

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO  
MAESTRÍA EN ECOLOGÍA APLICADA**



**EFFECTOS DE PERTURBACIONES NATURALES Y  
ANTROPOGÉNICAS SOBRE LAS COMUNIDADES  
MACROBENTÓNICAS EN PLAYAS ARENOSAS DEL  
CANTÓN SAN VICENTE, MANABÍ-ECUADOR**

**EJECUTOR**

JORGE ENRIQUE VÉLEZ FALCONES

**ASESOR**

Dr. Jorge Tam Málaga

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE  
MAGISTER SCIENTIAE EN ECOLOGÍA APLICADA

**Lima - Perú**

**2019**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO  
MAESTRÍA EN ECOLOGÍA APLICADA**

**EFFECTOS DE PERTURBACIONES NATURALES Y  
ANTROPOGÉNICAS SOBRE LAS COMUNIDADES  
MACROBENTÓNICAS EN PLAYAS ARENOSAS DEL  
CANTÓN SAN VICENTE, MANABÍ-ECUADOR**

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE  
MAGISTER SCIENTIAE

Presentada por:

**JORGE ENRIQUE VÉLEZ FALCONES**

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Mg. Sc. Juan Torres Guevara  
PRESIDENTE

Dr. Jorge Tam Málaga  
PATROCINADOR

Mg. Sc. Zulema Quinteros Carlos  
MIEMBRO

Dr. Edgar Sánchez Infantas  
MIEMBRO

# ACTA DE SUSTENTACIÓN

## **DEDICATORIA**

Dedico este trabajo a Dios, mi hijo, mis padres, hermanas y sobrinas

Sin ellos nada de esto hubiera sido posible.

## AGRADECIMIENTOS

Al finalizar este trabajo, reconozco que no hubiese sido posible desarrollarlo de forma exitosa, sin el apoyo de instituciones y personas que significaron mucho en contrarrestar limitaciones y promover la motivación para el desarrollo y conclusión que tributa directamente a la culminación del Postgrado.

Por lo que, comienzo y expreso de la forma más sincera dando las gracias:

Al Programa Nacional de Beca y Crédito Educativo (PRONABEC) por adjudicarme como becario, para la realización de los estudios de Maestría en el marco de Beca de la Amistad, convenio bilateral Perú-Ecuador.

A la Universidad Nacional Agraria la Molina, por la oportunidad de formar parte del programa de Estudios de Maestría en Ecología Aplicada, en particular a su Plana Docente, que directa contribuyeron a mi formación.

Dr. Jorge Tam Málaga, por su esfuerzo paciencia y constancia para dirigir este trabajo.

A los señores miembros del tribunal de Tesis por su espíritu de colaboración.

A la Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación (SENESCYT), por adjudicarme ayuda económica para desarrollo de este trabajo de titulación.

A la Universidad Técnica de Manabí, Carrera de Ingeniería en Acuicultura y Pesquerías, por brindarme las facilidades para el desarrollo de la investigación. En particular a la Vicedecana en ese entonces M.Sc. María Laura García, a la Dra. Vanessa Acosta por sus acertadas observaciones y sugerencias, a la Profesora Dra. Eulalia Ibarra Mayorga por la gestión y apoyo incondicional en la ejecución del presente trabajo.

A la Biol. Raquel León Mateo por su colaboración en el trabajo de campo y análisis de laboratorio.

Al Ing. Genaro Reyna por su apoyo en el monitoreo y recopilación de la información.

Y a todas las personas que contribuyeron indirectamente a la conclusión de este trabajo, muchas gracias.

# ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS

ÍNDICE DE FIGURAS

RESUMEN

ABSTRACT

**I. INTRODUCCIÓN ..... 1**

**II. REVISIÓN DE LITERATURA ..... 3**

Definición de perturbación ..... 3

Bentos ..... 4

Macrobentos..... 5

Las playas..... 6

2.1.1. Morfodinámica de playas .....7

2.1.2. Playas arenosas como sistemas adaptativos complejos .....8

2.1.3. Playas arenosas: patrones de riqueza de especies .....10

Perturbaciones sobre el bentos..... 11

**III. METODOLOGÍA..... 13**

Áreas de estudio..... 13

Procedimiento de muestreo..... 15

Análisis de Laboratorio..... 17

3.1.1. Contenido de materia orgánica (MO) .....17

3.1.2. Análisis granulométrico del sedimento .....17

3.1.3. Análisis de la macrofauna .....17

3.1.4. Procesamiento de análisis de datos.....18

3.1.5. Ambiente .....18

3.1.6. Estructura comunitaria .....18

3.1.7. Variación espacial .....18

3.1.8. Variación temporal .....19

3.1.9.	Análisis multivariados .....	19
3.1.10.	Efectos de perturbaciones naturales .....	20
3.1.11.	Efectos de perturbaciones antropogénicas .....	20
3.1.12.	Curvas de abundancia-biomasa ABC .....	20
<b>IV.</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>22</b>
	Análisis variables ambientales del agua de mar .....	22
4.1.1.	Temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH .....	22
	Caracterización sedimentológica .....	25
4.1.2.	Contenido de Materia Orgánica (MO) .....	25
4.1.3.	Caracterización granulométrica .....	25
	Esctructura comunitaria .....	27
4.1.4.	Análisis de la estructura comunitaria .....	29
4.1.5.	Análisis de la variabilidad espacial .....	30
4.1.6.	Análisis de la variabilidad temporal .....	34
	Análisis de ordenación temporal.....	35
	Análisis de clasificación temporal .....	38
	Relación entre perturbaciones naturales y antropogénicas y la comunidad macrobentónica.....	40
4.1.7.	Variables naturales .....	40
4.1.8.	Variables antropogénicas .....	42
4.1.9.	Afluencia de visitantes.....	42
4.1.10.	Curvas de comparación abundancia-biomasa ABC.....	43
<b>V.</b>	<b>DISCUSIÓN .....</b>	<b>46</b>
	Condiciones Ambientales .....	46
5.1.1.	Agua de mar .....	46
5.1.2.	Sedimentos de las playas.....	46
	Estructura comunitaria .....	47
5.1.3.	Variación espacial .....	48
5.1.4.	Variación temporal .....	49
	Efectos de perturbaciones .....	50
5.1.5.	Efectos de perturbaciones naturales .....	50
5.1.6.	Efectos de perturbaciones antropogénicas .....	51
	Recomendaciones de manejo de las playas .....	52
<b>VI.</b>	<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>54</b>

<b>VII. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>56</b>
<b>VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>57</b>
<b>IX. ANEXOS.....</b>	<b>65</b>



## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Localización geográfica de las playas seleccionadas de San Vicente .....	13
Tabla 2. Métodos de evaluación de las variables .....	16
Tabla 3. Promedio total de los parámetros ambientales registrados en las localidades estudiadas. ....	22
Tabla 4. Listado de especies registradas en las playas arenosas.. ....	27
Tabla 5. Atributos comunitarios e índices ecológicos de macroinvertebrados bentónicos de playas arenosas de San Vicente.....	29
Tabla 6. Correlación entre PCs y las variables de las playas estudiadas.....	36
Tabla 7. Análisis de correlación lineal (PEARSON) entre las variables ambientales del agua de mar e índices comunitarios. ....	41
Tabla 8. Análisis de correlación (PEARSON) entre el número de personas y los índices comunitarios. ....	43

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio y ubicación de los puntos de muestreo en la franja costera de San Vicente.....	14
Figura 2. Estaciones de muestreo .....	15
Figura 3. Series de tiempo de anomalías de TSM (° C) para la región NIÑO 1 + 2, 1997–2016.....	23
Figura 4. Diagrama de eventos naturales durante el periodo de estudio.....	23
Figura 5. Variación mensual de parámetros ambientales en las playas analizadas.....	24
Figura 6. Fluctuación porcentual de materia orgánica del sedimento en época seca año 2015 y época de lluvia año 2016.....	25
Figura 7. Granulometría promedio del sedimento de las playas, en época seca y época de lluvia.....	26
Figura 8. Composición porcentual de la abundancia y riqueza por grupo taxonómico en las playas.....	28
Figura 9. Abundancia y biomasa relativa de los grupos de macrobentos por playa.....	29
Figura 10. Análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) entre niveles intermareales. ....	31
Figura 11. Dendrogramas de similitud entre niveles intermareales en base a fechas, usando las abundancias de macroinvertebrados de las playas.....	33
Figura 12. Análisis de la dinámica de índices comunitarios en el tiempo de estudio .....	35
Figura 13. Biplot del Análisis de Componentes Principales usando las variables ambientales registradas durante el tiempo de muestreo correspondientes a las playas.....	37
Figura 14. Dendrogramas de similitud entre meses de época seca y meses de época lluviosa, usando las abundancias de macroinvertebrados de las playas. ....	39
Figura 15. Identificación de periodos temporales según los análisis de ordenación y clasificación.....	40
Figura 16. Análisis de correlación lineal (PEARSON) entre los totales de las variables ambientales del agua de mar, sedimento e índices comunitarios.....	41
Figura 17. Número de personas promedio que asisten a las playas por turismo .....	42
Figura 18. Relación entre número de personas e índices comunitarios.....	43
Figura 19. Comparación de curvas abundancia-biomasa totales de macroinvertebrados del intermareal de las playas, durante meses de época seca y época de lluvia .....	44
Figura 20. Valor de W entre las curvas de Comparación Abundancia - Biomasa ABC... ..	45
Figura 21. Zonación de las playas arenosas del cantón San Vicente. ....	49

## RESUMEN

En este estudio se describen efectos de perturbaciones naturales y antropogénicas sobre la comunidad macro bentónica de tres playas arenosas de Ecuador en base al análisis de 432 muestras de sedimento colectadas con una cuadrata metálica de 0.1 m<sup>2</sup> de cobertura, a 4 niveles intermareales, durante octubre 2015 a marzo 2016. Con el objetivo de identificar las variables críticas a escala espacial y temporal se utilizó un Análisis de Componentes Principales (ACP), con la finalidad de identificar los grupos en la ordenación multivariada se realizó un análisis de clasificación, y para evaluar las eventuales similitudes entre las estaciones y fechas de muestreo se realizó un análisis de ordenación no paramétrico de escalamiento no métrico (NMDS). Para probar la influencia de perturbaciones naturales y antropogénica sobre el macrobentos, se realizó un análisis de regresión y correlación de Pearson, también, para determinar el nivel de perturbación de las comunidades se utilizó el método de las curvas de abundancia-biomasa (ABC) con su estadístico W.

