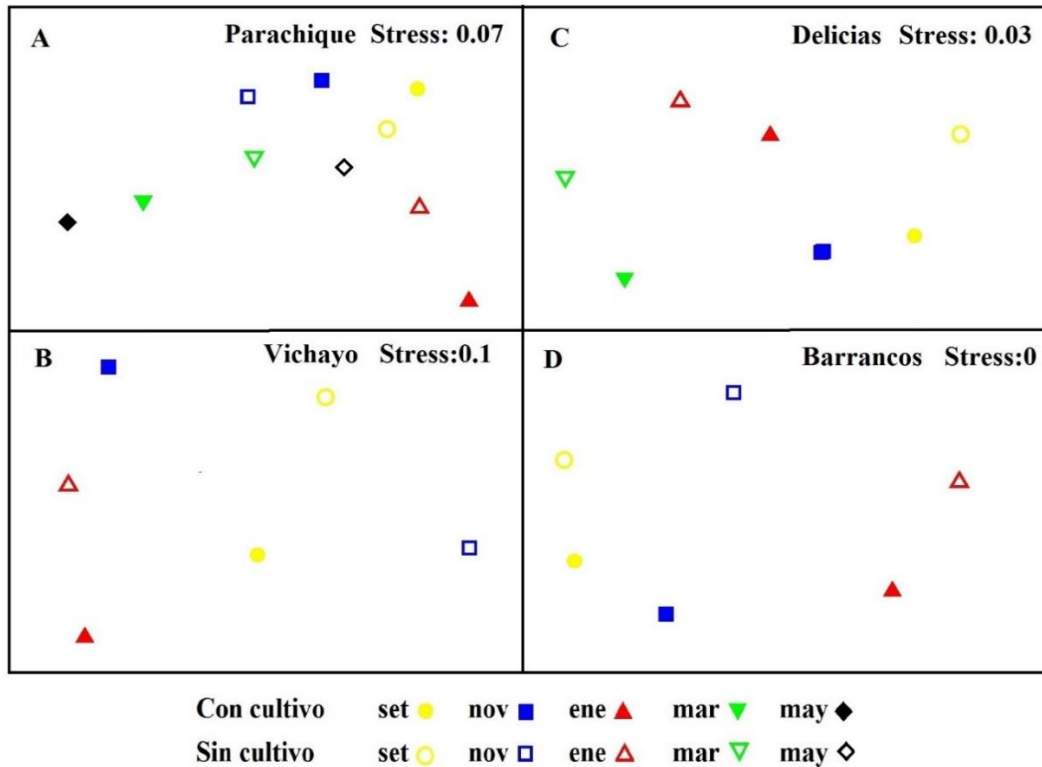


Figura 8: nMDS correspondiente a la composición del ensamblaje de la abundancia entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación

4.2.3 NIVEL DE PERTURBACIÓN EN LAS COMUNIDADES

Se puede observar en la Tabla 7 el resumen de estadísticos W presentados para las 30 curvas ABC. Los valores presentados describieron el grado de separación de las curvas abundancia y biomasa (Beukema 1988; Meire y Dereu, 1990; Clarke, 1990; Mc Manus y Pauly, 1990 citado en Warwick y Clarke, 1994) presentando valores mayores a cero, indicando ambientes fuera de altos disturbios. Sin embargo, en la mayoría de los muestreos las zonas con cultivo resultaron tener un nivel de disturbio mayor, presentando valores estadísticos W más bajos que en las zonas con cultivo. Esta descripción coincide con la ausencia de perturbación o estrés ambiental registrada en un estudio de línea base en la bahía Sechura (2010) y se diferencia de otras como bahía como Paracas (Imarpe,

2010) la cual frente a estos análisis presentó un estado de perturbación (contaminación, disturbio por mareas, episodios de anoxia, etc.).

Para todas las áreas, las zonas con cultivo presentaron un nivel de estrés más elevado en el ambiente que a comparación de las zonas sin cultivo. Esto se observó en la Tabla 7, donde los valores estadísticos W son menores en comparación. Las diferencias significativas se dieron en Parachique para mayo 2014 (0.11 ± 0.1 y 0.49 ± 0.1 , p-valor 0.028), en Vichayo para noviembre 2013 (0.23 ± 0.1 y 0.5 ± 0.1 , p-valor 0.004) y Las Delicias para marzo 2014 (0.29 ± 0.1 y 0.36 ± 0.2 y p-valor 0.037). Estas diferencias coinciden con las diferencias significativas del análisis *post-hoc* (Tabla 6) y con las variaciones más evidentes en las dominancias (Figura 7), que con una variación de la diversidad propiamente dicha. En efecto, este método no es tan sensitivo que los índices de diversidad para detectar disturbios y es menos sensible a los análisis multivariados en discriminar diferencias entre comunidades (Warwick y Clarke, 1991) pero la ventaja es que nos puede dar un panorama absoluto disturbio (Warwick, 1993).

Dentro de cada área de experimentación, Parachique presentó valores más bajos en la zona con cultivo. Siendo el menor valor estadístico W de 0.11 en mayo 2014, mostrando una tendencia a un ambiente más estresado. Mientras en las demás áreas experimentales los valores estadísticos W no siguieron una tendencia a disminuir para ninguna de las zonas contrastadas. Se puede afirmar que para este trabajo no se encontraron ambientes altamente perturbados, pero sí nos permitió contrastar un debilitamiento de las zonas con cultivo a comparación de las zonas sin cultivo. Aunque la estructura comunitaria medida por este método no depende de las diferencias entre taxas (Warwick y Clarke, 1994), las diferencias significativas encontradas al final de los muestreos en Parachique y Las Delicias, podrían indicar un comienzo de perturbación del ambiente a nivel de proporción de taxas dentro de las estructuras comunitarias si se consideran significativas.

Tabla 7: Promedios y desviaciones estándar de los estadísticos W en cada curva ABC obtenidos durante los muestreos para cada estación

Área	Fecha	Media		Desviación estándar		p-valor
		Con cultivo	Sin cultivo	Con cultivo	Sin cultivo	
Parachique	sep-13	0.21	0.44	0.1	0.1	0.173
	nov-13	0.21	0.30	0.1	0.2	0.547
	ene-14	0.29	0.33	0.04	0.2	0.065
	mar-14	0.25	0.26	0.06	0.1	0.471
	may-14	0.11	0.49	0.1	0.1	0.028*
Vichayo	sep-13	0.17	0.41	0.1	0.2	0.103
	nov-13	0.23	0.55	0.1	0.1	0.004*
	ene-14	0.21	0.32	0.2	0.1	0.281
Las Delicias	sep-13	0.18	0.16	0.1	0.2	0.538
	nov-13	0.21	0.24	0.04	0.1	0.617
	ene-14	0.23	0.39	0.1	0.1	0.533
	mar-14	0.29	0.36	0.1	0.2	0.037*
Barrancos	sep-13	0.29	0.35	0.2	0.1	0.683
	nov-13	0.14	0.32	0.2	0.2	0.820
	ene-14	0.24	0.26	0.1	0.1	0.965

La presencia de *A. purpuratus* permitió definir la zona con cultivo como un ambiente sin disturbios. Sin embargo, retirando este bivalvo del análisis, algunos muestreos pasaron de ser ambientes sin disturbio a disturbio moderado, como se observa en la Figura 9. Este es el caso de Parachique (Figura 9A) y Vichayo (Figura 9B), expresado en parte de la curva de abundancia se sobrepone de a la curva de biomasa. Mientras con Las Delicias y Barrancos siempre mantuvieron ambientes sin disturbios frente a la inclusión y exclusión de *A. purpuratus*. Aunque todos los valores estadísticos W presentaron disminuciones ante la exclusión de este bivalvo (Anexo 19). Clarke (1990) sostiene que un ambiente genuinamente perturbado se comprueba por el patrón que sigue toda la comunidad y no sólo por el patrón que produce una especie dominante. Siendo así, la exclusión de *A. purpuratus* de los análisis ABC, podría evidenciar un patrón real en la comunidad, donde existe mayor participación de otras especies oportunistas, las mismas que incrementaron sus dominancias en abundancia y biomasa sobre todo para las últimas fechas de muestreo.

Al parecer, este sería el efecto de *A. purpuratus* frente a los cambios del macrobentos en la diversidad biológica. Autores como Barnes y Hugnes (1988), sostienen que los cambios fisicoquímicos en el sedimento frente al aumento de materia orgánica, produce la acción de predadores que potenciarían las abundancias de individuos oportunistas; o la colonización de especies anóxicas sobre organismos bentónicos sensibles debido al cambio de las estructuras las valvas (Persong y Rosemberg, 1978). Además, ciertas especies indicadoras de poliquetos predominarían sobre otras especies, la cuales también incrementen su abundancia bajo condiciones de contaminación, particularmente en enriquecimiento orgánico (Warwick y Clarke, 1994; Pearson y Rosemberg, 1978).

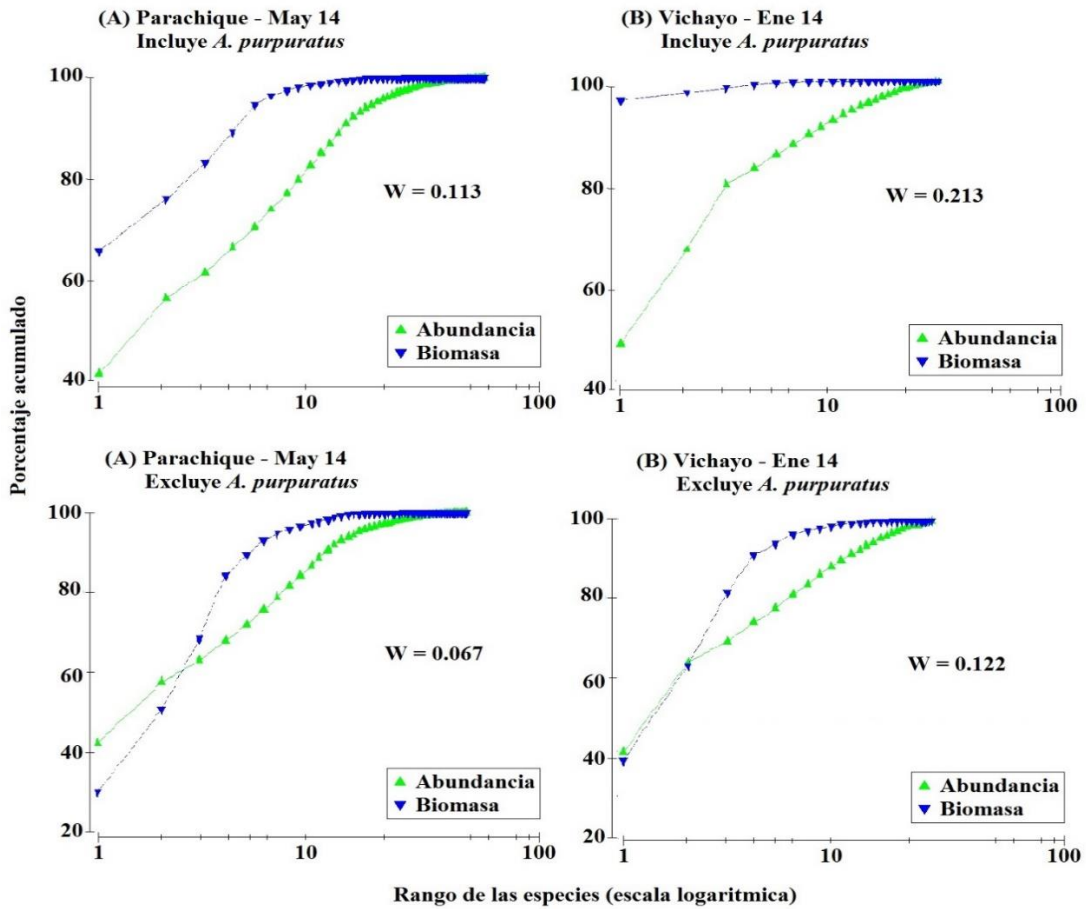


Figura 9: Curvas ABC incluyendo y excluyendo *A. purpuratus* entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación

4.3 CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA COMUNITARIA

4.3.1 ABUNDANCIAS

Los resultados de las disimilaridades totales para las abundancias en la Figura 10, presentó las taxas consideradas como discriminantes entre las zonas contrastadas con valores de contribución mayores al 5% (Anexo 9). De ellas, predominó el poliqueto *Platynereis bicanaliculata* contribuyendo a desde setiembre 2013 a enero 2014 con mayores abundancias favoreciendo a la zona con cultivo. Este poliqueto tuvo mayor contribución a la disimilaridad con un 12% desde setiembre 2013 y fue disminuyendo conforme continuaron los muestreos llegando a un 6% en mayo 2014. Este último, a pesar que presentó mayores abundancias promedio, su contribución dependió de la composición en el ensamblaje comunitario, la cual fue desplazada por el gasterópodo Columbelloidea con 15% de disimilaridad. A partir de enero 2014 el poliqueto *Nereis callaona*, se consideró discriminante al aumentar sus abundancias a favor de la zona con cultivo, alcanzando contribuciones de 6% a 9%. Ambos poliquetos pertenecen a la familia Nereidae, considerada cosmopolita al encontrarse en el intermareal, submareal de fondos rocosos (Paredes *et al.*, 1988) o arrecifes de sustratos duros, como camas de bivalvos de *A. purpuratus* y algunos cirrípedos (Uribe *et al.*, 2013). Son considerados predadores dentro de su grupo funcional alimenticio (Lomovasky *et al.*, 2015) y ha sido reportado en estudios de línea base en la bahía Sechura como una de las familias con mayor abundancia, junto a la familia Lumbrineridae y Capitellidae, asociados a indicadores típicos de condiciones enriquecedoras de materia orgánica o contaminadoras frente a altos niveles de sulfuro (Dubiller *et al.*, 1995 citado en Gutiérrez *et al.*, 2000).

El anfípodo *Elasmopus rapax* fue otro taxa que contribuyó a la disimilaridad en todas los muestreos con abundancias promedio mayores en la zona con cultivo y mantuvo su porcentaje de contribución a la disimilaridad entre 10% a 7%, exceptuando mayo 2014 con 5% de disimilaridad, debido a la contribución conjunta de otras taxas, como se muestra en la Figura 10. Esta especie se considera de alimentación depositívora (Schaal

et al., 2010), y según Paredes *et al.*, (1988), se caracteriza por vivir en hábitats poco profundos, arenosos o rocosos. Esta última característica contribuye a la variación de las abundancias entre ambas zonas (con y sin cultivo), como en enero 2014 cuando la abundancia fue mayor en la zona sin cultivo.

La familia Columbellidae se consideró discriminante desde marzo 2014 con 7%, sin embargo la disimilaridad aumenta en mayo 2014 con 15% de contribución en la disimilaridad entre zonas con abundancias promedio de 13 ind/m². Esta familia pertenece al grupo funcional carnívoro y según su hábitat se encuentra presente en sustratos con alto contenido de materia orgánica, lo cual coincide con las altas mortalidades de *A. purpuratus* y valvas vacías encontradas en los últimos muestreos, donde se encontraron en su mayoría especies de esta familia. Otras especies que aparecieron con menor frecuencia fueron el gasterópodo *Stramonita biserialis* e individuos de la familia Chitonidae en noviembre 2013 y marzo 2014, respectivamente. Ambas disimilaridades estuvieron a favor de la zona con cultivo y con contribuciones de 5%. *S. biserialis* es considerada como un depredador de *A. purpuratus*, mientras la familia Chitonidae es considerada herbívoros y fauna acompañante de praderas de *C. filiformis* y en bancos naturales de *A. purpuratus* (Imarpe, 2010).

Las especies causantes de disimilaridad en abundancias, fueron especies con diferentes grupos funcionales alimenticios, pero pertenecientes a sustratos duros e influenciados por sustratos con alto contenido orgánico. Lenihan y Oliver (1995) afirman que en estos tipos de sustratos la riqueza de especies se reduce, removiendo a especies raras del sistema, y se caracteriza por una alta dominancia de poliquetos y anfípodos oportunistas. A la larga estos organismos más tolerantes a altas concentraciones de sulfuro y bajo niveles de oxígeno disuelto monopolizaran la comunidad bajo estas condiciones (Gee *et al.*, 1985; Gao *et al.*, 2005; Karakassis *et al.*, 2000 citado en Johnston y Roberts, 2009).