Los resultados mostraron que hipótesis fue parcialmente cierta, pues las perturbaciones naturales (salinidad, oxígeno y composición granulométrica) tuvieron efecto sobre los parámetros comunitarios (Diversidad de Shannon, Equidad, riqueza de Margalef y la riqueza específica), la perturbación antropogénica (afluencia turística) y los parámetros comunitarios no se encontró relaciones significativas ( $< 0.05$ ). Las curvas de abundancia-biomasa permitieron describir el grado de perturbación de las playas evaluadas, indicando que Briceño fue la más perturbada que la playa de Canoa y la menos perturbada Punta Napo, mayormente afectadas por la baja salinidad, que por afluencia turística. Se identificaron 33 items taxonómicos pertenecientes a 6 phylum, presentando mayor número de especies Punta Napo. Su distribución general, refleja tres zonas bien diferenciadas, la zona supramareal habitada frecuentemente por poliquetos y bivalvos de la familia Donacidae, el crustáceo de la familia Ocypodidae. La mesomareal, caracterizada por el gasterópodo de la familia Olividae, poliquetos, bivalvos de la familia: Veneridae, Tellinidae. La inframareal tipificada por bivalvos de las familias Tellinidae y Mactridae (*Strigilla chroma*, *Mactrellona alata* respectivamente), Crustáceos decápodos de las familias Hippidae Albuneidea, poliquetos y anfípodos.

Palabras clave: Perturbaciones, Macrobentos, Intermareal, Playas arenosas.

## ABSTRACT

In this study, effects of natural and anthropogenic disturbances on the benthic macro community of three sandy beaches of Ecuador are described, based on the analysis of 432 sediment samples collected with a metallic quadrata of 0.1 m<sup>2</sup> coverage, at 4 intertidal levels, during October 2015 to March 2016. In order to identify the critical variables at spatial and temporal scale, a Principal Components Analysis (ACP) was used, in order to identify the groups in the multivariate management, a classification analysis was carried out, and To evaluate the possible similarities between the stations and sampling dates, a non-parametric analysis of non-metric scaling (NMDS) was performed. To test the influence of natural and anthropogenic disturbances on the macrobenthos, a Pearson regression and correlation analysis was performed, also, to determine the level of disturbance of the communities, the biomass abundance (ABC) curves method was used with his statistic W.

The results showed that the hypothesis was partially true, since natural disturbances (salinity, oxygen and granulometric composition) had an effect on community parameters (Shannon diversity, Equity, Margalef richness and specific richness, anthropogenic disturbance (tourist influx) and the community parameters no significant relationships were found (<0.05). Abundance-biomass curves, allowed to describe the degree of disturbance of the beaches evaluated, indicating that Briceño was the most disturbed than the beach of Canoa and the less disturbed Punta Napo, mostly affected by low salinity, than by tourist influx. 33 taxonomic items belonging to 6 phyla were identified, presenting a greater number of Punta Napo species. Its general distribution reflects three distinct areas, the supramareal zone frequently inhabited by polychaetes and bivalves of the Donacidae family, the crustacean of the Ocypodidae family. The mesomareal, characterized by the gastropod of the Olividae family, polychaetes, bivalves of the family: Veneridae, Tellinidae. The inframareal typified by bivalves of the Tellinidae and Mactridae families (*Strigilla chroma*, *Mactrellona alata* respectively), Decapod crustaceans of the Hippidae Albuneidea families, polychaetes and amphipods.

**KEYWORDS:** Disturbances, Macrobenthos, Intertidal, Sandy beaches.

## I. INTRODUCCIÓN

La franja costera de Ecuador es rica en recursos naturales. Posiblemente, los recursos vivos más importantes económicamente provienen principalmente de la pesca, acuicultura, agricultura, pero el uso recreativo de playas arenosas es económicamente importante. Sin embargo, existen otras presiones antropogénicas como el uso de espacio físico que está en función al crecimiento poblacional conllevando a expansión urbanística, asimismo las diferentes actividades que desarrollan las personas que visitan las playas a menudo resulta en perturbaciones sobre el bento por pisoteo, generación de desechos orgánicos e inorgánicos, excavación, extracción minera y construcción.

La costa manabita de Ecuador, en particular el Cantón San Vicente no es la excepción ya que está sujeto a estas presiones humanas y naturales. Las presiones naturales son parte de los procesos costeros en las cuales se incluyen el oleaje y el viento los cuales cumplen mecanismo de transporte de la materia que modifican el entorno constantemente, sin embargo, el cambio más drástico ocurre en la estación lluviosa y durante los eventos de Oscilación del Sur El Niño, en los cuales las crecientes de los ríos y esteros descargan altos volúmenes de agua lluvia, sedimentos y otros materiales, que modifican significativamente la morfodinámica de las playas y la topografía costera.

Los organismos bentónicos viven en o sobre el sedimento son importantes en casi todos los aspectos de los recursos marinos vivos. Son una fuente importante de alimento para muchos peces y animales silvestres que se alimentan en el fondo. La mayoría de los invertebrados bentónicos tienen estadíos de larvas planctónicas y estas larvas son fuentes importantes de alimento para organismos planctónicos y nectónicos. Finalmente, el bento proporciona recursos económicos y alimentos para los humanos en forma de mariscos, como camarones, cangrejos, ostras, mejillones y almejas.

Las perturbaciones de origen natural constituyen una forzante ambiental importante en la determinación de patrones de distribución espacial y temporal de las comunidades

bentónicas (e.g. Clarke & Ainsworth, 1993). Bajo este marco, los factores ambientales, incluyendo también las perturbaciones generadas por actividades humanas son los principales moduladores de la estructura comunitaria. Por lo que, es necesario comprender como responden los ecosistemas a eventos ambientales estocásticos y recurrentes para establecer medidas de gestión de uso o conservación.

Se considera que la legislación ecuatoriana establece como bienes nacionales de uso público al mar, playas y bahía, es decir las facultades de uso y goce están al alcance de todos los ciudadanos y su administración en manos del Estado. Sin embargo, una de las trabas que se tiene al momento de planificar un manejo, es evaluar cuáles son los impactos que generan los factores ambientales, cada actividad antropogénica y estimar cual es la capacidad del medio para recuperarse luego de una perturbación. En particular, las playas arenosas por su accesibilidad y el hecho de estar en zonas costera, están sujetas al aumento de la presión humana principalmente causada por el crecimiento industrial, urbanístico y por las actividades recreativas como el turismo. Por otra parte, están sujetas a efectos del cambio climático, estando vulnerable al incremento de la temperatura y el nivel del mar.

El objetivo de la presente investigación fue determinar los efectos de perturbaciones naturales y antropogénicas sobre las comunidades macrobentónicas en playas arenosas del Cantón San Vicente.

La hipótesis de la investigación es:

Los organismos macrobentónicos de las playas arenosas del cantón San Vicente (Punta Napo, Briceño y Canoa), son afectados por perturbaciones naturales y antropogénicas.

Se determinaron como objetivos específicos: (i) Realizar el inventario sistemático de organismos macrobentónicos de la zona intermareal de playas arenosas de Punta Napo, Briceño y Canoa ubicadas en la costa de Ecuador; (ii) Determinar la estructura comunitaria macrobentónica usando índices de abundancia, biomasa relativa, riqueza, equidad y diversidad; (iii) Evaluar los efectos de las perturbaciones naturales y antropogénicas sobre la estructura comunitaria macrobentónica y por último, (iv) Realizar recomendaciones de manejo de estas playas que garanticen el uso sostenible y conservación del ecosistema y que incluya un plan de monitoreo de variables bióticas y abióticas.

## II. REVISIÓN DE LITERATURA

### Definición de perturbación

Aunque muchos estudios usan un concepto de perturbación, es difícil encontrar una definición universal que describa las características de la perturbación. La alteración a menudo se utiliza como sinónimo de estrés y perturbación cuando se aplica a la dinámica de los ecosistemas (Rykiel, 1985). Sin embargo, estas palabras pueden confundir los problemas de causa y efecto. En Rykiel (1985), la perturbación se origina como "una causa; una fuerza física, agente o proceso, ya sea abiótico o biótico, que causa una perturbación [un efecto de perturbación] (que incluye el estrés) en un componente o sistema ecológico; relativo a un estado y sistema de referencia especificados; definido por características específicas.

La perturbación a menudo se define como un proceso físico, por ejemplo, como dragado, tormentas o construcción (Wilson, 1987, Horn, 1974, Rhoads *et al.*, 1978). Centrarse en la naturaleza física de la perturbación probablemente surja de las primeras aplicaciones de la teoría de la sucesión al medio terrestre, donde las principales perturbaciones fueron el fuego y el pastoreo de ganado. Como la teoría de la sucesión se ha aplicado con mayor frecuencia a ambientes marinos y estuarinos, la definición de perturbación, se ha ampliado para incluir alteraciones químicas del entorno, por ejemplo, enriquecimiento de nutrientes y contaminación industrial (Simboura *et al.*, 1995; Warwick & Clarke, 1994).

La alteración química puede ser más importante en entornos acuáticos que en entornos terrestres. Las comunidades estuarinas están sujetas a dos tensiones químicas críticas que no influyen en las comunidades terrestres: las fluctuaciones en la salinidad y el oxígeno. Ambas tensiones pueden causar mortalidad y disminuciones en la diversidad de la comunidad. Otras perturbaciones químicas pueden surgir por derrames de petróleo o productos químicos y la descarga de efluentes municipales e industriales.

Zajac & Whitlatch (1982a) definen la perturbación como " cualquier evento estocástico que inicie un cambio en la población de especies, ya sea de mortalidad independiente de la densidad y/o cambio en la base de recursos de la comunidad". Esta definición es

suficientemente amplia para incorporar perturbaciones físicas y químicas. También puede incluir alteraciones en la disponibilidad de alimentos, que es una "alteración" que normalmente no se considera en los modelos de sucesión.

Las perturbaciones naturales y antropogénicas afectan directamente a los ecosistemas y a sus componentes. Según Pickett & White (1985), una perturbación es un suceso discreto en el tiempo (puntual, no habitual) que altera la estructura de los ecosistemas, de las comunidades o de las poblaciones y cambia los recursos, la disponibilidad de hábitat aptos y/o el medio físico. Kaufmann et al. (1994) distinguen entre las perturbaciones naturales y las inducidas por el hombre, señalando que las prácticas de gestión pueden ser un factor importante. Begon et al. (1990) añaden que las perturbaciones eliminan organismos y abren espacios que pueden ser colonizados por individuos de la misma o de diferente especie.

Los efectos directos de una perturbación, pueden verse manifestados en los parámetros ecológicos medidos en las comunidades, tales como la riqueza, abundancia y distribución de las especies (Fahrig, 2003). Los efectos indirectos de la perturbación alteran uno o más generadores de cambios en las comunidades, como pueden ser los procesos reproductivos, de dispersión, depredación o conducta de forrajeo de animales (Fahrig, 2003).