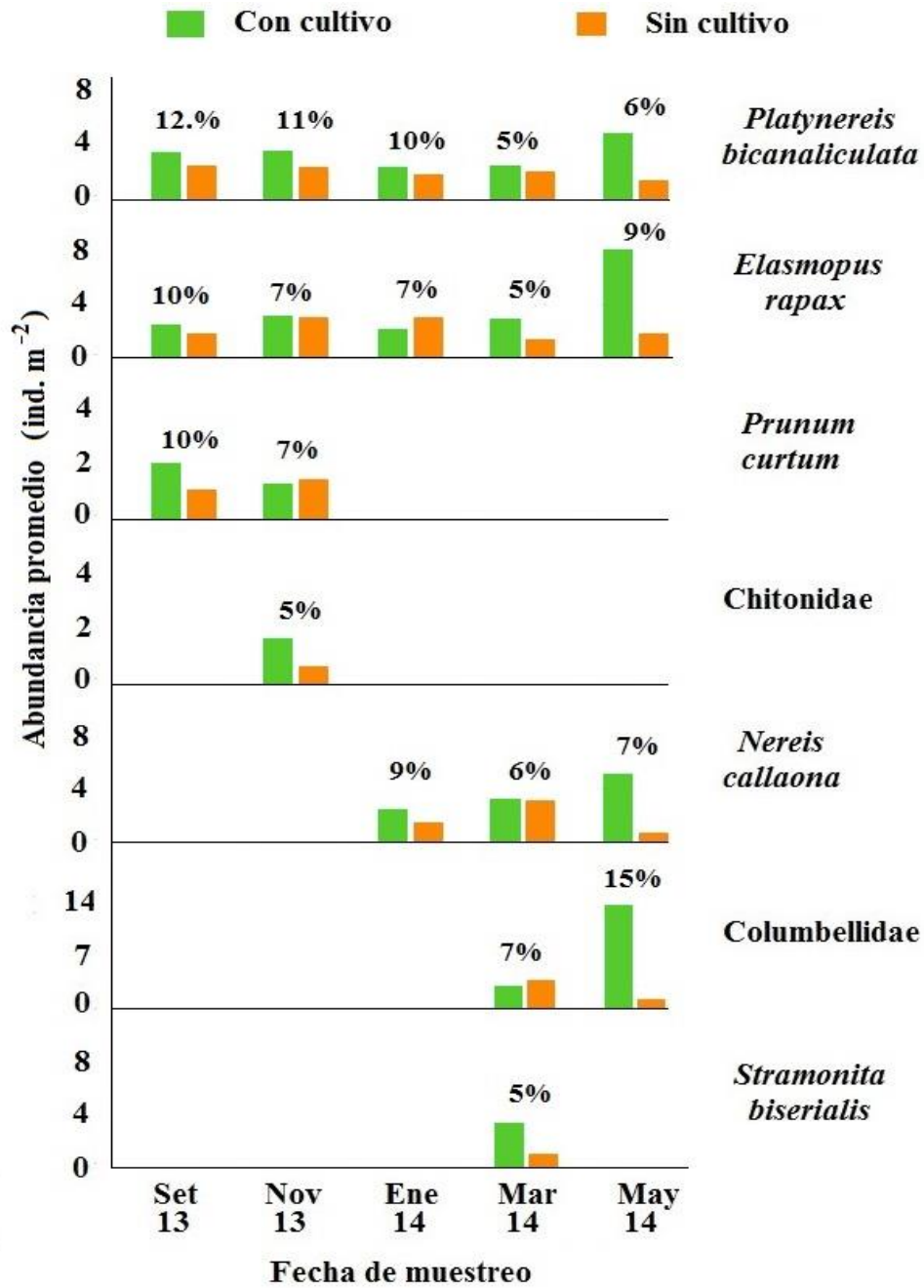


Figura 10: Análisis de disimilaridad para el total de abundancias promedio de las especies discriminantes entre zonas con cultivo y sin cultivo

4.3.2 BIOMASAS

Los resultados de las disimilaridades totales para las biomasas en la Figura 11, complementaron los resultados de abundancias (Anexo 8). Observando taxas discriminantes con mayores disimilaridades y durante más muestreos que las abundancias. La mayoría estuvieron conformadas por gasterópodos, dentro de ellas *Solenosteira fusiformis* presentó la mayor contribución en la zona con cultivo desde setiembre 2013 hasta mayo 2014 y con disimilaridades de 10% a 25%, respectivamente. Esta especie perteneciente a la familia Buccinidae se caracteriza por presentar epífitos de algas o cirrípedos y ha llegado a compartir hábitats con *Stramonita sp.*, *Crossata ventricosa* y *Crepidula sp.* (Fisher, 1995 en Uribe *et al.*, 2013) también presentes en este trabajo como especies discriminantes. Son considerados depredadores carnívoros y pertenecientes al hábitat del submareal arenoso rocoso (Paredes *et al.*, 1988 y Taylor *et al.*, 2007 y Lomovasky *et al.*, 2015) y considerados depredadores agresivos al insertar parte de su cuerpo en la presa y extraer partes blandas de sus presas. Por ello y al reportarse que sus presas pueden ser de tamaño considerable respecto al depredador (Vermeij, 1987), se consideran como depredadores agresivos de los individuos juveniles o adultos de *A. purpuratus* afectando la zona con cultivo.

Crossata ventricosa presentó biomasas mayores en la zona con cultivo para la mayoría de los muestreos, entre ellas los muestreos de marzo a mayo 2014. Sin embargo, los porcentajes de disimilaridad varían entre 8% a 20%, esto debido a la contribución de otras especies discriminantes entre ellas *S. biserialis* o *Thaisella chocolata*. Esta especie, parte de la familia Bursidae, comparte hábitat con otras especies competidoras como *Prunum curtum* y *Eurypanopeus transversus*, las cuales fueron observadas por Uribe *et al.*, (2013) y en este trabajo. Son considerados carnívoros depredadores de pequeños bivalvos y moluscos, observándose agregaciones fuertes donde hay mayor fuente de alimento (Keen, 1971 y Guzmán *et al.*, 1998 citado por Uribe *et al.*, 2013) y algunas de ellas se encuentran agregadas y epifitadas por cirrípedos y poliplacóforos (Keen, 1971). Debido a estas

características puede considerarse como depredador de los individuos de *A. purpuratus*, produciendo un impacto negativo en la zona con cultivo.

El gasterópodo *Crepidula striolata* presentó mayores biomásas en la zona con cultivo desde setiembre 2013 hasta marzo 2014, como epibiontes de *A. purpuratus*. Lomovasky *et al.*, (2015), reconoce esta especie en densidades naturales de valvas vacías de *A. purpuratus* y refiriéndose a ella como parte del grupo funcional suspensívoro superficiales en su estudio. Además, se pueden encontrar compartiendo hábitats con *Tegula spp.*, *Prunum curtum*, Chitonidae y *Caulerpa sp.* (Paredes y Cardoso, 2007 y Colin, 2003, citados en Uribe *et al.*, 2013), algunas encontradas en el presente trabajo como especies discriminantes.

El crustáceo *Cycloxanthops sexdecimdentatus* presentó variaciones en su biomasa a favor de la zona con cultivo para todos los muestreos con porcentajes de contribución en la disimilaridad de 7% a 13%. Esta especie se considera de amplio rango de distribución en diferentes estructuras del hábitat submareal tanto en sustratos rocosos, arena, conchuela (Paredes *et al.*, 1988), arenas finas con piedras y praderas de macroalgas (Uribe *et al.*, 2013). Dentro de su aspecto biológico, se alimentan de pequeños crustáceos y algas, mientras otros autores lo han registrado como organismos depositívoros (Paredes *et al.*, 1988 y Lomovasky *et al.*, 2015), lo cual coincide con el incremento de las biomásas los dos últimos muestreos a favor de la zona con cultivo, favorecida por la presencia de *A. purpuratus* y su mayor acumulación de materia orgánica.

La variación de las biomásas de *Tegula melaleucos* no favoreció a una zona específica, presentando biomásas bajas en la zona con cultivo para setiembre 2013 y enero 2014. Mientras en marzo 2014 se presentó altas biomásas con una contribución de 10% en la disimilaridad. Esta especie es considerada herbívora y se encuentra como epífitas en adhesión a macroalgas y sustratos duros (Uribe *et al.*, 2013). Esto podría explicar la variación de las biomásas entre las zonas contrastadas, debido a que los sustratos duros y

con presencia de macroalgas corresponden a las características de las zonas con cultivo y sin cultivo, respectivamente.

Contribuyendo con la disimilaridad a favor de las zonas con cultivo, se encuentran los gasterópodos *S. biserialis* y *T. chocolata*. Las biomásas presentaron una tendencia mayor en las disimilaridades con porcentajes de contribución altos, apareciendo desde noviembre 2013 y enero 2014, hasta mayo 2014. Ambas son consideradas de comportamiento gregario, depredador y carnívoro, alimentándose frecuentemente de bivalvos y carroña. Su comportamiento reproductivo necesita fondos duros sobre los cuales asentar sus huevos (Keen, 1971 y Marincovich, 1973 citados en Uribe *et al.*, 2013). De manera que pueden ser consideradas como un impacto negativo en el cultivo de *A. purpuratus*.

De los análisis de abundancia y biomasa, resaltó el gasterópodo *S. biserialis*, destacando para ambos datos. Lo cual indicaría una dominancia importante a nivel de los cambios estructurales en las zonas con cultivo. Además, esta especie puede vivir en un rango de hábitat más amplio ya sea entre fondos de arena con conchuela, en fango o praderas de alga (Uribe *et al.*, 2013), propiciando cualquiera de las dos zonas contrastadas como un posible hábitat. Por otro lado, para la mayoría de las variaciones en disimilaridad, la tendencia es un aumento en la abundancia y biomasa a favor de la zona con cultivo. Esto no se ve reflejado en los índices de diversidad debido a que las riquezas de especies y diversidades por una redundancia funcional permiten el reemplazo de especies en lugar de ser consideradas como una pérdida (Johnston y Roberts, 2009).

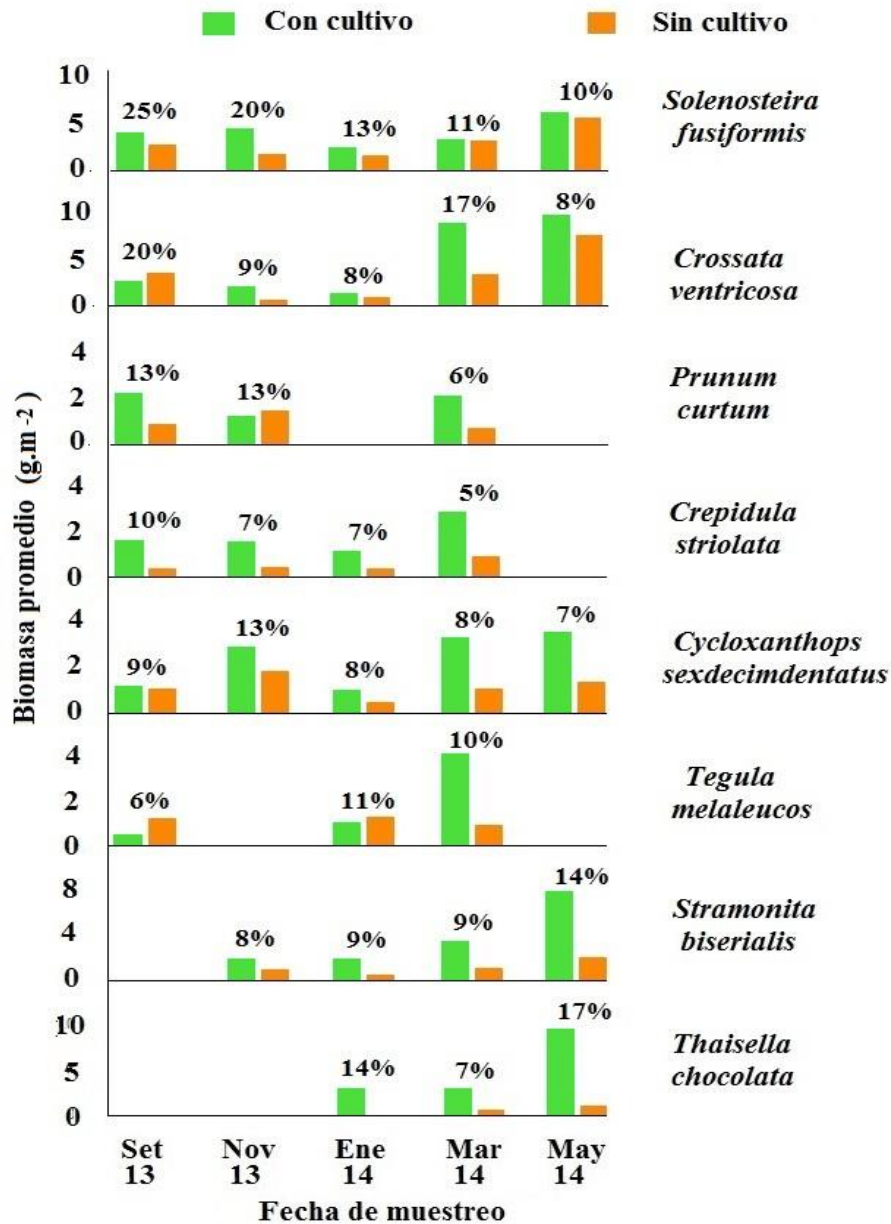


Figura 11: Análisis de disimilaridad para el total de biomasa promedio de las especies discriminantes entre zonas con cultivo y sin cultivo

La mayoría de especies que causaron las disimilaridades en las biomazas fueron gasterópodos considerados carnívoros de alta frecuencia y biomasa (Taylor *et al.*, 2007; Uribe *et al.*, 2013). A excepción de las especies herbívoras *Prunum curtum* y *T.*

melaleucos, las cuales causaron disimilaridades a favor de ambas zonas, debido a que estas especies estarían asociadas a bancos naturales de *A. purpuratus* y comunidades dominadas por la macroalga *C. filiformis* (Álamo y Valdivieso, 1987 en Uribe *et al.*, 2013). Sin embargo, el incremento de la biomasa de las especies consideradas gasterópodos depredadores en la zona con cultivo guardan relación con el reciente estudio realizado por Kluger *et al.*, (2016) referente al incremento de la densidad de *A. purpuratus* en la bahía de Sechura por el aumento del cultivo de fondo. Indicando que del año 1996 al 2010, el incremento de la densidad de este pectínido produjo variaciones en la disimilaridad de biomasa promedio de gasterópodos depredadores para la familia Bursidae (9.5%) y Buccinidae (9%). Además, en el mismo estudio un diagrama del flujo trófico identificó un mayor aumento de otros grupos aparte de los gasterópodos, como los crustáceos depredadores, poliquetos oportunistas y organismos bentónicos detritívoros. Los mismos grupos que encierran a las especies incluidas en este trabajo causantes de la disimilaridad entre zonas contrastadas tanto para la abundancia y biomasa.

El aumento de las abundancias y biomasa en las zonas con cultivo produjo una mayor dominancia de especies competidoras por espacios en sustratos duros. Este resultado coincidió con un estudio anterior de Ibarra y Mendo (sin publicar) en Pisco, donde mencionaron que la dominancia de especies estuvo directamente relacionada a la densidad de valvas de *A. purpuratus*, las cuales sirven de sustrato de fijación para diferentes especies de fondos duros y favoreciendo la presencia de otras especies, incrementando la complejidad de su hábitat (Lomovasky *et al.*, 2016) y potenciando la biomasa epibentónica (Powers *et al.*, 2007; Kluger *et al.*, 2016) y también la densidad de depredadores, como los presentados en este trabajo (Inglis y Gusi, 2003; Kluger *et al.*, 2016). Según Del Solar (2009) registró un incremento de estos depredadores favorecidos por el debilitamiento de *A. purpuratus* e incremento de materia orgánica. Contribuyendo a un impacto negativo en el cultivo de fondo como también es mencionado por Kluger *et al.*, (2016). El cambio de sustrato blando a sustrato duro, ofrecido por la estructura de *A. purpuratus* es parte de la modificación de incrementar la heterogeneidad del hábitat como rol de ingeniero ecológico. Sin embargo, la expansión del cultivo puede generar un hábitat

riguroso. Considerando un efecto negativo ante un control top-down en otros grupos bentónicos y que algunos organismos puedan tolerar.

4.3.3 COMPARACIÓN POR ESTACIÓN EXPERIMENTAL

Las taxas más representativas en abundancias (mayor al 10%), presentó 13 taxas representativas en Parachique. La zona con cultivo se diferencia de la zona sin cultivo en presentar taxas con mayor dominancia como *P. bicanaliculata* en noviembre 2013, *S. biserialis* en marzo 2014 y Columbelloidea en mayo 2014. La zona sin cultivo presentó más taxas con mayores abundancias y única representación del gasterópodo *C. ventricosa*, crustáceo *C. sexdecimdentatus* y anfípodo *Photis sp.* Aunque estas dos primeras especies fueron mayores en la zona con cultivo, esto debido al diseño del experimento que atrae a ejemplares adultos y son reclutados migrando del exterior al interior de la zona con cultivo.

En Vichayo se presentaron 13 taxas representativas las cuales se presentaron en ambas zonas contrastadas. Sin embargo, el gasterópodo *S. biserialis*, crustáceo *Pilumnoides perlatus* y el poliqueto *Nereis sp.*, fueron propios de la zona con cultivo. Mientras los crustáceos *Inachoides lambriformis*, *C. sexdecimdentatus*, *Pagurus villosus*, Columbelloidea y el anfípodo *Photis sp.*, estuvieron presentes en la zona sin cultivo.

Ambas zonas contrastadas presentaron taxas en común. Sin embargo, la zona con cultivo presentó abundancias representativas de los gasterópodos *C. ventricosa*, *C. striolata* y la familia Chitonidae. Mientras la zona sin cultivo a los crustáceos *Pinnixa transversalis*, *I. lambriformis*, *Acanthonyx petiverii* y el poliqueto *Nereis sp.* En marzo 2014 se presentaron mayores dominancias del crustáceo *C. sexdecimdentatus* y gasterópodo *C. striolata*. Mientras las especies *E. rapax* y *P. bicanaliculata* mantuvieron continuidad en ambas zonas contrastadas como epífitos de otros gasterópodos y como fauna acompañante de *C. filiformis*.

En Barrancos la mayoría de las taxas se presentaron en ambas zonas con y sin cultivo y tuvieron continuación a lo largo de las fechas de muestreo. Sin embargo, la zona sin cultivo presentó únicamente al poliqueto *N. grubei* y en la zona con cultivo presentó mayor representación del poliqueto *P. bicanaliculata* y el cirrípedo *Megabalanus sp.* Estas especies presentaron mayor asentamiento en las valvas de *A. purpuratus* (observación personal) y han sido registradas por otros autores (Pacheco y Gárate, 2005) como parte del efecto causado por el crecimiento de la biomasa las valvas de *A. purpuratus* en cultivo suspendido de bivalvos.

En todas las estaciones se observó que las taxas compartieron abundancia entre las zonas con y sin cultivo. Sin embargo, estas taxas representativas presentaron diferentes ensamblajes y en las zonas con cultivo existieron mayores dominancias. Esto coincidió con los resultados del análisis multivariado (Tabla 5), al ser consideradas diferencias significativas pero no consideradas como comunidades independientes. No todas las áreas tuvieron la misma cantidad de muestreos en el tiempo. Siendo así, Parachique presentó mayor número de muestreos, el cual permitió evaluar mayores cambios de dominancias producidos en la zona con cultivo. Mientras Vichayo, Las Delicias y Barrancos presentaron taxas más en común entre sus zonas contrastadas. Sin embargo, el tiempo de muestreo fue menor y no se pudo observar los posibles cambios que pudieron generar.

4.4 FACTORES BIÓTICOS Y ABIÓTICOS

4.4.1 TEMPERATURA Y OXÍGENO DISUELTO

Las temperaturas registradas pertenecieron a la temporada de primavera-verano, las cuales aumentaron desde setiembre 2013 hasta enero 2014, oscilando entre 15.2 ± 0.38 a 17.3 ± 0.84 °C. De enero a marzo 2014 Las Delicias y Parachique mostraron temperaturas más bajas a los meses anteriores. Sin embargo, en mayo 2014 continuó incrementando, alcanzando temperaturas de 20.6 ± 1.2 °C. Estos valores se encuentran dentro del rango

de temperaturas registradas por Quispe (2012) en el estudio de condiciones oceanográficas en la bahía Sechura (20.5 °C promedio a 10 metros de profundidad). Además, señaló que en Parachique fueron ligeramente cálidas en la fase de verano, debido al ingreso de aguas continentales frente a dicha área y la cual coincide con los datos obtenidos en mayo 2014 para este trabajo. Parachique y Vichayo presentaron temperaturas más bajas que Las Delicias y Barrancos (Tabla 8), esto puede deberse a las diferencias de profundidades. Sin embargo, las temperaturas coincidieron con las registradas por Mendo *et al.*, (2011) a 6 y 9 metros de profundidad en la bahía de Sechura.