## **Bentos**

El bentos se pueden definir de cuatro maneras diferentes: por tamaño, sub-hábitat, preferencia de sedimento o tipo de alimentación. Hay cuatro distribuciones de tamaño: megafauna (> 2 mm), macrofauna (> 0.5 mm), meiofauna (> 0.063 mm, pero <0.5 mm) y microfauna (<0.063 mm). Hay tres sub-hábitats: epifauna móvil (que se mueve alrededor de la superficie del sedimento), infauna (que vive en el sedimento) y fauna intersticial (que vivir entre los granos de arena). Es común que los organismos se limiten o prefieran fondos fangosos, arenosos o duros. Hay seis tipos de alimentación: 1) alimentadores de suspensión que son trampas no selectivas, 2) alimentadores de filtro que son un subconjunto de alimentadores de suspensión que utilizan filtros para capturar partículas del agua, 3) alimentadores de depósito que ingieren sedimentos y pueden ser no selectivo o selectivo, 4) omnívoros que son rapaces o carroñeros, 5) herbívoros que recorren la superficie de las plantas o comen diatomeas, y 6) parásitos y comensales que viven en asociación con otros animales. La epifauna bentónica está dominada por crustáceos (principalmente camarón) y cangrejos) y algunos peces. Las densidades oscilan entre <1 a más de 100 por metro



cuadrado. Las comunidades de macroinfauna bentónica están dominadas por poliquetos, crustáceos (en su mayoría anfípodos) y moluscos (principalmente bivalvos y gasterópodos). Las densidades varían de 2,000 a 100,000 por metro cuadrado, y las biomásas varían de 0.1 a 20 gramos de peso seco por metro cuadrado (Montagna, datos no publicados). Las comunidades de meiofauna están dominadas por Nematoda y Harpacticoida (Copepoda), pero también incluyen muchos otros taxa metazoos (por ejemplo, Hydroida, Turbellaria, Gnathostomulida, Gastrotricha, Oligochaeta, Halacaridae y Bryozoa). Las densidades varían de 500,000 a 2,000,000 por metro cuadrado, y la biomasa es de aproximadamente 0.1 a 1 gramo de peso seco por metro cuadrado. La meiofauna más pequeña tiene tasas de rotación más rápidas que la macrofauna, por lo que la productividad para los dos grupos es casi igual. Las comunidades bentónicas pueden influir en las propiedades físicas y de los sedimentos mediante bioturbación, oxigenación de sedimentos anaeróbicos, agotamiento de carbono, producción de agentes de unión y estabilización y biodeposición

## **Macrobentos**

Definiciones de macrofauna o macrobentos varían según los distintos autores. Mees & Jones (1997) definen macrobentos como toda la fauna marina que sea dependiente del sedimento y se retiene en un tamiz de malla de 1 mm de tamaño. Además, subdivisión se hace entonces en endobentos, animales que viven en el sedimento, epibentos, los animales que viven en el sedimento, e hiperbentos animales que viven en la columna de agua justo por encima del fondo del mar. Estas categorías no se muestran límites claros: algunas especies, por ejemplo, viven parcialmente hiperbentica, parcialmente endobentónicas. Generalmente, esta clasificación se fundamenta en el mecanismo de muestreo a emplearse.

La definición de tamaño de 1 mm a veces se extiende a todos los animales que son retenidas en un tamiz de malla mm de tamaño 0.5 (por ejemplo, Brazeiro & Defeo, 1996; James & Fairweather, 1996; Defeo & Martínez, 2003). Sin embargo, Holmes & McIntyre (1971) señalan que la macrofauna de playas arenosas la compone los organismos invertebrados que quedan retenidos por una malla de 0.5 a 1 mm o más. Otros autores utilizan la macrofauna plazo por lo Mees & Jones (1997) definen como endobentos, por lo tanto, los animales que viven enterradas en el sedimento y se muestrean por medio de un bastidor o núcleo (ver McLachlan & Brown, 2006).

El macrobentos de playas de sustrato blando está principalmente constituido por bivalvos, crustáceos y poliquetos. En la zona cercada al límite con la zona submareal también puede encontrarse equinodermos. La mayoría de la macrofauna intermareal vive en agujeros que hacen en la arena y se quedan en ellos cuando la marea baja este periodo de exposición represente un estrés fisiológico para los organismos debido principalmente a la desecación, posible shock térmico, exposición al aire y cese de la alimentación (Peterson, 1998). La mayoría de estos organismos son activos al subir la marea, sobre todos los filtradores y los detritívoros (Southward, 1975). Cuando están cubiertos por agua, los organismos quedan expuestos a la acción del oleaje y la resuspensión del sedimento por lo que muchos animales continuamente construyen y modifican sus cuevas en esos momentos (Peterson, 1998). Los anélidos poliquetos constituyen entre el 35 y el 65 % de las especies de animales macroscópicos marinos de fondos blandos.

## **Las playas**

Las playas son sistemas costeros que cubren dos terceras partes de la costa libre de hielo de todo el mundo (Short, 1999). Una playa tiene dos componentes básicos: las olas y los sedimentos (Komar, 1976). Su clasificación cualitativa se realiza con base en: la altura/energía de la ola, clima de la ola anual/estacional, tipo de ola, tamaño/composición de los sedimentos, rango de las mareas, clima y latitud (Short, 1999).

Short (1999) menciona que una playa es la acumulación de los sedimentos depositados por las olas entre la profundidad máxima en la cual las olas pueden transportar material sedimentario hacia tierra (base de la ola), y el límite hacia tierra de la estación subaérea de la ola y el transporte de los sedimentos (límite de swash). La formación de la playa obedece a la acumulación de sedimento en mayor proporción que aquel que se retira de la costa, y donde la forma de la costa ha permitido la estabilización de dicha acumulación y la predominancia de los eventos acrecionales sobre los erosivos en el largo plazo (Seco-Hernández, 2004).

Específicamente, en playas de arena (sedimentos entre 2.0 y 0.07 mm), se emplea el término “alta energía” para las playas ubicadas frente a los océanos (MacLachlan & Brown 2006) y porque existen fuerzas hidrodinámicas que permiten la oxigenación de la arena por debajo de la superficie (Fenchel & Riedl 1970). Las playas protegidas en bahías, sondas, lagunas y

estuarios son llamadas de “baja energía” (Eliot *et al.*, 2006). En estas la disponibilidad de oxígeno comúnmente disminuye dentro de la arena y puede estar ausente a pocos centímetros por debajo de la superficie si están conformada de arena fina, pero si presentan arena gruesa, hay un buen drenaje en la playa y la saturación está más allá de 1 m por debajo de la superficie (McLachlan & Brown 2006). En las playas de alta energía las olas regulan las características físicas que se observan en ellas, pero en playas de baja energía las olas están restringidas o ausentes y se observan otro tipo de características Eliot et al. (2006).

### **2.1.1. Morfodinámica de playas**

En las playas la interacción entre el clima y el oleaje, tipo de sedimento y el régimen de mareas, produce un rango de tipos morfodinámicos continuos desde playas micromareales reflectivas (angostas e inclinadas) hasta playas macromareales disipativas (amplias y planas bajo condiciones de mareas amplias), con variaciones intermedias entre estos extremos (Short, 1996).

Las playas arenosas en estado reflectivo ocurren donde las olas son pequeñas, usualmente en promedio menor a 0.5 m de altura. Son de arena gruesa y pendientes empinadas (5-10°), delineadas, hacia el mar, por largas ondulaciones (que dibuja el agua en la arena), llamadas cuspilotos o, en su lugar, hacia la tierra, por lo que el clima de lavado (“swash”) es más riguroso. En las mareas bajas se acumulan sedimentos gruesos, formando un “escalón”. La arena gruesa de este tipo de playa permite un drenaje dinámico a través de él (Finkl, 2004).

Las playas arenosas en estado intermedio presentan olas de 0.5 a 2 m de altura y sedimentos de finos a medios. Están caracterizadas por una zona de disipación del oleaje (“surf”), que se amplía a medida que se incrementa la altura del oleaje y además presentan barras de arena, canales, corrientes de retorno y corrientes en dicha zona (Short 1996, 1999). La forma que presentan depende de la altura de las olas. Olas de 1 m de altura, o, menores, dan como resultado playas rectas con cara de playa inclinada, protegida por una barra de arena en la base de la playa, la cual es expuesta durante la mera baja. Cuando las olas exceden 1 m, barren el piso hacia canales en la barrera de arena, produciendo una alteración en las barras someras separadas por profundas corrientes de retorno y canales espaciados entre 150 y 300 m. la alteración de las barras y retornos causa que el borde de la playa sea arrastrado del lado

de las corrientes y acumulado del lado de las barras, produciéndose rítmicamente playas intermedias (Short, 1996).

En playas intermedias donde las olas son más grandes ( $\approx 2$  m), hay un movimiento a lo largo del piso de la playa con corrientes de retorno amplias (300-500 m) cruzando la zona de surf. En general, todos los tipos de playas intermedias permiten un ambiente benigno para la vida marina ya que, aunque la energía del oleaje es mayor que en las playas reflectivas, las amplias zonas de disipación del oleaje reducen el efecto de las olas sobre la playa (Short, 1996).

Las playas disipativas ocurren con olas grandes (de 2 a 3 m de alto) y arena fina (menor a 0.2 mm de diámetro). Presentan zonas de disipación del oleaje que pueden llegar a superar los 500 m de amplitud, a través de la cual atraviesan olas que rompen en forma de derrame ("spilling breakers"). Las olas disminuyen la gran energía que poseen sobre la amplia zona de disipación y en consecuencia llegan débiles hasta la cara de la playa. La arena en estos casos es fina, el drenaje es lento, el clima de lavado es menos violento, el piso de la playa y la zona de disipación son más estables de todos los tipos de playa (Short, 1996). Son los ecosistemas de playa con mayor productividad, caracterizándose por presentar altas biomasa de fitobentos adaptado a vivir en la zona de barrido. Esto a su vez permite el desarrollo de una alta biomasa de invertebrados filtradores (Defeo & McLachlan, 2005).

### **2.1.2. Playas arenosas como sistemas adaptativos complejos**

Las playas arenosas, están constituidas desde el punto de vista ecológico, por dos componentes: un ecosistema marino controlado por la acción de las olas y habitado por una biota marina; y un ecosistema terrestre controlado por la acción del viento, ocupado por una biota terrestre. Ambos sistemas, si bien distintos, interactúan en una única unidad geomórfica llamada "zona litoral activa". Esta zona constituye una interfase entre el océano y el continente, existiendo un estado de equilibrio dinámico en el que los sedimentos son continuamente retransportados (McGwynne & MacLachlan, 1992).

Una definición idealizada del litoral costero puede considerarlo como la interfase física entre la tierra y el agua (Dolan *et al.*, 1980 en Boak & Turner, 2005). A pesar de su evidente simplicidad, esta definición es en la práctica un desafío en su aplicación. En realidad, la

posición del litoral cambia continuamente con el tiempo, debido al tránsito de sedimentos en la zona litoral y especialmente debido a cambios del nivel del agua en el límite costero (por ej. mareas, agua subterránea, oleaje, tormentas, aumento del nivel medio del mar, etc.). El litoral se debe por lo tanto considerar en un sentido temporal, y a una escala de tiempo elegida, dependiendo del contexto de la investigación (Boak & Turner, 2005).