Las concentraciones de oxígeno fueron mayores en Barrancos y Las Delicias, que en Vichayo y Parachique. Estas diferencias de concentraciones pueden deberse a las diferentes profundidades de cada áreas, siendo Barrancos la zona más somera con valores desde $4.1 \pm 1.5 \text{ mg.L}^{-1}$ a $4.49 \pm 1.6 \text{ mg.L}^{-1}$ y la zona más profunda en Parachique con valores desde $2.1 \pm 1.5 \text{ mg.L}^{-1}$ a $4.5 \pm 1.04 \text{ mg.L}^{-1}$. Estas concentraciones de oxígeno se encuentran dentro del rango registrado por Flores y Morón (2012) dentro de los estudios hidrográficos realizados en la bahía Sechura (4 a 8.5 mg.L^{-1} en superficie y 1 a 4 mg.L^{-1} en fondo). Además, señalaron que las concentraciones de oxígeno en el fondo disminuyen en relación a la profundidad, la cual es asociada al flujo de corrientes, tiempo de residencia del agua y las concentraciones de biomasa fitoplanctónica, las cuales son mayores en la superficie y es considerado un factor susceptible en los cultivos de fondo (Kluger *et al.*, 2015).

Tabla 8: Variables abióticas de setiembre 2013 a mayo 2014 para cada estación

Área	Fecha	Temperatura (°C)				Oxígeno disuelto (mgO ₂ /L)			
		Media	DE	Máx.	Mín.	Media	DE	Máx.	Mín.
Parachique	sep-13	15.29	0.39	16.19	14.61	3.51	1.00	6.33	1
	nov-13	16.40	0.61	17.55	15.05	3.34	1.14	6.66	0.88
	ene-14	19.19	1.21	21.61	17.21	3.03	0.96	5.63	0.22
	mar-14	17.31	1.61	20.85	15.70	2.11	1.25	5.37	0.24
	may-14	20.64	1.20	22.18	17.79	4.52	1.04	6.82	0
Vichayo	sep-13	15.23	0.38	16.27	14.42	3.36	0.93	5.93	0.00
	nov-13	16.66	0.77	19.51	15.20	4.21	1.28	7.53	0.00
	ene-14	19.43	1.16	21.63	17.46	3.40	1.02	5.98	0.00
Las Delicias	sep-13	15.85	0.49	19.66	15.08	3.71	1.05	6.82	1.71
	nov-13	17.34	0.84	19.88	15.76	4.32	1.26	7.95	2.05
	ene-14	19.63	1.38	22.54	17.60	3.76	1.23	6.77	1.19
	mar-14	19.46	1.32	22.22	16.76	3.14	1.35	6.55	0.09
Barrancos	sep-13	16.52	0.47	17.68	15.42	4.14	1.45	7.63	1.51
	nov-13	18.00	0.69	19.46	16.30	4.49	1.56	8.44	2.01
	ene-14	20.10	1.11	27.18	18.18	4.10	1.16	7.31	2.07

- **Presencia de *Argopecten purpuratus* y *Caulerpa filiformis***

Por medio de pruebas *a posteriori* los datos de abundancia y biomásas totales de *A. purpuratus* y *C. filiformis*, presentaron diferencias significativas entre las zonas con y sin cultivo (Tabla 9). Indicando estadísticamente un verdadero contraste entre las zonas contrastadas (con y sin cultivo) durante todo el periodo de muestreo. Sin embargo, la zona con cultivo las densidades disminuyeron, siendo menores a 30 ind.m⁻², como desde un inicio del experimento. Estas reducciones se relacionaron con el aumento del número de valvas vacías encontradas. Las diferencias significativas fueron con mayor prontitud en noviembre 2013 en Vichayo, luego en enero 2014 en

Parachique y Barrancos, y por último en marzo 2014 en Las Delicias; siendo el promedio más alto de valvas vacías encontradas en Parachique (24 ± 19 en zona con cultivo).

De la misma forma la presencia de la macroalga *C. filiformis*, se presentaron mayores biomásas en las zonas sin cultivo para todas las áreas, a excepción de Vichayo. No se dieron diferencias significativas para todos los muestreos, sólo para setiembre 2013 y enero 2014 en Parachique, noviembre 2013 en Vichayo y setiembre 2013 en Barrancos. Según González *et al.*, (2012) en la evaluación poblacional de la concha de abanico en bahía Sechura, esta macroalga se encuentra en gran cantidad, sobre todo en Parachique y Bayovar, pero también se considera como flora acompañante en el cultivo de *A. purpuratus*, debido a su importancia como lugar de asentamiento de las post larvas de este recurso. Además, esta macroalga puede ser encontrada en sustratos arenosos o mixtos, explicando por ello su presencia variable tanto en las zonas con cultivo y sin cultivo descritas en este trabajo.

Tabla 9: Presencia de variables bióticas de setiembre 2013 a mayo 2014 para cada estación experimental

Área	Fecha	<i>Argopecten purpuratus</i>						<i>Caulerpa filiformis</i>								
		Abundancia (ind/m ²)			Vacías (ind/m ²)			Biomasa (kg/m ²)								
		Con cultivo		Sin cultivo		p-valor	Con cultivo		Sin cultivo		p-valor	Con cultivo		Sin cultivo		p-valor
		Media	DE	Media	DE		Media	DE	Media	DE		Media	DE	Media	DE	
Parachique	sep-13	29	11	1	1	0.028*	2	2	1	1	0.102	0.03	0.04	0.41	0.24	0.028*
	nov-13	31	7	2	2	0.027*	3	3	1	1	0.131	0.1	0.05	0.23	0.12	0.075
	ene-14	27	5	1	1	0.027*	3	3	0	0	0.042*	0.04	0.03	0.17	0.08	0.046*
	mar-14	34	6	3	1	0.028*	7	9	0	0	0.027*	0.05	0.03	0.14	0.07	0.075
	may-14	13	9	1	0	0.046*	24	19	0	0	0.027*	0.01	0.01	0.03	0.03	0.273
Vichayo	sep-13	18	7	3	2	0.003*	2	3	0	0	0.066	0.16	0.05	0.14	0.11	0.702
	nov-13	27	5	3	2	0.0002*	2	1	0	0	0.042*	0.26	0.08	0.17	0.09	0.035*
	ene-14	24	4	2	1	0.0001*	3	2	0	0	0.026*	0.26	0.28	0.22	0.14	0.764
Las Delicias	sep-13	27	13	2	2	0.028*	1	2	0	1	0.414	0.02	0.02	0.08	0.11	0.6
	nov-13	30	15	3	2	0.028*	2	2	0	0	0.066	0.16	0.1	0.17	0.1	0.753
	ene-14	30	6	1	2	0.027*	2	3	0	0	0.109	0.26	0.14	0.26	0.2	0.955
	mar-14	41	21	2	2	0.028*	2	1	1	1	0.041*	0.16	0.1	0.18	0.14	0.889
Barrancos	sep-13	35	10	1	1	0.0003*	3	3	1	0	0.066	0.01	0.01	0.06	0.05	0.022*
	nov-13	25	7	2	1	0.001*	3	3	1	1	0.066	0.02	0.04	0.03	0.04	0.345
	ene-14	22	6	1	1	0.028*	1	3	0	0	0.043*	0.02	0.03	0.04	0.03	0.249

4.4.2 ANÁLISIS INTEGRADO DE FACTORES BIÓTICOS Y ABIÓTICOS

El análisis de correlación *a posteriori* entre la presencia de *A. purpuratus* y *C. filiformis* y las estructuras comunitarias expresadas en biomásas, por medio del análisis BIOENV son presentadas en la Tabla 10. La mayoría de los muestreos presentaron correlaciones significativas para la biomasa de *A. purpuratus* y segundo la biomasa de *C. filiformis*. Las correlaciones de biomasa *A. purpuratus* fueron reemplazadas por las valvas vacías encontradas en las zonas con cultivo, como sucedió en Parachique, Vichayo y Barrancos. Mientras la biomasa de *C. filiformis* y valvas vacías de *A. purpuratus*, se relacionaron mejor en el ensamblaje comunitario del macrobentos sólo a inicios y finales de las fechas de muestreo, respectivamente. Esta información reconoce la participación de la macroalga *C. filiformis*, como una especie capaz de comprender en ella otras comunidades. Esto guarda relación con estudios de Johnston y Roberts (2009) reconociendo a las macroalgas como potenciales hábitats, sobre todo en especies oportunistas, rápido crecimiento y posible resiliente a la contaminación (Edwards, 1975; Johnston y Roberts, 2009). Sin embargo, el efecto de *A. purpuratus* es mayor para la mayoría de los muestreos y ambas especies en conjunto pueden funcionar como refugio para gasterópodos altamente vulnerables a posibles depredadores (Guay y Himmelman, 2004). Los valores Rho en las correlaciones de Spearman, coinciden con las diferencias significativas del análisis multivariado *post-hoc* (Tabla 6). Encontrando diferencias en la estructura del macrobentos por efectos de *A. purpuratus* (vivas o vacías) durante el periodo de experimentación. Además, estos indicaron diferentes niveles de correlaciones para cada área experimental. Siendo correlaciones moderadas a buenas (Rho 0.4 a 0.8) en Parachique. Correlaciones bajas (Rho 0.2 a 0.4) en Vichayo, a excepción del último muestreo. Los primeros muestreos en Las Delicias presentaron correlaciones bajas e incrementando en los últimos muestreos. Por último, las correlaciones de Barrancos fueron bajas a mínimas (Rho 0 a 0.4) y sólo noviembre 2013 resultó significativa. Esto confirmaría que el efecto de *A. purpuratus* no es lo mismo para cada área experimental.

Tabla 10: Análisis *A posteriori* BIOENV para las variables *Argopecten purpuratus* y *Caulerpa filiformis* en relación con la variación comunitaria del macrobentos

Área	Fecha	VARIABLES	Rho	p-valor
Parachique	sep-13	Biomasa <i>A. purpuratus</i> , Biomasa <i>C. filiformis</i>	0.599	0.001*
	nov-13	Biomasa <i>A. purpuratus</i> , Biomasa <i>C. filiformis</i>	0.536	0.002*
	ene-14	Biomasa <i>A. purpuratus</i>	0.363	0.002*
	mar-14	Biomasa <i>A. purpuratus</i>	0.541	0.001*
	may-14	Vacías <i>A. purpuratus</i>	0.582	0.001*
Vichayo	sep-13	Biomasa <i>A. purpuratus</i> , Biomasa <i>C. filiformis</i>	0.319	0.007*
	nov-13	Biomasa <i>A. purpuratus</i> , Vacías <i>A. purpuratus</i>	0.444	0.002*
	ene-14	Vacías <i>A. purpuratus</i>	0.679	0.001*
Las Delicias	sep-13	Biomasa <i>A. purpuratus</i>	0.303	0.001*
	nov-13	Biomasa <i>A. purpuratus</i>	0.35	0.016*
	ene-14	Biomasa <i>A. purpuratus</i> , Biomasa <i>C. filiformis</i>	0.618	0.001*
	mar-14	Biomasa <i>A. purpuratus</i> , Biomasa <i>C. filiformis</i>	0.561	0.001*
Barrancos	sep-13	Biomasa <i>A. purpuratus</i> , Biomasa <i>C. filiformis</i>	0.116	0.054
	nov-13	Biomasa <i>A. purpuratus</i> , Biomasa <i>C. filiformis</i>	0.333	0.004*
	ene-14	Vacías <i>A. purpuratus</i>	0.214	0.034

Las gráficas de ordenación de cada estación experimental y el análisis de los modelos lineales expresados en distancias se encontraron expresados desde la Figura 12 hasta la Figura 15. Los resultados presentaron a Parachique y Vichayo como las estaciones donde cada variable predijo individualmente la variación de la biota de forma significativa (DistLM prueba individual). Sin embargo, no todos los conjuntos de variables estuvieron incluidos en todas las estaciones experimentales. La única variable en común que estuvo presente en las mejores soluciones de los modelos en todas las estaciones experimentales fue la biomasa de *A. purpuratus*.

La biomasa de *A. purpuratus* y *C. filiformis*, valvas vacías de *A. purpuratus* y temperatura fueron las que mejor predijeron el ensamblaje del macrobentos en Parachique, explicando el modelo con un coeficiente de determinación del 22% (Anexo 20). En la Figura 16 se muestra la ordenación de los puntos del macrobentos, donde el

primer eje explicó 45.9% de la variación ajustada y 10% de la variación total, correlacionando a las valvas vacías de *A. purpuratus* y la temperatura como variables predominantes (dbRDA1 0.59 y 0.48). El segundo eje explicó 23.4% de la variación ajustada y 5.1% de la variación total, correlacionando biomasa de *A. purpuratus* y *C. filiformis* como variables predominantes (dbRDA2 0.71 y -0.532).

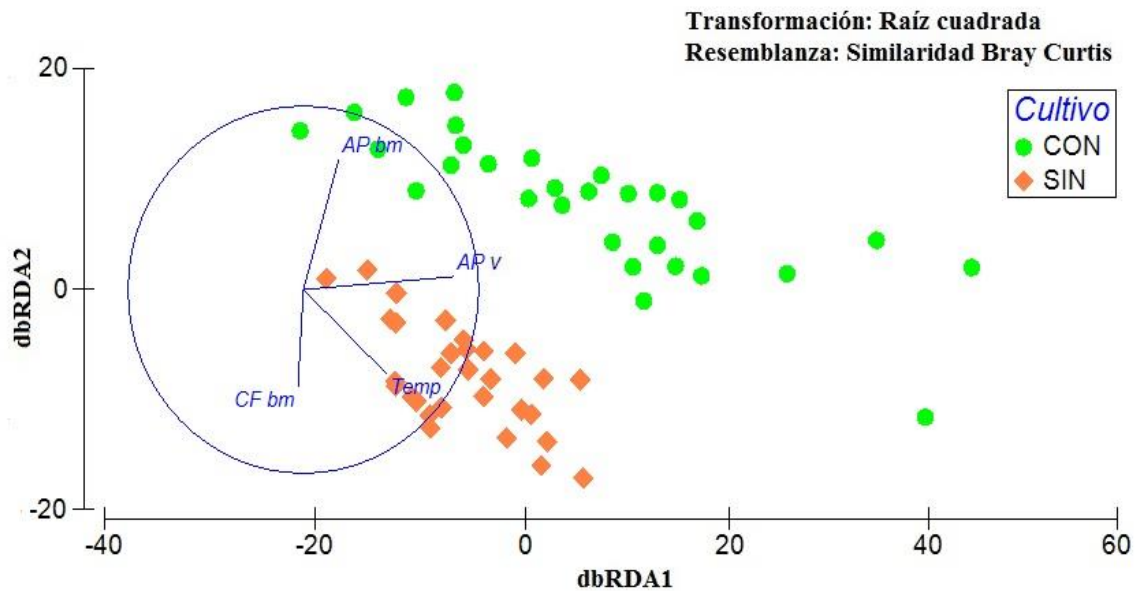


Figura 12: Gráfica de ordenación dbRDA con las variables seleccionadas por el modelo lineal (distLM) en Parachique. Vectores azules son los parámetros biomasa de *C. filiformis* (CF bm) y *A. purpuratus* (AP bm), valvas vacías de *A. purpuratus*

La biomasa de *A. purpuratus* y *C. filiformis*, valvas vacías de *A. purpuratus*, temperatura y oxígeno disuelto, fueron las variables que predijeron mejor el ensamblaje del macrobentos en Vichayo, explicando un modelo lineal con un coeficiente de determinación de 31% (Anexo 21). En la Figura 13 se muestra que la ordenación de los puntos del macrobentos, donde el primer eje explicó 44.6% de la variación ajustada y 13.9% de la variación total, correlacionando la biomasa y valvas vacías de *A. purpuratus* como variables predominantes (dbRDA1 0.63 y 0.48). El segundo eje explicó 25.4% de

la variación ajustada y 7.9% de la variación total, correlacionando el oxígeno disuelto y la temperatura como variables predominantes (dbRDA2 0.56 y -0.75).

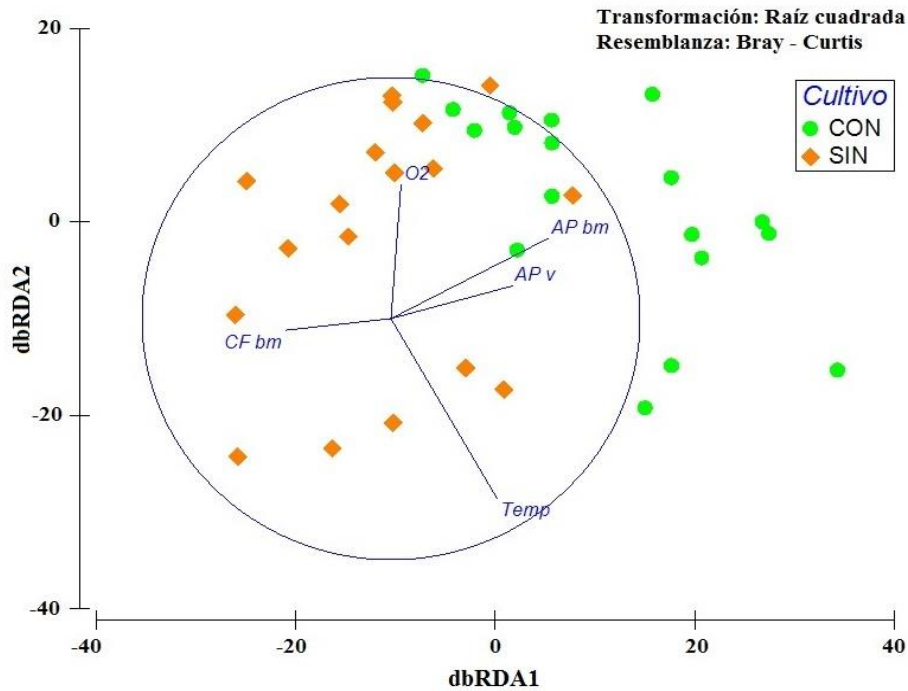


Figura 13: Gráfica de ordenación dbRDA con las variables seleccionadas por el modelo lineal (distLM) en Vichayo. Vectores azules son los parámetros biomasa de *C. filiformis* (CF bm) y *A. purpuratus* (AP bm), valvas vacías de *A. purpuratus* (AP v), temperatura (Temp) y oxígeno disuelto (O2).