Las playas arenosas constituyen sistemas (dinámicos) definidos fundamentalmente por amplias fluctuaciones en las condiciones ambientales. Este dinamismo resulta, principalmente, de variaciones en la acción de las olas, régimen de vientos, marea y corrientes, los cuales generan a su vez cambios en las propiedades del sedimento. Las playas arenosas se caracterizan por presentar un número bajo de especies con un alto grado de especialización y movilidad en el eje transversal de la playa (zonación) como respuesta a las continuas variaciones en las condiciones ambientales, particularmente hidrodinámicas (Defeo & McLachlan 2005). Sin embargo, las medidas de conservación en playas son un reto en zonas urbanas, teniendo en cuenta su contexto político y social, y su papel primordial como zonas de recreación (Shlancher & Thompson, 2012).

García (1986), establece que todo sistema abierto (auto-organizado), está sometido a perturbaciones que pueden ser de muy diversas escalas. Dichas perturbaciones pueden ser de carácter exógeno, las cuales se traducen en modificaciones de las condiciones de contorno; o de carácter endógeno, modificaciones de alguno de los parámetros que determinan las relaciones dentro del sistema (García, 2006). Serrano-Barquin (2012) refiere, que el sistema puede comprender unidades o “subsistemas” que interactúan entre sí; las relaciones así establecidas determinan la estructura, la que a su vez está definida por las relaciones, no por los elementos, aunque no todas las relaciones son importantes. Básicamente los elementos están establecidos a partir de dos subsistemas: el natural y el sociocultural, que para efecto de caracterización del sistema complejo es fundamental reconstruir (Cruz-Jiménez, 2010).

Por otra parte, Serlin (2010) define un Sistema Adaptativo Complejo (SAC) como un sistema integrado por agentes independientes que pueden actuar en paralelo, desarrollar “esquemas” acerca de cómo funciona su contexto, y refinar este modelo a través del aprendizaje y la adaptación. Una perspectiva similar es afirmar que los SAC focalizan en las propiedades complejas emergentes y macroscópicas (holistas) de los sistemas. Se destaca que es una red

dinámica de varios agentes (que pueden ser células, especies, individuos, empresas y naciones) que actúan en paralelo. y que constantemente actúan y reaccionan a lo que los demás agentes están haciendo. El control de los SAC tiende a estar altamente disperso y descentralizado. Si tiene que haber una acción coherente en el sistema, ésta debe surgir de la competencia y la cooperación entre los propios agentes .El funcionamiento global del sistema es el resultado de una gran cantidad de decisiones hechas en todo momento por los diversos agentes (Serlin, 2010).

Bajo este contexto, en este estudio se considera necesario reconocer a las playas de San Vicente como Sistemas Adaptativos Complejos (SAC), con una perspectiva que rompe la visión de los esquemas lineales, es decir, que va más allá de la sola consideración de variables como el aprovechamiento (playas y sus recursos) y satisfacción de necesidades (actividades recreativas, extractivas, tránsito, comercio) como justificación social que tiene como premisa la explotación (ecosistemas y sus recursos naturales) para el desarrollo socioeconómico.

### **2.1.3. Playas arenosas: patrones de riqueza de especies**

Las playas arenosas son ecosistemas que dominan la línea costera de zonas tropicales y templadas de todo el mundo. Estas son definidas por la interacción entre las mareas, la energía de las olas y el tamaño de las partículas de arena disponibles para el transporte por acción de los dos primeros factores. Dicha interacción produce un rango morfodinámico de playas, que va desde sistemas reflectivos (estrechos y con pendientes empinadas) a disipativas (anchos con pendientes suaves). Las playas reflectivas presentan grano grueso y una reducida zona de barrido, a diferencia de las disipativas que se caracterizan por tener grano fino y una extensa zona de barrido (Short, 1996).

La biodiversidad de la macrofauna bentónica de playas arenosas ha comenzado a recibir creciente atención hace solo dos décadas. En este periodo se han hecho importantes avances en su caracterización, con una gran cantidad de estudios que han generado diferentes hipótesis dirigidas a explicar los patrones observados (Defeo & McLachlan, 2005). Uno de los principales paradigmas sostiene que la riqueza de especies de la macrofauna que habita estos ecosistemas aumenta de playas reflectivas a disipativas (McLachlan *et al.*, 1981b, 1993, Defeo *et al.*, 1992, Jaramillo *et al.*, 1995, Brazeiro 1999, McLachlan 2001, Nel

2001a, Soares 2003, Radil & Lastra, 2004, McLanchlan & Dorvlo 2005). Un meta-análisis reciente a nivel mundial muestra que la riqueza de especies aumenta de playas reflectivas micromareales a playas disipativas macromareales y de zonas templadas a tropicales (McLanchlan & Dorvlo 2005). La riqueza de las especies macrobentónicas también aumenta con el ancho de la playa (McLanchlan & Dorvlo 2007), lo que se sugiere que las playas actúan de forma aislada con respecto a los ambientes contiguos. A su vez, el aumento de la riqueza en respuesta al ancho de la playa es más rápido que lo esperado por un modelo lineal, indicando que las playas más anchas (disipativas) presentan una mayor cantidad de ambientes favorables para la fauna bentónica. Así, las playas tropicales presentan en general un mayor “pool” de especies y las playas anchas (macromareales disipativas) son más benignas y tienen una mayor proporción de especies por unidad de área (Soares, 2003).