La biomasa de *A. purpuratus* y *C. filiformis*, temperatura y oxígeno disuelto fueron las que mejor predijeron el ensamblaje del macrobentos en Las Delicias, explicando el modelo con un coeficiente de determinación de 34% (Anexo 22). La Figura 14 presentó la gráfica de ordenación, donde el primer eje explicó 66.2% de la variación ajustada y 23% de la variación total, correlacionando a la variable temperatura como predominante (dbRDA1 -0.94). El segundo eje explicó 10.5% de la variación ajustada y 7.9% de la variación total, correlacionando el oxígeno disuelto y la biomasa de *C. filiformis* como variables predominantes (dbRDA2 0.72 y -0.62). Además, se presentó el dbRDA3 para

una mejor disposición de puntos, mostrando a la biomasa de *A. purpuratus* como variable predominante (dbRDA3 0.907).

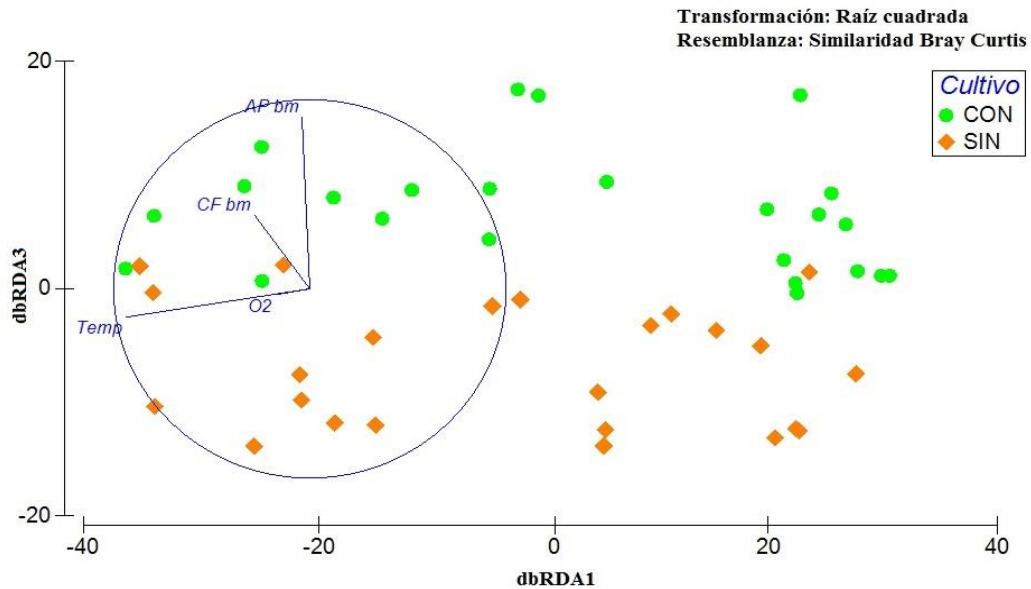


Figura 14: Gráfica de ordenación dbRDA con las variables seleccionadas por el modelo lineal (distLM) en Las Delicias. Vectores azules son los parámetros biomasa de *C. filiformis* (CF bm) y *A. purpuratus* (AP bm), temperatura (Temp) y oxígeno disuelto (O2).

La biomasa de *A. purpuratus* y temperatura fueron las variables que predijeron mejor el ensamblaje del macrobentos en Barrancos, explicando el modelo lineal con un coeficiente de determinación de 26% (Anexo 23). En la Figura 19 se presentó la gráfica de ordenación, donde los puntos representan separación entre las estructuras comunitarias para las zonas con cultivo y sin cultivo, a pesar de no resultar ser significativas para las pruebas multivariadas. Sin embargo, se observó el primer eje explicó 74.3% de la variación ajustada y 18.8% de la variación total, correlacionando como variable predominante a la temperatura (dbRDA1 -0.994). El segundo eje explicó el 25.7% de la variación ajustada y 6.5% de la variación total, correlacionando como variable predominante a la biomasa de *A. purpuratus* (dbRDA2 0.994).

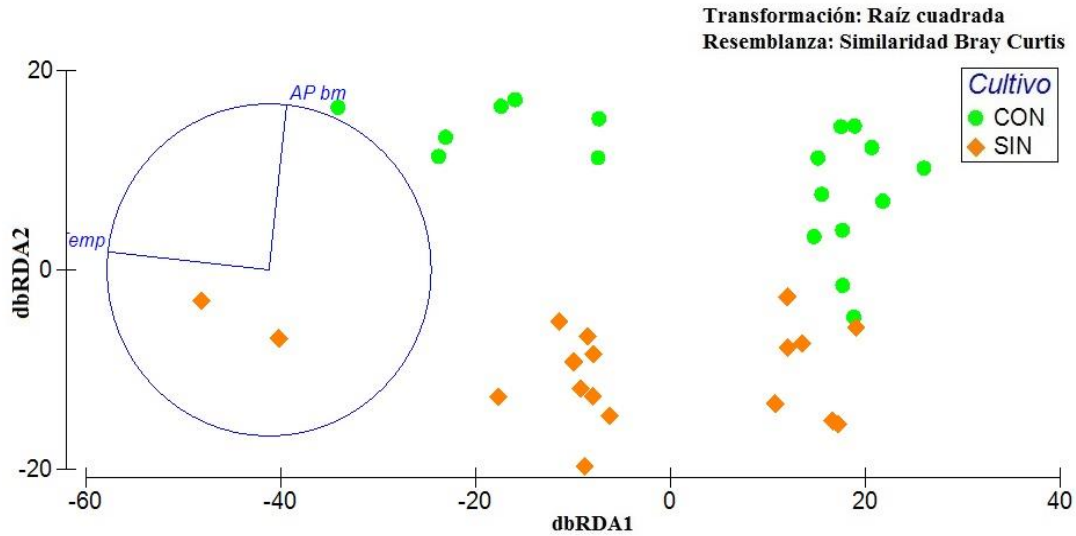


Figura 15: Gráfica de ordenación dbRDA con las variables seleccionadas por el modelo lineal (distLM) en Barrancos. Vectores azules son los parámetros biomasa de *C. filiformis* (CF bm) y *A. purpuratus* (AP bm) y valvas vacías de *A. purpuratus* (AP v)

Los valores del coeficiente de determinación R^2 presentaron porcentajes menores al 50%. Estos bajos porcentajes pueden deberse a la influencia de otras variables explicativas más importantes en las variaciones de los modelos (Legendre y Anderson, 1999), las cuales no fueron registradas en el presente trabajo y debieron ser consideradas variables relevantes en este estudio. La salinidad y tipo de sustrato son asociados a estudios realizados en la bahía Sechura, registrando valores en diferentes puntos de la bahía por el efecto del estuario de Virrilá, la recirculación de agua en la bahía por efecto de las corrientes y los cambios de sustratos arenosos a arcillosos (Imarpe, 2007).

Todas las gráficas de ordenación de cada estación experimental presentaron separaciones entre las estructuras comunitarias en zonas con cultivo y sin cultivo. Esta separación guarda relación con la presencia de *A. purpuratus* y su efecto sobre el cultivo de fondo propiciando cambios de sustratos arenosos a sustratos duros y de mayor materia orgánica, esto hace que la presencia de este recurso bajo determinadas densidades pueda comportarse como un posible ingeniero ecológico (Gutiérrez *et al.*, 2013).

Las variables de temperatura y oxígeno disuelto no explicaron una relación entre las diferencias de las estructuras comunitarias con y sin cultivo, debido a que no existieron cambios relevantes por la proximidad de las zonas con cultivo y sin cultivo. Sin embargo, a nivel temporal tuvieron un efecto en el cambio de las estructuras comunitarias del macrobentos para ambas zonas con y sin cultivo. Otra variable a considerar es las diferencias entre las profundidades de cada estación experimental, produciendo

V. CONCLUSIONES

- Se comprobó la existencia de diferencias significativas en la estructura comunitaria del macrobentos por efecto del cultivo de fondo de *Argopecten purpuratus*, existiendo mayores abundancias y biomasas a favor de la zona con cultivo para tres áreas diferentes de la bahía Sechura.
- El cultivo de fondo de *Argopecten purpuratus* a una densidad de 30 ind/m² no presentó perturbación sobre las estructuras comunitarias del macrobentos. Sin embargo, las especies que colonizaron las zonas con cultivo se asocian al cambio de sustrato y enriquecimiento de materia orgánica.
- La diversidad presentó cambios temporales por efecto de la dominancia para los análisis univariados. Sin embargo, existieron diferencias significativas en abundancias para los análisis multivariados, siendo mayores abundancias en la zona con cultivo.
- Las especies que causaron las disimilaridades entre las estructuras comunitarias del macrobentos pertenecieron a hábitats de fondos duros o mixtos y pertenecieron al grupo funcional de los depredadores oportunistas y depositívoros superficiales.
- Los parámetros ambientales temperatura y oxígeno disuelto producen una variación sensible en los cambios de estructuras comunitarias de forma temporal, mas no diferencias entre zonas con cultivo y sin cultivo.
- La mortalidad de *Argopecten purpuratus* expresado en valvas vacías encontradas y la presencia de *Caulerpa filiformis*, contribuyen a las diferencias entre los ensamblajes comunitarios entre zonas con cultivo y sin cultivo.

VI. RECOMENDACIONES

- Ampliar los estudios sobre el macrobentos en periodos prolongados de un año, con respecto a las comunidades que se relacionan en el cultivo de concha de abanico, para así establecer cambios estacionales de las variaciones en las estructuras comunitarias.
- Realizar estudios de presencia y ausencia del cultivo de concha de abanico a mismas profundidades, considerando el efecto del experimento por sí mismo e incluyendo una relación con factores ambientales ligados al bentos directamente, como tipo de sustrato y potencial de hidrogeno.
- Realizar estudios más complejos sobre la bioecología de las especies que se relacionen con el cultivo de concha de abanico, para establecer con seguridad sus redes tróficas y no sólo a los individuos considerados recursos.
- Realizar estudios para detectar cambios en la estructura comunitaria del bentos usando diferentes densidades de siembra.
- En términos productivos se recomienda manejar un nivel de siembra con densidades intermedias (30 ind/m²) para evitar el debilitamiento de la concha de abanico e incremento de especies oportunistas como depredadores que puedan generar altas mortalidades.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEX. Asociación de exportadores. 2014. Sistema de datos comerciales sobre exportaciones en el Perú. www.adexperu.org.pe.

ÁLAMO, V.; Valdivieso, V. 1987. Lista Sistemática de Moluscos Marinos del Perú. Inst. Mar Perú. Boletín volumen extraordinario.

ALCÁZAR, J.; MENDO, J. 2008. Crecimiento y supervivencia de juveniles de *Argopecten purpuratus* en sistemas de fondo y suspendido en la zona de Casma, Perú. *Ecología Aplicada*. 7(1,2).

ANDERSON, M. 2003. DISTLM forward: a FORTRAN computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model using forward selection. New Zealand, Department of Statistics, University of Auckland.

ANDERSON, M.; GORLEY, R.; CLARKE, R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E Ltd. Plymouth, UK. 214 p.

ANDERSON, M. 2011. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*. 26 (1): 32-46.

ARDILA, N.; BÁEZ, D.; VALDÉS, A. 2007. Biota Colombiana: Babosas y liebres de mar (Mollusca, Gastropoda y Opisthobranchia) de Colombia. *Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal*. 8(2):185-197.

AUSTER, P.; MALATESTA, R. 1991. Effects of scale on predation patterns. Eds. Shumway, S.; Sandifer, P. *Scallops Biology and Culture. Selected papers from the 7th Internat. Pectinid. Workshop*. pp: 198 – 203.

- AVENDAÑO, M.; CANTILLÁNEZ, M. 1996. Efectos de la pesca clandestina, sobre *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819), en el banco de La Rinconada, II Región. Cienc. Tec. Mar, 19(1), 57-65.
- BADII, M.; LANDERO, J.; CERNA, E. 2008. Species association patterns and sustainability. International Journal of Good Conscience. 3(1): 632-660.
- BARBEAU, M. 1995. Effects of predators on the dynamics of seed scallop populations. Book of Abstracts 10 th Int. Pectinid. Workshop. Eds: Scheibling, R.; Hatcher, B. pp.70-71.
- BARBEAU, M.; HATCHER, B.; SCHEIBLING, R.; HENNIGAR, A.; TAYLOR, L.; RISK, A. 1996. Dynamics of juveniles sea scallops (*Placopecten magallanicus*) and their predators in bottom seeding trials in Lunenburg Bay, Nova Scotia. Can J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2494 – 2512.
- BOSCHEN, R.; ROWDEN, A.; CLARK, M.; BARTON, S.; PALLETIN, A.; GARDNER, J. 2015. Megabenthic assemblage structure on three New Zealand seamounts: implications for seafloor massive sulfide mining. Mar. Ecol. Prog. Ser. 52:1-14
- BRAND, A. 1991. Scallops ecology. Distribution and behavior. In S. Shumway (ed.), Scallops: Biology, ecology and aquaculture. 517-583 pp. Elsevier, Amsterdam.
- BULLERI, F. 2005. Role of recruitment in causing differences between intertidal assemblages on seawalls and rocky shores. Mar. Ecol. Prog. Ser. 287, 53 – 65.
- BUSCHMANN, A. 2001. Impacto de la acuicultura. El estado de la investigación en Chile y el mundo. Fundación Terram. Santiago, Chile. 67 p.
- BREITBURG, D.; PALMER, M.; LOHER, T. 1995. Larval distribution and the spatial patterns of settlement of an oyster reef fish: responses to flow and structure. Mar. Ecol. Prog. Ser. 125, 45-60.

- CANTILLANEZ, M.; AVENDAÑO, M.; THOUZEAU G.; PENEÉ, M. 2005. Reproductive cycle of *Argopecten Purpuratus* (Bivalvia: Pectinidae) in La Rinconada marine reserve (Antofagasta, Chile): Response to environmental effects of El Niño and La Niña. *Aquaculture*. 246: 181-195.
- CASTILLA, J.; LAGOS, N.; CERDA, M. 2004. Marine ecosystem engineering by the alien ascidian *Pyura praeialis* on a mid-intertidal rocky shore. *Marine Ecology Progress Series*. 268:119-130.
- CIOCCO F.; ORENSANZ, J. 2001. Depredación.: Los moluscos pectínidos en ibero américa. Maeda-Martínez (Eds.). *Ciencia y Acuicultura*. 14: 267-284.
- CLARKE, K. 1990. Comparisons of dominance curves. *Exp. Mar. Biol. Ecol. Elsevier*. 138: 143-157.
- CLARKE, K. 1994. Habitat partitioning by Chaenopsid blennies in Belize and the Virgin islands. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists*. 2(1): 398-405.
- CLARKE, K.; AINSWORTH, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog.* 92: 205-219.
- CLARKE, K.; GORLEY, R. 2006. User manual/tutorial PRIMER v6. PRIMER-E. Plymouth, UK.
- CLARKE, K.; WARWICK, R. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E. Plymouth, UK. 2 ed.
- COSTA, F.; OLIVEIRA, A.; CASTILLO, M. 2006. Inventory of benthic macroinvertebrates diversity in the Environmental Station Reservoir of Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*. 1(1): 17-23.

CRAIN, C.; BERTNESS, M. 2006. Ecosystem engineering across environmental gradients: Implications for conservation and management. *BioScience*. 56(3): 211-218.

DE LA CADENA, D. 2004. Efecto del cultivo de fondo de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) sobre la productividad primaria en playa Atenas, Bahía Paracas, durante primavera 2004 – verano 2005. Universidad Nacional Agraria la Molina. 105p.

DEL SOLAR, A.; MENDO, J. 2011. Dispersión y movimiento de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) bajo tres modalidades de siembra en la bahía Sechura. Bases científicas y tecnológicas para incrementar la productividad del cultivo de concha de abanico en áreas de repoblamiento en la Bahía Sechura. Libro de resúmenes del seminario. Ed. Mendo, J. 2010. Proyecto FINCYT – Contrato Nro. 01 – 2009. Piura.

DEL SOLAR, A. 2012. Dispersión y movimiento de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) bajo tres modalidades de siembra en la Bahía Sechura. Tesis de la Facultad de Pesquería. Universidad Nacional Agraria la Molina. 96p.

DERKSEN, S.; KESELMAN, H. 1992. Backward, forward and stepwise automated subset selection algorithms: Frequency of obtaining authentic and noise variables. *Br. J. Math. Stat. Psychol.* 45(2): 265-282.

FERREIRA, J.; GRANT, J.; VERNER-JEFFREYS, D.; TAYLOR, N. 2013. Carrying Capacity for Aquaculture, Modeling Frameworks for Determination of. In: Christou, P., Savin, R.; Costa-Pierce, B.; Misztal, I.; Whitelaw, B. (eds.). *Sustainable Food Production*, Springer, Science, Business Media New York. 417- 448 pp.

FILGUEIRA, R.; GRANT, J.; STUART, R.; BROWN, M. 2013. Ecosystem modelling for ecosystem-based management of bivalve aquaculture sites in data-poor environments. *Aquaculture Environment Interactions*. 4: 117-133.

FILGUEIRA, R.; COMEAU, L.; GUYONDET, T. 2015. Modelling carrying capacity of bivalve aquaculture: a review of definitions and methods. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Doc. 2015/002. Ottawa, Canada. 31p.

FLORES, F.; MINA, L.; FIESTAS, H.; ACASIETE, A. 2005. Estudio de recursos biológicos y áreas productivas de la Bahía Sechura, Piura. Informe final. Piura, Perú. 69p.

GÓMEZ-LEMONS, L.; CRUZ, N.; DUQUE, G. 2010. Composición y estructura del ensamblaje de crustáceos Brachyura de la plataforma continental de la Guajira colombiana y su relación con la profundidad y las características del sedimento. Bol. Invest. Mar. Cost. Santa Marta, Colombia. 39(2): 359-379.

GUICHARD, F.; BOURGET, E. 1998. Topographic heterogeneity, hydrodynamics and benthic community structure: a scale-dependent cascade. Mar. Ecol. Prog. Ser. 171, 59-70.

GUAY, M.; HIMMELMAN, J. 2004. Would adding scallop shells (*Chlamys islandica*) to the sea bottom enhance recruitment of commercial species? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 299-317.

GUTIÉRREZ, J.; JONES, C.; STRAYER, D.; IRRIBARNE, O. 2003. Mollusks as ecosystem engineers: The role of shell production in aquatic habitats. Oikos. 101: 79-90.

HALFTER, G.; MORENO, C.; PINEDA, O. 2001. Manual para evaluación de la biodiversidad en reservas de la biosfera. M&T-Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España. 2. 80 p.

HALFFTER, G.; MORENO, C. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma, en G. Halfter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (Eds.). Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa. Zaragoza, España. 5-18 p.

HERNÁNDEZ ARANA, H.; ROWDEN A.; ATTRILL, M.; WARWICK R.; GOULD-BOUCHOT, G. (2003). Large-scale environmental influences on the benthic macroinfauna of the southern Gulf of Mexico. *Est Coast Shell Si* 58: 825-841.

IBARRA, A.; MENDO, J. (sin publicar). Variabilidad temporal en la composición y estructura de la macrofauna bentónica en la playa Atenas, Pisco. Facultad de Pesquería. Universidad Nacional Agraria la Molina.

IMARPE Instituto del mar del Perú. 2007. Estudio de línea base de la Bahía Sechura. Instituto del Mar del Perú. Callao, Perú.

IMARPE. Instituto del mar del Perú. 2012. Estudio bio-oceanográfico para determinación de la capacidad de carga en la bahía Sechura. Informe final del Instituto del Mar del Perú. Contrato N°83-2011-PRODUCE-UE01.

INGLIS, G.; GUSI, N. 2003. Potential indirect effects of shellfish culture on the reproductive success of benthic predators. *J. Appl. Ecol.* 40: 1077-1089.

INGLIS, G.; HAYDEN, B.; ROSS, A. 2000. An Overview of Factors Affecting the Carrying Capacity of Coastal Embayments for Mussel Culture. NIWA, Christchurch. 31p.

JONES, C.; LAWTON, J.; SHACHAK, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*. 69: 373-386.

JONES, C. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*. 78: 1946-1957.

JOHNSTON, E.; ROBERTS, D. 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. *Environmental Pollution*. 157: 1745-1752.

KALASHNIKOV, V. 1991. Fisheries and aquaculture: Soviet Union. Eds. Shumway, S. *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*. Elsevier Publ. 1057 – 1082 pp.

KEEN, A. 1971. Sea shells of tropical west America. Stanford University Press. Stanford (California). 1064 pp.

KLUGER, L.; TAYLOR, M.; MENDO, J.; TAM, J.; WOLFF, M. 2015. Carrying capacity simulations as a tool for ecosystem-based management of a scallop aquaculture system. Ecol. Model. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.09.002>.

KLUGER, L.; TAYLOR, M.; BARRIGA, E.; TORRES, E.; WOLFF, M. 2016. Assessing the ecosystem impact of scallop bottom culture through a community analysis and trophic modelling approach. Mar. Ecol. Prog. Ser. 347: 121-135.

LEGENDRE, P.; ANDERSON, M. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. Ecol. Monogra. 69: 1-24.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. 2012. Numerical Ecology. Elsevier. Amsterdam. 2 ed.

LENIHAN, H.; OLIVER, J. 1995. Anthropogenic and natural disturbance to marine benthic communities in Antarctica. Ecological Applications. 5: 311-326.

LINK, H.; CHAILLOU, G.; FOREST, A.; PIEPENBURG, D.; ARCHAMBAULT, P. 2013. Multivariate benthic ecosystem functioning in the Arctic-benthic fluxes explained by environmental parameters in the southeastern Beaufort Sea. Biogeosciences. 10: 5911-5929.

LOMOVASKY, B.; GAMERO, P.; ROMERO, L.; FIRSTATER, F.; GAMARRA, A.; HIDALGO, F.; TARAZONA, J.; IRIBARNE, O. 2015. The role of *Argopecten purpuratus* shells structuring the soft bottom community in shallow waters of southern Peru. Science Direct. Journal of Sea Research. 106: 14-26.

LÓPEZ, J.; LANDONI, N. 2009. Spatial utilization patterns of bryozoans on the Patagonian scallop *Psychrochalmys patagónica*. En Scientia Marina, 73(1). Marzo del 2009. Barcelona-España.

MAEDA-MARTÍNEZ, A. 2001. Los moluscos pectínidos de Iberoamérica: ciencia y acuicultura. Editorial Limusa, México. 501pp.

MC ARDLE, B., ANDERSON, M. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*. 82: 290-297.

MC KINDSEY, C. 2013. Carrying capacity for sustainable aquaculture. P. Christou, R. Savin, B. Costa-Pierce, B. Misztal, I. Whitelaw, B. (Eds.). Sustainable food production, Springer science + business media. New York. 8: 449-466.

MENDO, J.; WOLFF, M.; CARBAJAL, W.; GONZALES, I.; BADJECK, M. 2008. Manejo y explotación de los principales bancos naturales de concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en la costa Peruana. En A. Lovatelli, A. Farías e I. Uriarte (Eds.). Estado actual del cultivo y manejo de moluscos bivalvos y su proyección futura: factores que afectan su sustentabilidad en América Latina. Taller técnico regional de la FAO. 20–24 de agosto de 2007, Puerto Montt, Chile. FAO Actas de Pesca y Acuicultura. Roma, FAO. 12: 101–114.

MENDO, J.; YSLA, L.; ORREGO, H.; MIGLIO, M.; GIL-KODAKA, P.; DEL SOLAR, A. 2011. Bases Científicas y Tecnológicas para incrementar la productividad del cultivo de concha de abanico en áreas de repoblamiento en la Bahía de Sechura. Proyecto FINCYT – Contrato N° 01 – 2009. 100 pp.

MEYER, S.; TAYLOR, M.; FERSE, S. 2014. Evaluating the impact of scallop (*Argopecten purpuratus*) cultivation on the benthic infaunal community in Sechura bay, Peru. M. Sc. Program ISATEC (International Studies in Aquatic Tropical Ecology). University of Bremen, Faculty for Biology & Chemistry. 81 p.

MORENO, C.; BARRAGAN, F.; PINEDA, E.; PAVÓN, N. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 1249-1261.

MORENO, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza. 84 p.

MOSCOSO, V. 2012. Catálogo de crustáceos decápodos y estomatópodos del Perú. Boletín Imarpe Enero-Diciembre 2012. Bol. Inst. Mar Perú, 27 (1 y 2).

MUJICA, A.; NAVA, M. 2010. Distribución espacial de larvas de crustáceos decápodos planctónicos en canales orientales de la isla Chiloé, Chile. Latin American Journal of Aquatic Research. 38(1): 95-106.

NEWELL, R. 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: A review. Journal of Shellfish Research. 23(1): 51-61.

PACHECO, A.; GARATE, A. 2015. Bioincrustantes en estructuras del cultivo de *Argopecten purpuratus* en bahía Samanco, Perú. Ecología Aplicada. 4(1,2): 2-5.

PAREDES, C.; TARAZONA, J.; CAHUIRE, E.; ROMERO, L.; CORNEJO, O. 1988. Invertebrados Macro-Bentónicos del área de Pisco, Perú. Salzwedel, H. & Landa, A. (Eds.). Recursos y dinámica del ecosistema del afloramiento peruano. Boletín de Instituto del Mar del Perú Callao. Volumen extraordinario: 121-132.

PECH, D.; ARDISSON, P. 1994. Diversidad en el bentos marino-costero. Biodiversidad: Comunidades acuáticas. Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán-Ecosistemas y comunidades en México.

PEÑA, B. 2001. Taxonomía, morfología, distribución y hábitat de los pectínidos Iberoamericanos. En Maeda-Martínez a. n (ed.) Los moluscos pectínidos de Iberoamérica: Ciencia y Acuicultura. Limusa. México. Cap 1: 1-25 pp.

PLATT, H.; LAMBSHEAD, P. 1985. Neutral model analysis of patterns of marine benthic species diversity. Marine Ecology Progress Series. Vol 24: 75-81.

POWERS, M.; PETERSON, C.; SUMMERSON, H.; POWERS, S. 2007. Macroalgal growth on bivalve aquaculture netting enhances nursery habitat for mobile invertebrates and juvenile fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 339: 109-122.

PRODUCE. Ministerio de la producción. 2015. Estadísticas de pesca y manufactura. www.produce.gob.pe/index.php/estadistica/acuicultura.

RAMÍREZ, A. 1999. *Ecología aplicada: Diseño y análisis estadístico*. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santafé de Bogotá, Colombia. 324 p.

SÁNCHEZ, L. 2016. Análisis de la cadena de valor de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en la Bahía Sechura. Tesis de la Facultad de Pesquería. Universidad Nacional Agraria la Molina. 84 p.

SHALL, G.; RIERA, P.; LEROUX, C. 2010. Trophic ecology in s Northern Brittany (Batz Island, France) kelp (*Laminaria digitata*) forest, as investigated through stable isotopes and chemical assays. *Science Direct. Journal of Sea Research.* 63: 24-35.

SOSA-ESCALANTE, J. 2004. Estudio de la biodiversidad: Valoración y medición. Manual de curso. CINVESTAV, Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida, Secretaría de Ecología. Gobierno del Estado de Yucatán, México.

TARAZONA, J. 1990. Disturbance and stress associated to El Niño and their significance for the macrobentos of shallow areas of the Peruvian upwelling ecosystem. Ph. D. thesis. University of Bremen.

TAYLOR, M.; WOLFF, M.; VADAS, F.; YAMASHIRO, C. 2008. Trophic and environmental drivers of the Sechura bay ecosystem (Peru) over an ENSO cycle. *Helgol Mar. Res.* 62 (Suppl 1): S15-S32.

URIBE, E.; BLANCO, J. 2001. Capacidad de los sistemas acuáticos para el sostenimiento del cultivo de pectínidos: caso de *Argopecten purpuratus* en Bahía Tongoy, Chile. 233-248pp.

URIBE, E.; MORAGA, J.; ZÚÑIGA, J.; ROSALES, S.; ÁLVAREZ, G.; ÁVALOS, P.; CHIRINO, S. 2008. Establecimiento de un protocolo de seguimiento ambiental para la determinación de la capacidad de carga para el cultivo del ostión del norte. Informe Final. Proyecto FIP N°2006-37. Universidad Católica del Norte. Coquimbo. 188 p.

URIBE, A.; RUBIO, J.; CARBAJAL, P.; BERRÚ, P. 2013. Invertebrados marinos bentónicos del litoral de la región Ancash, Perú. Boletín del Instituto del Mar del Perú. 28(1, 2): 1-159.

VEAL, L.; HILL, A.; HAWKINS, S.; BRAND, A. 2000. Effects of long term physical disturbance by comercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. Mar. Biol. 137, 325-337.

VERMEIJ, G. 1987. Evolution and escalation. An ecological history of life. Journal of Evolutionary Biology. Princeton University Press. 527pp.

VILLACORTA, A. 2006. Variabilidad temporal de la abundancia y diversidad de macroalgas en playa Atenas, Bahía Paracas, Pisco durante el periodo setiembre 2004-agosto 2005. Tesis de pregrado. Universidad Nacional Agraria la Molina. 115 p.

YUPANQUI, W.; QUIPÚZCOA, L.; MARQUINA, R.; VELAZCO, F.; ENRÍQUEZ, E.; GUTIÉRREZ, D. 2007. Composición y distribución del macrobentos en la Ensenada de Sechura, Piura, Perú. Rev. Perú. Biol. 14(1): 75-85.

WARWICK, R. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Mar. Biol. 92, 557-562.

WARWICK, R.; CLARKE, K. 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Mar. Biol.* 118, 736-744.

WOLFF, M.; MENDO, J. 2000. Management of the Peruvian Bay Scallop (*Argopecten purpuratus*) Metapopulation with Regard to Environment Change. 117-126pp.

WOLFF, M. 2009. Tropical waters and their living Resources: Ecology, Assessment and Management. M. Wolff (Eds.). Verlag H. M. Hauschild GmbH. Bremen, Germany. 343p.

WoRMS Editorial Board. 2015. World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Acceso 08-06-2015.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Lista taxonómica de las especies correspondientes al macrobentos en todas las estaciones experimentales por zona con y sin cultivo

Phylum	Clase	Familia	Especie	Zona	
				Con cultivo	Sin cultivo
Annelida	Polychaeta	Amphinomidae	<i>Linopherus sp.</i>		X
Annelida	Polychaeta	Dorvilleidae	<i>Dorvillea sp.</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Dorvilleidae	<i>Schistomeringos annulata</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Lumbrineridae	<i>Lumbrineris annulata</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Lumbrineridae	<i>Lumbrineris tetraura</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Onuphidae	<i>Diopatra chiliensis</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Onuphidae	<i>Onuphis sp.</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Chrysopetalidae	<i>Bhawania sp.</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Glyceridae	<i>Glycera americana</i>	X	
Annelida	Polychaeta	Goniadidae		X	
Annelida	Polychaeta	Hesionidae	<i>Hesione sp.</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Hesionidae	<i>Kefersteinia cirrata</i>		X
Annelida	Polychaeta	Nereididae	<i>Nereis callaona</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Nereididae	<i>Nereis grubei</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Nereididae	<i>Nereis pelagica</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Nereididae	<i>Nereis sp.</i>	X	
Annelida	Polychaeta	Nereididae	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Nereididae	<i>Pseudonereis gallapagensis</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Phyllodocidae	<i>Phyllodoce sp.</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Phyllodocidae	<i>Steggoa negra</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Polynoidae	<i>Halosydna johnsoni</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Polynoidae	Harmathoinae	X	
Annelida	Polychaeta	Syllidae	<i>Syllis gracilis</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Syllidae	<i>Typosyllis sp.</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Serpulidae		X	
Annelida	Polychaeta	Longosomatidae	<i>Heterospio sp.</i>		X
Annelida	Polychaeta	Spionidae	<i>Polydora sp.</i>	X	
Annelida	Polychaeta	Cirratulidae	<i>Cirratulus cirratus</i>	X	X
Annelida	Polychaeta	Terebellidae	Terebellidae	X	X
Annelida	Polychaeta	Capitellidae	Capitellidae	X	
Annelida	Polychaeta	Maldanidae	<i>Axiotella sp.</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Ampeliscidae	<i>Ampelisca mexicana</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Caprellidae	<i>Caprella scaura</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Corophiidae	<i>Monocorophium sp.</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Ischyroceridae	<i>Erichthonius punctatus</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Ischyroceridae	<i>Jassa sp.</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Lysianassidae	Lysianassidae	X	
Arthropoda	Malacostraca	Maridae	<i>Elasmopus rapax</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Photidae	Gammaropsis 1	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Photidae	Gammaropsis 2	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Photidae	<i>Photis sp.</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Phoxocephalidae	<i>Heterophoxus oculatus</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Phoxocephalidae	<i>Rhepoxynius sp.</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Platyschnopidae	<i>Eudevenopus sp.</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Stenothoidae	Stenothoidae	X	X

Phylum	Clase	Familia	Especie	Zona	
				Con cultivo	Sin cultivo
Arthropoda	Malacostraca	Synopiidae	<i>Tiron tropakis</i>	X	
Arthropoda	Malacostraca	Aethridae	<i>Hepatus chiliensis</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Alpheidae	<i>Synalpheus spinifrons</i>		X
Arthropoda	Malacostraca	Diogenidae	<i>Dardanus sinistripes</i>	X	
Arthropoda	Malacostraca	Diogenidae	<i>Paguristes tomentosus</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Dromeidae	<i>Moreirodromia sarraburei</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Epialtidae	<i>Acanthonyx petiverii</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Majidae	<i>Inachoides lambriformis</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Majidae	<i>Teleophrys tumidus</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Paguridae	<i>Pagurus villosus</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Panopeidae	<i>Eurypanopeus transversus</i>	X	
Arthropoda	Malacostraca	Penaeidae	<i>Trachysalambria brevisuturae</i>		X
Arthropoda	Malacostraca	Pilumnoididae	<i>Pilumnoides perlatus</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Pinnotheridae	<i>Pinnixa transversalis</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Porcellanidae	<i>Pachycheles crinimanus</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Sicyoniidae	<i>Sicyonia aliaffinis</i>		X
Arthropoda	Malacostraca	Xanthidae	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Xanthidae	<i>Gaudichaudia gaudichaudii</i>	X	
Arthropoda	Maxillopoda	Balanidae	<i>Megabalanus sp.</i>	X	X
Arthropoda	Pycnogonida	Pignogonidae	Pignogonidae		
Echinodermata	Ophiuroidea	Amphiuridae	<i>Amphipholis sp.</i>	X	X
Mollusca	Bivalvia	Corbulidae	Corbulidae	X	
Mollusca	Bivalvia	Nuculidae	<i>Nucula sp.</i>	X	
Mollusca	Bivalvia	Ostreidae	<i>Undulostrea megodon</i>	X	
Mollusca	Bivalvia	Veneridae	<i>Chioneopsis ornatissima</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Thiaridae	<i>Melanoide tuberculata</i>		X
Mollusca	Gastropoda	Triphoridae	<i>Triphora sp.</i>	X	
Mollusca	Gastropoda	Turritellidae	Turritellidae	X	X
Mollusca	Gastropoda	Bursisidae	<i>Crossata ventricosa</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Calyptraeidae	<i>Bostrycapulus calyptraeformis</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Calyptraeidae	<i>Crepidula striolata</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Calyptraeidae	<i>Crepidula dilatata</i>	X	
Mollusca	Gastropoda	Calyptraeidae	<i>Crucibulum scutellatum</i>	X	
Mollusca	Gastropoda	Naticidae	<i>Natica scethra</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Ranellidae	<i>Cymatium sp.</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Buccinidae	<i>Solenosteira fusiformis</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Cancellariidae	<i>Bivetopsis chrysostoma</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Columbellidae	<i>Anachis sp.</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Columbellidae	Columbellidae	X	X
Mollusca	Gastropoda	Columbellidae	<i>Mitrella buccinoides</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Cypraeidae	Cypraeidae		X
Mollusca	Gastropoda	Fasciolaridae	Fasciolaridae	X	X
Mollusca	Gastropoda	Marginellidae	<i>Prunum curtum</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Muricidae	<i>Homalocantha tortua</i>		X
Mollusca	Gastropoda	Muricidae	<i>Stramonita biserialis</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Muricidae	<i>Thaisella chocolata</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Nassaridae	<i>Nasarius dentifer</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Nassaridae	<i>Nasarius sp.</i>	X	X
Mollusca	Gastropoda	Tegulidae	<i>Tegula melaleucos</i>	X	X
Mollusca	Polyplacophora	Chitonidae	<i>Chaetopleura hennahi</i>	X	X
Mollusca	Polyplacophora	Chitonidae	Chitonidae	X	X

Anexo 2: Proporción de abundancias y biomásas agrupadas en grupos taxonómicos para cada estación experimental por zona con y sin cultivo

	Proporción de abundancias							
	Parachique		Vichayo		Las Delicias		Barrancos	
	Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin
Gasteropoda	46.5263%	28.8211%	20.1139%	17.5159%	33.8355%	25.7204%	10.3880%	16.2218%
Malacostraca	32.6917%	41.4280%	18.3112%	45.0637%	31.7883%	40.2882%	38.5482%	52.1561%
Polichaeta	17.7143%	25.3254%	57.0209%	34.3949%	27.4237%	29.1355%	35.2941%	27.5154%
Cirripeda	0%	0%	0%	0%	0.7339%	0.2134%	13.6421%	3.2854%
Ofiuroida	0.1053%	0.0744%	0%	0%	0.6566%	0.5870%	0%	0.2053%
Bivalvia	0.0602%	0%	0%	0%	0%	0%	0.1252%	0%
Nemertea	0.2406%	0.0372%	0.0949%	0.3185%	0.0772%	0%	0.6258%	0.6160%
Poliplacóforo	2.6617%	4.3139%	4.4592%	2.7070%	5.4847%	4.0021%	1.3767%	0%
Pycnogonida	0%	0%	0%	0%	0%	0.0534%	0%	0%
	Proporción de biomásas							
	Parachique		Vichayo		Las Delicias		Barrancos	
	Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin	Con	Sin
Gasteropoda	89.7846%	91.2888%	94.0370%	96.6227%	85.9437%	85.3446%	27.9969%	52.3730%
Malacostraca	9.6343%	8.2849%	5.5982%	3.1768%	13.5899%	14.1030%	58.9149%	47.1392%
Bivalvia	0.1966%	0%	0%	0%	0%	0%	11.8847%	0%
Polichaeta	0.1077%	0.1969%	0.3053%	0.1554%	0.2470%	0.0000%	1.1086%	0.4677%
Ofiuroida	0.0003%	0.0003%	0%	0%	0.0186%	0.0056%	0%	0.0007%
Nemertea	0.0008%	0%	0.0013%	0.0008%	0.0004%	0%	0.0048%	0%
Poliplacóforo	0.2756%	0.2290%	0.0583%	0%	0.2003%	0.1396%	0.0902%	0.0194%
Pycnogonida	0%	0%	0%	0%	0%	0.0004%	0%	0%

Anexo 3: Índices de biodiversidad para cada estación experimental por zona con y sin cultivo: Media, Desviación estándar (DE) y p-valor para la Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon Wiener (H') y Equidad de Pielou (J')

	Índices	Con cultivo		Sin cultivo		p-valor
		Media	DE	Media	DE	
Parachique	S	19.5	± 7.13	16.2	± 5.30	0.005*
	H'	2.23	± 0.28	2.27	± 0.28	0.959
	J	0.77	± 0.11	0.83	± 0.08	0.044*
Vichayo	S	10.5	± 2.75	9.67	± 2.52	0.383
	H'	1.62	± 0.30	1.86	± 0.26	0.048*
	J	0.7	± 0.12	0.83	± 0.10	0.005*
Las Delicias	S	14.08	± 4.20	11.46	± 3.92	0.006*
	H'	1.86	± 0.47	1.79	± 0.45	0.375
	J	0.71	± 0.13	0.75	± 0.11	0.116
Barrancos	S	7.72	± 3.37	6.56	± 4.40	0.28
	H'	1.56	± 0.35	1.38	± 0.41	0.14
	J	0.81	± 0.09	0.81	± 0.08	0.753

*La diferencia de medias es significativa a un nivel de 0.05

Anexo 4: Índices de biodiversidad entre zonas con y sin cultivo para Parachique: Media, Desviación estándar (DE) y p-valor para la Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon Wiener (H') y Equidad de Pielou (J')

Fecha	Índices	Con cultivo		Sin cultivo		p-valor
		Media	DE	Media	DE	
set-13	S	15	3.521	13	2.875	0.23
	H'	2.051	0.331	2.196	0.144	0.45
	J'	0.761	0.076	0.875	0.043	0.02*
nov-13	S	19	3.033	21	5.502	0.636
	H'	2.156	0.353	2.445	0.3	0.256
	J'	0.733	0.099	0.815	0.079	0.232
ene-14	S	12	0.983	12	3.061	0.785
	H'	2.265	0.068	1.97	0.086	0.001*
	J'	0.918	0.013	0.803	0.08	0.13
mar-14	S	25	6.186	19	4.806	0.028*
	H'	2.428	0.064	2.176	0.247	0.51
	J'	0.766	0.049	0.752	0.039	0.675
may-14	S	27	6.261	17	5.138	0.027*
	H'	2.24	0.349	2.543	0.176	0.142
	J'	0.69	0.139	0.912	0.063	0.028*

*La diferencia de medias es significativa a un nivel de 0.05

Anexo 5: Índices de biodiversidad entre zonas con y sin cultivo para Vichayo: Media, Desviación estándar (DE) y p-valor para la Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon Wiener (H') y Equidad de Pielou (J')

Fecha	Índices	Con cultivo		Sin cultivo		p-valor
		Media	DE	Media	DE	
set-13	S	10	2.429	9	1.722	0.84
	H'	1.456	0.21	1.783	0.239	0.7
	J	0.66	0.122	0.812	0.086	0.82
nov-13	S	10	1.673	8	0.816	0.041*
	H'	1.755	0.211	1.869	0.188	0.345
	J	0.77	0.106	0.918	0.045	0.046*
ene-14	S	12	3.578	12	2.317	0.945
	H'	1.65	0.406	1.92	0.344	0.402
	J	0.674	0.135	0.771	0.114	0.353

*La diferencia de medias es significativa a un nivel de 0.05

Anexo 6: Índices de biodiversidad entre zonas con y sin cultivo para Las Delicias: Media, Desviación estándar (DE) y p-valor para la Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon Wiener (H') y Equidad de Pielou (J')

Fecha	Índices	Con cultivo		Sin cultivo		p-valor
		Media	DE	Media	DE	
set-13	S	10	2.875	7	1.378	0.122
	H'	1.264	0.368	1.228	0.309	0.861
	J	0.564	0.152	0.657	0.095	0.182
nov-13	S	13	3.619	12	2	0.804
	H'	1.775	0.231	1.746	0.341	0.892
	J	0.714	0.063	0.704	0.112	0.838
ene-14	S	16	1.673	13	3.011	0.158
	H'	2.167	0.226	2.045	0.205	0.493
	J	0.785	0.226	0.801	0.094	0.844
mar-14	S	18	2.483	14	3.742	0.68
	H'	2.252	0.204	2.133	0.26	0.473
	J	0.778	0.204	0.821	0.072	0.141

Anexo 7: Índices de biodiversidad entre zonas con y sin cultivo para Barrancos: Media, Desviación estándar (DE) y p-valor para la Riqueza específica (S), Diversidad de Shannon Wiener (H') y Equidad de Pielou (J')

Fecha	Índices	Con cultivo		Sin cultivo		p-valor
		Media	DE	Media	DE	
set-13	S	6	1.751	5	2.582	0.835
	H'	1.41	0.25	1.255	0.421	0.568
	J	0.846	0.106	0.823	0.085	0.493
nov-13	S	7	2.429	4	1.033	0.8
	H'	1.483	0.348	1.222	0.204	0.082
	J	0.813	0.05	0.856	0.086	0.354
ene-14	S	11	3.162	10	6	0.765
	H'	1.781	0.39	1.653	0.476	0.621
	J	0.756	0.102	0.756	0.044	0.996

Anexo 8: Análisis PERMANOVA comparación general y pareada para las biomásas por muestreo entre zonas con cultivo y sin cultivo para cada estación

Comparación general						
	Df	SS	MS	Pseudo-F	p-valor	Perm
Biomasa	15	76377	5091.8	3.4392	0.0001*	9802
Muestreo x Zona						
Comparación pareada						
	t		p-valor		Perm	
Área Parachique						
sep-13	1.82		0.0081*		462	
nov-13	2.56		0.0019*		461	
ene-14	2.95		0.0027*		462	
mar-14	1.83		0.0128*		462	
may-14	2.34		0.0042*		462	
Área Vichayo						
sep-13	1.69		0.0056*		462	
nov-13	1.85		0.0065*		462	
ene-14	2.46		0.0017*		462	
Área Delicias						
sep-13	1.56		0.0598		462	
nov-13	1.48		0.0172*		462	
ene-14	1.79		0.0048*		462	
mar-14	1.91		0.0028*		462	
Área Barrancos						
sep-13	1.06		0.3113		461	
nov-13	1.35		0.0795		462	
ene-14	1.06		0.3272		462	

*Diferencias significativas (p-valor \leq 0.05)

Anexo 9: Análisis de disimilaridad para las abundancias del macrobentos entre zonas con y sin cultivo desde setiembre 2013 hasta mayo 2014

Fecha	Especies	Abundancia promedio		Disimilaridad promedio	Contribución %	Acumulado %
		Con cultivo	Sin cultivo			
set-13	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	3.48	2.49	8.29	12.34	12.34
	<i>Elasmopus rapax</i>	2.43	1.76	6.78	10.09	22.43
	<i>Prunum curtum</i>	2.06	1.1	6.41	9.54	31.97
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	1.03	0.75	3.15	4.69	36.66
	<i>Crepidula striolata</i>	1.62	0.78	3.09	4.61	41.27
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	1.13	0.88	2.81	4.18	45.45
	Chitonidae	1.01	0.5	2.79	4.15	49.6
<i>Inachoides lambriiformis</i>	0.31	1.06	2.68	4	53.59	
nov-13	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	3.58	2.41	7.23	10.91	10.91
	<i>Elasmopus rapax</i>	3.05	2.94	4.92	7.42	18.33
	<i>Prunum curtum</i>	1.34	1.48	4.84	7.31	25.64
	Chitonidae	1.71	0.68	3.58	5.39	31.03
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	1.33	0.48	3.25	4.9	35.93
	<i>Crepidula striolata</i>	1.59	0.74	3.16	4.77	40.7
	<i>Megabalanus sp.</i>	0.71	0.22	2.64	3.98	44.68
<i>Photis sp.</i>	0.31	1.22	2.62	3.95	48.63	
<i>Inachoides lambriiformis</i>	0.81	1.04	2.6	3.92	52.55	
ene-14	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	2.43	1.85	6.31	9.94	9.94
	<i>Nereis callaona</i>	2.39	1.38	5.95	9.37	19.31
	<i>Elasmopus rapax</i>	2.12	2.98	4.16	6.55	25.86
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	1.26	1.32	2.98	4.7	30.56
	<i>Crepidula striolata</i>	1.54	0.93	2.81	4.43	34.99
	Chitonidae	1.49	1.4	2.55	4.01	39
	<i>Inachoides lambriiformis</i>	1.42	0.91	2.53	3.99	42.99
Columbellidae	0.16	1.09	2.38	3.74	46.73	
<i>Nereis grubei</i>	0.5	0.68	2.25	3.54	50.27	
mar-14	Columbellidae	2.88	3.73	4.09	6.78	6.78
	<i>Nereis callaona</i>	3.19	3.06	3.79	6.28	13.06
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	2.51	2.08	3.25	5.39	18.45
	<i>Stramonita biserialis</i>	3.25	0.94	3.1	5.13	23.59
	<i>Elasmopus rapax</i>	2.83	1.35	2.97	4.91	28.5
	<i>Inachoides lambriiformis</i>	1.65	3.52	2.63	4.36	32.86
	Fasciolaridae	2.86	1.1	2.51	4.16	37.02
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	1	2.42	2.29	3.79	40.8
	<i>Prunum curtum</i>	1.78	0.83	2.23	3.69	44.49
	<i>Crepidula striolata</i>	2.83	1.5	2.11	3.5	47.99
<i>Paguristes tomentosus</i>	2.85	1.27	2.09	3.46	51.45	
may-14	Columbellidae	13.48	1.09	9.9	15.14	15.14
	<i>Elasmopus rapax</i>	8.14	1.76	5.6	8.57	23.7
	<i>Nereis callaona</i>	5.01	0.61	4.73	7.24	30.94
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	4.96	1.47	4.2	6.42	37.36
	<i>Stramonita biserialis</i>	3.65	0.64	2.83	4.33	41.68
	<i>Photis sp.</i>	4.25	1.02	2.66	4.07	45.75
	<i>Pilumnoides perlatus</i>	3.72	0.69	2.65	4.05	49.8
Fasciolaridae	4.57	1.7	2.51	3.84	53.64	

Anexo 10: Análisis de disimilaridad para las biomásas del macrobentos entre zonas con y sin cultivo desde setiembre 2013 hasta mayo 2014

Fecha	Especies	Abundancia promedio		Disimilaridad promedio	Contribución %	Acumulado %
		Con cultivo	Sin cultivo			
set-13	<i>Solenosteira fusiformis</i>	4.07	2.61	18.44	24.56	24.56
	<i>Crossata ventricosa</i>	2.56	3.55	15.08	20.09	44.65
	<i>Prunum curtum</i>	2.3	1.03	9.62	12.82	57.47
	<i>Crepidula striolata</i>	1.61	0.35	7.48	9.97	67.44
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	1.19	1.08	6.95	9.25	76.69
	<i>Tegula melaleucos</i>	0.36	1.07	5.05	6.73	83.43
nov-13	<i>Solenosteira fusiformis</i>	4.53	1.61	15.07	19.62	19.62
	<i>Prunum curtum</i>	1.39	1.61	9.81	12.77	32.39
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	2.8	1.79	9.66	12.58	44.97
	<i>Stramonita biserialis</i>	1.71	0.92	6.76	8.8	53.77
	<i>Crossata ventricosa</i>	2.2	0.58	6.58	8.56	62.33
	<i>Crepidula striolata</i>	1.53	0.39	5.57	7.26	69.59
ene-14	<i>Thaisella chocolata</i>	2.88	0	10.68	13.43	13.43
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	2.33	1.51	10.53	13.25	26.69
	<i>Tegula melaleucos</i>	0.95	1.28	8.44	10.61	37.3
	<i>Stramonita biserialis</i>	1.73	0.43	6.91	8.7	46
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	1.04	0.42	6.41	8.06	54.06
	<i>Crossata ventricosa</i>	1.29	0.77	6.21	7.82	61.87
	<i>Crepidula striolata</i>	1.13	0.31	5.23	6.58	68.45
mar-14	<i>Crossata ventricosa</i>	8.89	3.46	11.45	17.24	17.24
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	3.38	3.32	7.48	11.26	28.5
	<i>Tegula melaleucos</i>	4.03	0.8	6.61	9.95	38.45
	<i>Stramonita biserialis</i>	3.45	0.99	5.72	8.61	47.06
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	3.31	1.11	5	7.54	54.59
	<i>Thaisella chocolata</i>	2.78	0.6	4.68	7.05	61.65
	<i>Prunum curtum</i>	2.17	0.64	3.92	5.9	67.54
	<i>Fasciolaridae</i>	2.54	0.77	3.85	5.79	73.34
may-14	<i>Crepidula striolata</i>	2.73	0.94	3.52	5.3	78.63
	<i>Thaisella chocolata</i>	9.51	0.92	9.23	16.79	16.79
	<i>Stramonita biserialis</i>	7.71	1.86	7.91	14.4	31.19
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	10.44	5.69	5.69	10.35	41.53
	<i>Crossata ventricosa</i>	9.7	7.5	4.16	7.57	49.11
	<i>Hepatus chiliensis</i>	3.61	0	4.1	7.46	56.56
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	3.51	1.37	4	7.27	63.83

Anexo 11: Análisis de disimilaridad SIMPER para las abundancias del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Parachique

Fecha	Especies	Abundancia promedio		Disimilaridad promedio	Contribución %	Acumulado %
		Con cultivo	Sin cultivo			
set-13	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	4.71	1.09	7.81	12.5	12.5
	<i>Inachoides lambriformis</i>	0.9	3.16	4.32	6.91	19.41
	Columbellidae	1.02	2.62	3.82	6.11	25.52
	<i>Elasmopus rapax</i>	1.88	1.93	3.69	5.91	31.43
	<i>Crossata ventricosa</i>	0.71	2	3.03	4.84	36.27
	<i>Prunum curtum</i>	2.41	1.02	2.82	4.51	40.79
nov-13	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	6.37	4.65	3.84	7.27	7.27
	<i>Photis sp.</i>	0	2.61	3.28	6.22	13.49
	Columbellidae	2.88	1.02	2.86	5.43	18.92
	<i>Elasmopus rapax</i>	3.16	4.04	2.56	4.85	23.77
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	2.4	0.47	2.47	4.69	28.45
ene-14	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	1.19	3.03	6.18	9.79	9.79
	Columbellidae	0.24	2.23	5.1	8.08	17.88
	<i>Nereis callaona</i>	1.22	0.97	4.41	6.98	24.86
	<i>Stramonita biserialis</i>	1.45	0.29	3.66	5.8	30.67
	<i>Inachoides lambriformis</i>	1.52	0.33	3.53	5.59	36.25
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	0.5	1.73	3.23	5.12	41.37
	<i>Thaisella chocolata</i>	1.18	0.29	3	4.75	46.12
	<i>Elasmopus rapax</i>	1.14	2.42	2.95	4.67	50.78
mar-14	<i>Stramonita biserialis</i>	5.66	1.43	4.16	8.2	8.2
	Columbellidae	5.36	6.22	4	7.87	16.07
	<i>Elasmopus rapax</i>	5.66	2.69	3.52	6.92	23
	<i>Nereis callaona</i>	2.35	1.92	2.89	5.7	28.7
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	4.11	4.16	2.85	5.62	34.31
	<i>Thaisella chocolata</i>	2.88	0.24	2.53	4.98	39.29
	Fasciolaridae	3.97	2.2	1.98	3.9	43.19
may-14	Columbellidae	13.48	1.09	9.89	15.1	15.1
	<i>Elasmopus rapax</i>	8.14	1.76	5.59	8.54	23.64
	<i>Nereis callaona</i>	5.01	0.61	4.72	7.21	30.86
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	4.96	1.47	4.19	6.4	37.26
	<i>Stramonita biserialis</i>	3.65	0.64	2.83	4.32	41.58
	<i>Photis sp.</i>	4.25	1.02	2.66	4.06	45.64
	<i>Pilumnoides perlatus</i>	3.72	0.69	2.65	4.04	49.68
	Fasciolaridae	4.57	1.7	2.51	3.83	53.51

Anexo 12: Análisis de disimilaridad SIMPER para las abundancias del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Vichayo

Fecha	Especies	Abundancia promedio		Disimilaridad promedio	Contribución %	Acumulado %
		Con cultivo	Sin cultivo			
set-13	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	4.83	2.71	9.49	17.24	17.24
	<i>Nereis callaona</i>	1.46	0	4.86	8.83	26.07
	<i>Crepidula striolata</i>	2.13	0.64	4.49	8.15	34.22
	<i>Elasmopus rapax</i>	1.14	1.39	4.29	7.79	42.01
	<i>Caprella scaura</i>	0.97	1.45	4.02	7.3	49.31
	<i>Pagurus villosus</i>	0	1.28	3.9	7.08	56.39
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	1.09	1.28	2.76	5.01	61.4
	Columbellidae	0.46	0.86	2.69	4.88	66.29
nov-13	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	3.26	1.37	7.25	11.87	11.87
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	2.92	1.11	5.75	9.4	21.27
	<i>Stramonita biserialis</i>	1.52	0	5.39	8.81	30.08
	<i>Photis sp.</i>	0	1.24	4.21	6.88	36.96
	Chitonidae 2	1.59	0.69	3.91	6.4	43.36
	<i>Elasmopus rapax</i>	2.36	1.81	3.9	6.37	49.73
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	1.41	0.4	3.87	6.33	56.06
	<i>Inachoides lambriformis</i>	0.93	0	2.95	4.83	60.88
ene-14	<i>Nereis callaona</i>	3.55	0	8.5	13.8	13.8
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	3.65	4.09	8.44	13.7	27.5
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	0.29	1.68	3.69	5.99	33.49
	<i>Elasmopus rapax</i>	1.66	2.97	3.59	5.82	39.32
	Columbellidae	0.17	1.73	3.57	5.8	45.12
	<i>Crepidula striolata</i>	1.5	0.17	3.08	5	50.11
	<i>Thaisella chocolata</i>	1.24	0	2.82	4.58	54.69

Anexo 13: Análisis de disimilaridad SIMPER para las abundancias del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Las Delicias

Fecha	Especies	Abundancia promedio		Disimilaridad promedio	Contribución %	Acumulado %
		Con cultivo	Sin cultivo			
set-13	<i>Elasmopus rapax</i>	4.46	1.6	10.16	18.68	18.68
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	2.2	4.85	9.28	17.05	35.73
	<i>Prunum curtum</i>	5.84	3.37	8.3	15.25	50.98
	<i>Tegula melaleucos</i>	0.67	1.63	3.81	7	57.98
	<i>Crepidula striolata</i>	1.44	0.57	2.93	5.39	63.36
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	1.04	0.17	2.44	4.48	67.84
	<i>Nereis grubei</i>	0.64	0.84	2.28	4.19	72.04
nov-13	<i>Prunum curtum</i>	4.9	5.34	4.61	9.7	9.7
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	4.35	3.64	4.19	8.81	18.5
	<i>Elasmopus rapax</i>	4.28	4.12	3.66	7.71	26.21
	Chitonidae 2	1.89	0.17	3.4	7.16	33.38
	<i>Crepidula striolata</i>	1.81	0.46	3.09	6.5	39.88
	<i>Inachoides lambriformis</i>	0.4	1.61	2.53	5.32	45.2
	<i>Photis sp.</i>	1.07	1.02	2.04	4.3	49.5
	<i>Erichthonius punctatus</i>	1.2	0.17	2.03	4.28	53.78
ene-14	<i>Nereis callaona</i>	0.9	0.17	1.96	4.12	57.9
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	4.9	0	8.97	17.59	17.59
	<i>Nereis callaona</i>	0	2	3.18	6.24	23.84
	<i>Elasmopus rapax</i>	2.66	3.55	3.18	6.24	30.07
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	2.53	1.66	2.66	5.21	35.29
	<i>Axiotella sp.</i>	1.38	0	2.55	5	40.29
	Chitonidae 2	1.94	2.76	2.21	4.33	44.62
mar-14	<i>Inachoides lambriformis</i>	1.78	1.06	2.18	4.27	48.89
	<i>Nereis callaona</i>	4.03	4.2	4.51	7.92	7.92
	<i>Prunum curtum</i>	3.56	1.04	3.67	6.44	14.37
	<i>Inachoides lambriformis</i>	1.3	3.37	3.63	6.38	20.75
	<i>Crepidula striolata</i>	4	1.74	3.46	6.08	26.83
	<i>Paguristes tomentosus</i>	2.99	0.46	3.38	5.94	32.76
	<i>Tegula melaleucos</i>	2.85	0.57	3.24	5.68	38.45
	Chitonidae 2	3.4	1.64	3	5.28	43.72
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	2	3.15	2.87	5.04	48.76
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	3.18	3.11	2.66	4.67	53.44
Fasciolaridae	1.74	0	2.42	4.25	57.68	

Anexo 14: Análisis de disimilaridad SIMPER para las abundancias del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Barrancos

Fecha	Especies	Abundancia promedio		Disimilaridad promedio	Contribución %	Acumulado %
		Con cultivo	Sin cultivo			
set-13	<i>Elasmopus rapax</i>	2.22	2.12	10.27	19.95	19.95
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	2.19	1.31	9.12	17.72	37.67
	<i>Megabalanus sp.</i>	1.88	0.86	6.5	12.63	50.29
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	0.97	1	4.18	8.12	58.42
	<i>Caprella scaura</i>	0.67	0.4	3.46	6.71	65.13
	<i>Ericthonius punctatus</i>	0.69	0.17	3.12	6.06	71.19
	<i>Crepidula striolata</i>	1.76	1.4	2.9	5.63	76.82
	<i>Thaisella chocolata</i>	0	0.58	2.51	4.87	81.69
nov-13	<i>Megabalanus sp.</i>	2.27	0.61	10.37	18.55	18.55
	<i>Elasmopus rapax</i>	2.39	1.79	9.9	17.72	36.27
	<i>Crepidula striolata</i>	2.09	1.05	7.29	13.04	49.31
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	0	1.11	5.39	9.65	58.96
	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	1.91	1.95	3.04	5.43	64.39
	Chitonidae 2	0.57	0	2.63	4.7	69.1
ene-14	<i>Solenosteira fusiformis</i>	0	0.33	2.09	3.73	72.83
	<i>Nereis callaona</i>	4.8	2.57	6.3	11.81	11.81
	<i>Megabalanus sp.</i>	2.3	0	5.49	10.28	22.08
	<i>Nereis grubei</i>	2.02	2.27	5.41	10.14	32.22
	<i>Elasmopus rapax</i>	3	2.98	5.26	9.85	42.07
	<i>Crepidula striolata</i>	1.45	1.91	3.83	7.16	49.24
	<i>Inachoides lambriformis</i>	1.01	0.47	2.27	4.25	53.49
	<i>Stramonita biserialis</i>	0.98	0.17	2.18	4.09	57.58

Anexo 15: Análisis de disimilaridad SIMPER para las biomásas del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Parachique

Fecha	Especies	Biomasa promedio		Disimilaridad promedio	Contribución %	Acumulado %
		Con cultivo	Sin cultivo			
sep-13	<i>Crossata ventricosa</i>	3.23	9.38	17.64	30.07	30.07
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	7.56	4.98	13.17	22.46	52.54
	<i>Prunum curtum</i>	2.84	0.91	5.41	9.23	61.76
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	0.97	1.63	4.18	7.12	68.89
	<i>Crepidula striolata</i>	1.16	0.15	3.19	5.45	74.33
	<i>Inachoides lambriformis</i>	0.18	1.05	2.38	4.07	78.4
	Fasciolaridae	0.33	0.85	1.84	3.14	81.54
nov-13	<i>Crossata ventricosa</i>	6.42	0.61	13.01	18.96	18.96
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	7.23	1.79	12.52	18.25	37.22
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	4.55	0.84	8.28	12.07	49.29
	<i>Stramonita biserialis</i>	2.26	2.98	6.58	9.59	58.88
	<i>Crepidula striolata</i>	1.86	0.44	3.42	4.98	63.86
	Fasciolaridae	0.81	1.63	3.29	4.8	68.66
	<i>Tegula melaleucos</i>	0	1.46	3.22	4.69	73.35
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	0.33	1.4	2.4	3.5	76.85
	<i>Cymatium sp.</i>	0	0.77	1.54	2.24	79.09
	<i>Pilumnoides perlatus</i>	0.15	0.77	1.41	2.06	81.15
ene-14	<i>Thaisella chocolata</i>	6.24	0.01	20.62	25.47	25.47
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	5.75	1.9	14.08	17.4	42.87
	<i>Stramonita biserialis</i>	4.05	0.01	12.31	15.21	58.08
	<i>Crossata ventricosa</i>	2.05	1.27	8.07	9.96	68.04
	<i>Paguristes tomentosus</i>	0.85	1.73	4.88	6.03	74.07
	<i>Dardanus sinistripes</i>	1.22	0	3.83	4.73	78.8
	<i>Tegula melaleucos</i>	0	0.97	3.26	4.02	82.82
mar-14	<i>Crossata ventricosa</i>	7.42	2.66	10.83	18.38	18.38
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	6.76	5.36	8.78	14.89	33.26
	<i>Thaisella chocolata</i>	5.56	1.21	8.34	14.15	47.42
	<i>Stramonita biserialis</i>	5.51	1.95	6.66	11.3	58.71
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	2.55	0.52	3.71	6.3	65.01
	Fasciolaridae	2.83	1.54	3.11	5.28	70.29
	<i>Crepidula striolata</i>	2.16	1.01	2.53	4.29	74.58
	<i>Prunum curtum</i>	0	0.87	1.86	3.15	77.74
	<i>Paguristes tomentosus</i>	1.38	1.54	1.8	3.05	80.79
may-14	<i>Thaisella chocolata</i>	9.51	0.92	9.22	16.77	16.77
	<i>Stramonita biserialis</i>	7.71	1.86	7.91	14.38	31.15
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	10.44	5.69	5.68	10.33	41.48
	<i>Crossata ventricosa</i>	9.7	7.5	4.16	7.56	49.04
	<i>Hepatus chiliensis</i>	3.61	0	4.1	7.45	56.5
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	3.51	1.37	3.99	7.26	63.75
	Fasciolaridae	2.92	1.35	1.9	3.45	67.2
	<i>Eurypanopeus transversus</i>	1.68	0	1.81	3.29	70.49
	<i>Prunum curtum</i>	0	1.43	1.72	3.12	73.61
	<i>Pilumnoides perlatus</i>	1.6	0.43	1.51	2.74	76.35
	<i>Crepidula striolata</i>	1.21	0.02	1.49	2.71	79.06
	<i>Tegula melaleucos</i>	0.9	0.99	1.41	2.57	81.63

Anexo 16: Análisis de disimilaridad SIMPER para las biomásas del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Vichayo

Fecha	Especies	Biomasa promedio		Disimilaridad promedio	Contribución %	Acumulado %
		Con cultivo	Sin cultivo			
set- 13	<i>Solenosteira fusiformis</i>	8.74	5.43	23.51	44.62	44.62
	<i>Crepidula striolata</i>	2.57	0.49	9.58	18.17	62.79
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	1.47	0.75	6.57	12.46	75.26
	<i>Crossata ventricosa</i>	0	0.91	3.46	6.56	81.82
nov-13	<i>Solenosteira fusiformis</i>	10.88	4.06	25.76	36.44	36.44
	<i>Stramonita biserialis</i>	4.04	0	14.8	20.94	57.38
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	2.79	0.29	10.35	14.64	72.02
	<i>Crossata ventricosa</i>	1.38	1.72	6.02	8.52	80.54
ene-14	<i>Thaisella chocolata</i>	5.3	0	19.11	28.01	28.01
	<i>Crossata ventricosa</i>	3.11	1.83	10.06	14.74	42.75
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	3.57	3.85	9.69	14.21	56.96
	<i>Stramonita biserialis</i>	1.59	1.64	6.96	10.2	67.16
	<i>Crepidula striolata</i>	1.23	0.02	4.15	6.08	73.24
	<i>Tegula melaleucos</i>	0	0.5	2	2.93	76.17
	<i>Pilumnoides perlatus</i>	0.31	0.34	1.83	2.68	78.85
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	0.58	0.12	1.78	2.6	81.46

Anexo 17: Análisis de disimilaridad SIMPER para las biomásas del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Las Delicias

Fecha	Especies	Biomasa promedio		Disimilaridad promedio	Contribución %	Acumulado %
		Con cultivo	Sin cultivo			
set-13	<i>Crossata ventricosa</i>	7.03	3	15.46	29.54	29.54
	<i>Prunum curtum</i>	6.35	3.22	12.28	23.48	53.02
	<i>Tegula melaleucos</i>	1.46	4.02	11.57	22.11	75.12
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	1.28	0.57	4.96	9.49	84.61
nov-13	<i>Prunum curtum</i>	5.09	5.97	11.02	19.65	19.65
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	1.52	2.58	9.9	17.65	37.3
	<i>Crepidula striolata</i>	1.5	0.25	5.2	9.28	46.58
	<i>Stramonita biserialis</i>	0.54	0.7	4	7.14	53.72
	<i>Tegula melaleucos</i>	0	1.03	3.78	6.75	60.46
	<i>Hepatus chiliensis</i>	0.96	0	3.32	5.92	66.39
	<i>Crossata ventricosa</i>	0.99	0	2.65	4.72	71.11
	<i>Inachoides lambriformis</i>	0.03	0.66	2.51	4.47	75.58
	Fasciolaridae	0	0.51	1.97	3.51	79.09
	<i>Sicyonia aliaffinis</i>	0	0.42	1.91	3.41	82.51
ene-14	<i>Tegula melaleucos</i>	3.81	3.65	9.72	18.55	18.55
	<i>Crepidula striolata</i>	1.49	0.22	7.12	13.6	32.15
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	1.13	0.25	5.97	11.4	43.55
	<i>Prunum curtum</i>	1.32	0.21	5.95	11.36	54.91
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	0.74	0.68	3.88	7.41	62.32
	<i>Dardanus sinistripes</i>	0.57	0	2.51	4.79	67.11
	<i>Paguristes tomentosus</i>	0.51	0.14	2.41	4.6	71.72
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	0.42	0	2.31	4.4	76.12
	<i>Inachoides lambriformis</i>	0.37	0.28	1.84	3.51	79.63
	Fasciolaridae	0.28	0.12	1.63	3.11	82.74
mar-14	<i>Crossata ventricosa</i>	10.35	4.25	11.1	17.56	17.56
	<i>Tegula melaleucos</i>	7.19	1.31	10.66	16.86	34.42
	<i>Prunum curtum</i>	4.34	0.42	6.97	11.03	45.45
	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	4.07	1.7	5.88	9.3	68.
	<i>Crepidula striolata</i>	3.3	0.86	4.58	7.25	62
	Fasciolaridae	2.25	0	4.02	6.36	68.36
	<i>Hepatus chiliensis</i>	1.05	0.8	2.76	4.37	72.74
	<i>Stramonita biserialis</i>	1.39	0.03	2.32	3.66	76.4
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	1.43	0.71	2.25	3.55	79.95
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	0	1.27	2.15	3.4	83.35

Anexo 18: Análisis de disimilaridad SIMPER para las biomásas del macrobentos entre zonas con y sin cultivo en Barrancos

Fecha	Especies	Biomasa promedio		Disimilaridad promedio	Contribución %	Acumulado %
		Con cultivo	Sin cultivo			
set-13	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	1.32	1.36	20.55	32.21	32.21
	<i>Crepidula striolata</i>	1.75	0.67	17.54	27.49	59.7
	<i>Thaisella chocolata</i>	0	1.55	7.62	11.94	71.63
	<i>Crossata ventricosa</i>	0	0.92	4.54	7.11	78.74
	<i>Platynereis bicanaliculata</i>	0.26	0.08	3.43	5.37	84.11
nov-13	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	2.35	3.45	20.33	31.82	31.82
	<i>Crepidula striolata</i>	1.54	0.56	9.99	15.64	47.46
	<i>Moreirodromia sarraburei</i>	1	0	6.97	10.9	58.36
	<i>Solenosteira fusiformis</i>	0	0.57	5.37	8.4	66.76
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	0	0.46	4.39	6.87	73.63
	<i>Hepatus chiliensis</i>	1.17	0	4.08	6.39	80.02
ene-14	<i>Cycloxanthops sexdecimdentatus</i>	2.25	0.83	18.11	28.15	28.15
	<i>Crepidula striolata</i>	0.86	0.99	8.56	13.31	41.46
	<i>Acanthonyx petiverii</i>	0.64	1.12	7.76	12.07	53.53
	<i>Stramonita biserialis</i>	1.28	0.01	7.55	11.74	65.27
	<i>Homalocantha tortua</i>	0	0.43	3.14	4.89	70.16
	<i>Nereis callaona</i>	0.59	0.26	2.8	4.36	74.52
	<i>Nereis grubei</i>	0.25	0.22	2.25	3.5	78.02
	<i>Pilumnoides perlatus</i>	0.12	0.25	2	3.11	81.13

Anexo 19: Estadísticos W en cada curva ABC en las zonas con cultivo incluyendo y excluyendo *Argopecten purpuratus* durante todas los muestreos (setiembre 2013 a mayo 2014) en cada estación experimental

Área	Fecha	Estadístico W (Zona con cultivo)	
		Incluye <i>A. purpuratus</i>	Excluye <i>A. purpuratus</i>
Parachique	sep-13	0.212	0.231
	nov-13	0.207	0.165
	ene-14	0.289	0.411
	mar-14	0.247	0.168
	may-14	0.113	0.067
Vichayo	sep-13	0.172	0.187
	nov-13	0.229	0.231
	ene-14	0.213	0.112
Las Delicias	sep-13	0.176	0.088
	nov-13	0.208	0.112
	ene-14	0.229	0.158
Barrancos	mar-14	0.29	0.216
	sep-13	0.292	0.211
	nov-13	0.143	0.04
	ene-14	0.242	0.152

Anexo 20: Análisis del modelo lineal basado en distancias (distLM) en Parachique

DistLM - Prueba individual				
Variable	SC	Pseudo F	p-valor	Proporción de la variación explicada
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	5352.8	3.0435	0.001*	0.050
Vacías <i>A. purpuratus</i>	9312.3	5.5087	0.0001*	0.087
Biomasa <i>C. filiformis</i>	5495.8	3.1292	0.0008*	0.051
Oxígeno disuelto	3302.7	1.8409	0.0406*	0.031
Temperatura	5929.2	3.3905	0.0005*	0.055

DistLM - Prueba secuencial					
Variable	AICc	SC	Pseudo F	p-valor	Proporción de la variación explicada
Temperatura	447.14	5123.4	3.1427	0.0003*	0.048
Biomasa <i>C. filiformis</i>	445.97	5212.9	3.3282	0.0003*	0.049
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	445.77	3701.3	2.4232	0.0066*	0.034

DistLM - Mejor solución				
AICc	R ²	RSS	No. Variables	Selección de variables
445.77	0.21749	84010	4	Valvas vacías <i>A. purpuratus</i> , temperatura, biomasa <i>C. filiformis</i> , biomasa <i>A. purpuratus</i>

Anexo 21: Análisis del modelo lineal basado en distancias (distLM) en Vichayo

DistLM - Prueba individual					
Variable	SC	Pseudo F	p-valor	Proporción de la variación explicada	
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	6386.1	3.9069	0.001*	0.103	
Vacías <i>A. purpuratus</i>	4250.4	2.504	0.011*	0.069	
Biomasa <i>C. filiformis</i>	3824.2	2.2364	0.021*	0.062	
Oxígeno disuelto	3379.4	1.9613	0.042*	0.055	
Temperatura	4484.2	2.6525	0.007*	0.072	

DistLM - Prueba secuencial					
Variable	AICc	SC	Pseudo F	p-valor	Proporción de la variación explicada
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	268.68	6386.1	3.9069	0.002*	0.103
Vacías <i>A. purpuratus</i>	269.4	2508.3	1.5597	0.115	0.040
Biomasa <i>C. filiformis</i>	270.56	1989.6	1.2465	0.288	0.032
Oxígeno disuelto	270.84	3337.1	2.1669	0.027*	0.054
Temperatura	269.72	5044.3	3.5442	0.003*	0.081

DistLM - Mejor solución					
AICc	R ²	RSS	No. Variables	Selección de variables	
269.72	0.31092	42697	5	Biomasa <i>A. purpuratus</i> , valvas vacías <i>A. purpuratus</i> , biomasa <i>C. filiformis</i> , oxígeno disuelto, temperatura	

Anexo 22: Análisis del modelo lineal basado en distancias (distLM) en Las Delicias

DistLM - Prueba individual					
Variable	SC	Pseudo F	p-valor	Proporción de la variación explicada	
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	3863.6	1.9231	0.0658	0.040	
Vacías <i>A. purpuratus</i>	959	0.4628	0.899	0.010	
Biomasa <i>C. filiformis</i>	8360.9	4.3746	0.0009*	0.087	
Oxígeno disuelto	6622.6	3.3979	0.0048*	0.069	
Temperatura	22100	13.705	0.0001*	0.230	

DistLM - Prueba secuencial					
Variable	AICc	SC	Pseudo F	p-valor	Proporción de la variación explicada
Temperatura	356.73	22100	13.705	0.0001*	0.230
Oxígeno disuelto	355.98	4536.2	2.9311	0.0015*	0.047
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	355.92	3466.1	2.3046	0.0096*	0.036
Biomasa <i>C. filiformis</i>	355.89	3387.8	2.3201	0.0115*	0.035

DistLM - Mejor solución					
AICc	R ²	RSS	No. Variables	Selección de variables	
355.89	0.34785	62788	4	Biomasa <i>A. purpuratus</i> , biomasa <i>C. filiformis</i> , oxígeno disuelto, temperatura	

Anexo 23: Análisis del modelo lineal basado en distancias (distLM) en Barrancos

Modelo lineal basado en distancias (DistLM) - Prueba individual					
Variable	SC	Pseudo F	p-valor	Proporción de la variación explicada	
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	4644.2	2.4073	0.0319*	0.066	
Vacías <i>A. purpuratus</i>	2540.8	1.2761	0.2544	0.036	
Biomasa <i>C. filiformis</i>	1811.9	0.90032	0.4966	0.026	
Oxígeno disuelto	3870.1	1.9827	0.0666	0.055	
Temperatura	13069	7.773	0.0001*	0.186	

Modelo lineal basado en distancias (DistLM) - Prueba secuencial					
Variable	AICc	SC	Pseudo F	p-valor	Proporción de la variación explicada
Temperatura	269.69	13069	7.773	0.0001*	0.186
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	268.96	4744.8	2.9869	0.0079*	0.068

Modelo lineal basado en distancias (DistLM) - Mejor solución					
AICc	R ²	RSS	No. Variables	Selección de variables	
268.96	0.25363	52422	2	Temperatura, biomasa <i>A. purpuratus</i>	

Anexo 24: Resultados de la relación entre la variación de la estructura comunitaria y las variables ambientales por medio del análisis DISTLM para Parachique. Procedimiento de selección STEPWISE y criterio de selección AICc.

Relación entre los ejes dbRDA y las variables ortonormal X (correlación parcial múltiple)				
Variable	dbRDA1	dbRDA2	dbRDA3	dbRDA4
<i>Vacías A. purpuratus</i>	0.856	0.071	0.23	-0.458
Temperatura	0.476	-0.46	-0.477	0.578
Biomasa <i>C. filiformis</i>	-0.031	-0.532	0.804	0.264
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	0.201	0.707	0.272	0.622
Puntaje de las correlaciones dbRDA				
Muestra	dbRDA1	dbRDA2	dbRDA3	dbRDA4
M1C1	-14.117	12.728	5.5648	3.6604
M1C2	-7.1763	11.278	-1.0656	-9.4681
M1C3	-6.7426	14.89	-1.3161	-7.2181
M1C4	-6.0351	13.112	7.21E-02	-6.9467
M1C5	-6.8672	17.856	-3.7516	-9.4479
M1C6	-21.506	14.381	-6.548	-6.9572
M1S1	-12.399	-3.0164	0.55892	-14.235
M1S2	-19.039	1.0035	-0.57432	-9.2955
M1S3	-10.471	-10.11	16.117	-0.96788
M1S4	-1.9244	-13.43	18.985	-2.8758
M1S5	5.3651	-17.09	24.141	-3.0222
M1S6	-12.473	-8.3338	11.514	-3.4423
M2C1	0.47755	11.903	7.7147	-1.0945
M2C2	-16.38	16.044	-1.943	1.0767
M2C3	12.407	4.0292	12.231	-0.70436
M2C4	-11.467	17.436	7.2027	9.5496
M2C5	8.1443	4.2885	10.857	5.3197
M2C6	-3.6375	11.394	2.976	-0.62425
M2S1	-1.0648	-5.7494	1.6083	-6.0121
M2S2	-8.1468	-7.0462	6.668	1.6755
M2S3	-8.0951	-10.683	10.419	0.66133
M2S4	1.6038	-8.0612	13.379	-1.6505
M2S5	-12.359	-0.32436	-1.6934	-1.8354
M2S6	-12.416	-8.7075	-1.7707	-5.9972
M3C1	11.106	-1.0173	-5.0351	10.211
M3C2	0.16545	8.2523	1.2374	7.0045
M3C3	5.8675	8.8862	-1.6414	-0.28067
M3C4	-10.498	8.9584	-5.5892	4.2788
M3C5	3.3593	7.6576	5.0519	6.6464
M3C6	9.6226	8.7009	2.0991	0.29696

Muestra	Puntaje de las correlaciones dbRDA			
	dbRDA1	dbRDA2	dbRDA3	dbRDA4
M3S1	-10.948	-9.7311	-2.7074	-4.8405
M3S2	-9.1723	-12.52	1.5304	-3.208
M3S3	-9.2184	-11.362	-2.3403	-3.414
M3S4	1.3768	-15.947	3.984	8.7028
M3S5	-4.1095	-9.6835	-7.4948	2.8106
M3S6	-5.7222	-5.4091	-4.047	3.5172
M4C1	34.997	4.471	8.5136	5.1827
M4C2	14.118	2.1206	5.8347	13.844
M4C3	10.086	2.0669	-1.0567	15.918
M4C4	7.0654	10.342	0.70868	8.1233
M4C5	2.6563	9.2228	-4.0225	4.8634
M4C6	16.162	6.2199	1.3849	3.0376
M4S1	-5.5299	-7.2638	1.1485	3.8103
M4S2	0.4544	-11.299	-16.209	6.1003
M4S3	-7.2012	-5.7669	0.5351	2.3458
M4S4	-3.4184	-8.1227	-1.6617	5.5028
M4S5	-12.946	-2.6775	5.7615	-2.3377
M4S6	-15.14	1.7665	-0.72478	-4.1001
M5C1	12.388	8.7629	1.3946	1.5456
M5C2	39.628	-11.563	-11.039	-16.78
M5C3	44.029	2.004	-1.4604	-15.448
M5C4	25.329	1.4611	-1.4833	-7.761
M5C5	16.573	1.2418	-1.6875	-3.0644
M5C6	14.509	8.1637	-7.953	-1.6507
M5S1	-5.974	-4.5549	-11.156	2.3114
M5S2	-7.6828	-2.7934	-21.227	-0.81098
M5S3	-4.0494	-5.5655	-22.385	2.1487
M5S4	1.9049	-13.769	-10.981	7.6661
M5S5	5.064	-8.1628	-14.699	2.1844
M5S6	-0.53188	-10.881	-13.931	5.4957

Anexo 25: Resultados de la relación entre la variación de la estructura comunitaria y las variables ambientales por medio del análisis DISTLM para Vichayo. Procedimiento de selección STEPWISE y criterio de selección AICc.

Relación entre los ejes dbRDA y las variables ortonormal X (correlación parcial múltiple)					
Variable	dbRDA1	dbRDA2	dbRDA3	dbRDA4	dbRDA5
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	0.633	0.333	-0.508	0.44	-0.192
Vacías <i>A. purpuratus</i>	0.487	0.135	0.096	-0.812	-0.274
Biomasa <i>C. filiformis</i>	-0.422	-0.048	-0.216	0.01	-0.879
Oxígeno	0.04	0.556	0.746	0.282	-0.23
Temperatura	0.427	-0.748	0.36	0.258	-0.25

Puntaje de las correlaciones dbRDA					
Muestra	dbRDA1	dbRDA2	dbRDA3	dbRDA4	dbRDA5
M1C1	5.7425	8.191	-6.7953	-3.2392	4.1252
M1C2	2.2438	-2.9053	-18.523	-10.414	2.6321
M1C3	-7.2416	15.173	-5.4762	11.836	4.6811
M1C4	1.4745	11.306	-5.6142	-2.0751	-1.8407
M1C5	5.7211	2.6757	-13.255	-8.8548	0.39922
M1C6	-2.0383	9.478	-3.3375	9.4218	12.426
M1S1	-15.553	1.8665	-10.434	-5.8404	-1.474
M1S2	-14.676	-1.4873	-16.284	-5.5786	-1.4829
M1S3	-7.248	10.247	-1.7539	-2.7997	0.59147
M1S4	-11.955	7.2204	-8.4178	-3.0829	-2.9817
M1S5	-10.223	12.403	-1.2058	-1.4333	-5.0311
M1S6	-0.50804	14.133	7.4347	-1.7855	3.8592
M2C1	5.6926	10.561	-3.9775	-2.0278	1.2367
M2C2	15.791	13.226	8.2297	-3.7294	-6.9453
M2C3	-4.1934	11.657	1.5707	12.646	1.0681
M2C4	17.684	4.5942	5.0398	1.6735	7.2914
M2C5	1.9947	9.8055	-6.4854	-0.12995	-7.359
M2C6	27.469	-1.1762	6.6506	-4.9666	5.4811
M2S1	-6.1359	5.5418	3.5825	11.416	-1.7794
M2S2	7.8091	2.7629	9.1307	-3.1144	-2.5603
M2S3	-10.066	5.0964	1.1746	10.223	-1.8581
M2S4	-24.888	4.2478	17.944	-11.063	-3.8776
M2S5	-20.731	-2.7246	15.933	-12.258	-2.75E-03
M2S6	-10.309	13.103	5.8888	10.722	-0.16107
M3C1	15.051	-19.241	-3.8052	16.792	-8.3185
M3C2	17.702	-14.857	-12.861	-7.6004	-1.9258
M3C3	34.346	-15.314	9.2104	-9.44E-02	4.4164
M3C4	20.736	-3.7039	3.6172	-4.1778	-3.9443

Puntaje de las correlaciones dbRDA					
Muestra	dbRDA1	dbRDA2	dbRDA3	dbRDA4	dbRDA5
M3C5	26.808	1.48E-02	10.268	-2.1314	4.9322
M3C6	19.75	-1.2858	1.3594	-5.5638	-6.7166
M3S1	-25.771	-24.302	-0.61187	-5.4308	8.8857
M3S2	-10.192	-20.801	-16.021	5.105	2.1081
M3S3	0.9329	-17.342	-1.6895	9.5022	-1.5873
M3S4	-2.9216	-15.107	3.9668	9.4176	-5.6389
M3S5	-16.294	-23.425	12.922	-0.20242	-5.98E-02
M3S6	-26.002	-9.6301	12.626	-1.1622	1.4109

Anexo 26: Resultados de la relación entre la variación de la estructura comunitaria y las variables ambientales por medio del análisis DISTLM para Las Delicias. Procedimiento de selección STEPWISE y criterio de selección AICc.

Relación entre los ejes dbRDA y las variables ortonormal X (correlación parcial múltiple)				
Variable	dbRDA1	dbRDA2	dbRDA3	dbRDA4
Temperatura	-0.941	0.034	-0.15	-0.301
Oxígeno disuelto	-0.18	0.727	-0.032	0.661
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	-0.04	0.298	0.907	-0.295
Biomasa <i>C. filiformis</i>	-0.284	-0.617	0.393	0.62

Puntaje de las correlaciones dbRDA				
Muestra	dbRDA1	dbRDA2	dbRDA3	dbRDA4
M1C1	22.42	14.271	-0.37603	2.7253
M1C2	27.554	7.4215	1.551	-1.0201
M1C3	30.284	8.1521	1.1553	1.0216
M1C4	29.552	9.4065	1.1551	4.7539
M1C5	26.554	7.1903	5.6686	-3.9852
M1C6	24.269	11.07	6.5471	-4.1054
M1S1	19.347	7.374	-5.0085	19.338
M1S2	20.561	11.003	-13.124	6.4412
M1S3	22.327	0.67255	-12.328	-0.89089
M1S4	22.587	3.4716	-12.465	1.2636
M1S5	23.491	-9.6073	1.4753	6.1362
M1S6	27.419	8.0523	-7.4858	4.8761
M2C1	25.331	-6.8714	8.4053	-6.9946
M2C2	22.682	-14.889	17.046	2.4572
M2C3	22.282	-4.3494	0.51007	-1.3957
M2C4	19.873	-8.772	6.994	-2.0252
M2C5	21.302	-7.0835	2.5267	-8.1048
M2C6	-14.659	13.539	6.1755	-3.6665
M2S1	-2.9473	-10.338	-0.95812	5.0228
M2S2	-15.444	-3.9885	-4.2566	5.4012
M2S3	4.9301	-12.247	-12.406	-11.152
M2S4	8.7768	-10.52	-3.2127	-7.088
M2S5	10.509	-10.785	-2.2277	-4.7346
M2S6	14.333	-12.287	-3.6793	-4.2231
M3C1	5.0343	4.29E-02	9.4101	-7.2446
M3C2	-5.5444	-6.8181	8.8119	2.4424
M3C3	-12.154	6.6683	8.7032	3.6123
M3C4	-18.803	-6.7306	8.0345	-11.956
M3C5	-5.6044	2.6963	4.3552	-1.0853
M3C6	-3.1667	-14.295	17.537	13.331

Puntaje de las correlaciones dbRDA				
Muestra	dbRDA1	dbRDA2	dbRDA3	dbRDA4
M3S1	4.8018	6.3634	-13.808	1.7803
M3S2	4.3045	-6.3784	-9.0921	5.4068
M3S3	-35.241	-24.56	2.0001	10.934
M3S4	-34.073	-9.3658	-0.32935	6.4075
M3S5	-25.521	-7.0563	-13.83	-7.1511
M3S6	-21.654	-12.546	-7.5382	-7.1544
M4C1	-34.019	5.0507	6.4246	8.5006
M4C2	-36.428	8.0313	1.7773	-4.0762
M4C3	-1.4196	10.661	17.005	-3.7742
M4C4	-26.359	23.569	9.0451	-0.62377
M4C5	-24.895	13.706	12.48	-6.8993
M4C6	-24.848	26.153	0.70594	0.21494
M4S1	-21.51	11.207	-9.7881	-0.12157
M4S2	-15.233	2.2804	-11.999	-10.177
M4S3	-5.3227	-8.6511	-1.5176	-1.3186
M4S4	-23.021	-19.218	2.1056	2.9874
M4S5	-18.699	-2.7459	-11.796	2.7798
M4S6	-33.958	12.05	-10.378	3.133

Anexo 27: Resultados de la relación entre la variación de la estructura comunitaria y las variables ambientales por medio del análisis DISTLM para Barrancos. Procedimiento de selección STEPWISE y criterio de selección AICc.

Relación entre los ejes dbRDA y las variables ortonormal X (correlación parcial múltiple)		
Variable	dbRDA1	dbRDA2
Temperatura	-0.994	0.108
Biomasa <i>A. purpuratus</i>	0.108	0.994

Puntaje de las correlaciones dbRDA		
Muestra	dbRDA1	dbRDA2
M1C1	18.79	-4.7181
M1C2	17.646	-1.5528
M1C3	15.492	7.5741
M1C4	14.721	3.3449
M1C5	21.773	6.8883
M1C6	25.994	10.196
M1S1	17.196	-15.465
M1S2	16.62	-15.134
M1S3	13.497	-7.3681
M1S4	19.045	-5.7812
M1S5	10.753	-13.388
M1S6	11.997	-7.8023
M2C1	17.635	3.977
M2C2	20.642	12.254
M2C3	15.12	11.203
M2C4	18.884	14.418
M2C5	17.483	14.35
M2C6	-7.357	15.138
M2S1	-11.422	-5.1826
M2S2	-9.232	-11.906
M2S3	-8.547	-6.658
M2S4	-6.2411	-14.639
M2S5	11.988	-2.7088
M2S6	-9.9369	-9.2102
M3C1	-34.128	16.273
M3C2	-23.808	11.371
M3C3	-7.4377	11.227
M3C4	-23.084	13.286
M3C5	-17.394	16.39
M3C6	-15.956	17.055
M3S1	-8.8372	-19.662
M3S2	-7.89	-8.433
M3S3	-48.145	-3.1188
M3S4	-7.9565	-12.644
M3S5	-17.702	-12.712
M3S6	-40.202	-6.8599