### **Perturbaciones sobre el bentos**

La macrofauna bentónica es un componente importante en la cadena trófica marina (Jean & Fruguet, 1994): los organismos intermareales son muy importantes en la regeneración de nutrientes a la columna de agua. A su vez, la infauna constituye una fuente importante de alimento para los peces que se alimentan en el fondo (Holmes & McIntyre, 1971), gasterópodos y equinodermos durante la marea alta (Peterson, 1998); y aves marinas y animales terrestres como cangrejos, zorros y coyotes durante la marea baja (Wu, 1998; Peterson, 1998). A pesar de su importancia potencial, se conoce muy poco sobre las consecuencias de los disturbios naturales o inducidos por el hombre, en la estructura y dinámica de las comunidades de playas arenosas (Lecari *et al.*, 2002). Los pocos estudios existentes han sido generalmente a nivel de poblaciones, de corto plazo (Jaramillo *et al.*, 1996) y univariados, con un énfasis preponderante en las variaciones de la abundancia (Peterson *et al.*, 2000). Sin embargo, las aproximaciones a niveles superiores, que impliquen análisis comunitarios con técnicas multivariadas más apropiadas para ilustrar las respuestas de la fauna a los disturbios, no han sido consideradas (Lecari *et al.*, 2002).

En las playas arenosas el tamaño del grano, que afecta la porosidad y la compactación del sedimento, parece ser el principal factor que determina las poblaciones bentónicas. Es por lo tanto probable que los organismos que habitan la zona litoral se vean afectados por el pisoteo, ya que la presión humana ejerce compactación y resuspensión de sedimento. En efecto

dependerá de la naturaleza del sitio, del tipo de suelo y nivel de las actividades recreativas (Saunders *et al.*, 2000).

La vida marina en la zona intermareal esta soportada por las capas subyacentes que determinan la resiliencia a la presión del suelo. En fondos blandos, el peso de la persona se dispersa en un área mayor que si fuera en un fondo rocoso, resultando en una menor precisión unitaria. Sin embargo, las comunidades encontradas en estos hábitats pueden ser muy vulnerables, inclusive a bajos niveles de actividades, particularmente las que viven en las capas más superficiales de la arena (Saunders *et al.*, 2000). Por otro lado, la depredación es también un factor importante. Según Carter (1988), las aves pueden llegar a consumir más de 50 bivalvos por hora en la zona intermareal, o el 20 % del total de la población de invertebrados intermareales (Brown & McLachlan, 1990); y está demostrado que la presencia humana afecta la presencia de aves (Raffaelli & Hawkins, 1996).

La zona intermareal es el área donde los usuarios de la playa tienen mayor influencia. Como los organismos que habitan esta zona son poco móviles y dependen del sustrato, reflejan condiciones ambientales locales (Bilyard, 1987, citado por Wu, 1998). También reflejan rápidamente los cambios en el ambiente, por el corto ciclo de vida de las especies de estas comunidades. A su vez, se presentan en grandes abundancias y son fáciles de muestrear (Lenat *et al.*, 1980, citado por Wu, 1998).

La estructura de las comunidades bentónicas puede responder a muchos tipos de estrés porque incluyen organismos con un amplio rango de tolerancias fisiológicas, tipo de alimentación e interacciones tróficas y una alta diversidad de requerimientos ecológicos (Wu, 1998; Jean & Fruget, 1994). Por todas estas razones, han sido ampliamente usados como indicadores de estatus ambiental (Wu, 1998).

Los cambios en la diversidad y la proporción de densidad de ciertos organismos (p.e. oligoquetos y moluscos) determinan condiciones ambientales (Engle *et al.*, 1994). Sobre esta base se han elaborado índices bentónicos de condiciones ambientales según la diversidad (índice de Shannon Wiener), la abundancia de oligoquetos y la proporción de moluscos bivalvos, poliquetos y anfípodos en la abundancia béntica total (Engle & Summers, 1999).



### III. METODOLOGÍA

#### Áreas de estudio

El estudio se realizó en tres playas ubicadas en el Cantón San Vicente, Manabí, donde está ubicado geográficamente en el Ecuador (Tabla 1), al norte con el Océano Pacífico y el Cantón Jama; al sur con el estuario del río Chone; al este con: la Parroquia San Isidro del Cantón Sucre y el Cantón Chone; al oeste: Océano Pacífico, con una extensión territorial de 715 km<sup>2</sup>.

Tabla 1. Localización geográfica de las playas seleccionadas de San Vicente

<b>Playas de San Vicente</b>	<b>Latitud (S)</b>	<b>Longitud (W)</b>
Canoa	0°46'46,3"	80°45'83,6"
Briceño	0°51'75,3"	80°44'31,4"
Punta Napo	0°56'86,9"	80°43'62,1"

San Vicente presenta un clima tropical, megatérmico seco con temperaturas que oscilan entre 24,3 y 28,3 °C, con una humedad media relativa que oscila de 76,3 a 90 %, con dos estaciones bien marcadas: la estación seca se extiende de junio a noviembre y la lluviosa de diciembre a mayo. Las precipitaciones promedio anuales en la zona es de 443 mm.

El cantón San Vicente cuenta con aproximadamente 33 kilómetros de playas de arena, distribuida de la siguiente manera 18 km que abarcan desde la playa de Los Perales, Punta Napo, Briceño, Canoa y 15 km desde Cabo Pasado, Punta Chinita y Cabuyal. A través de los 33 km de playa se puede apreciar la extracción de ostiones (*Striostrea prismatica*) en Punta Napo y la presencia de una cueva en las rocas, pesca artesanal como una actividad tradicional de sustento para sus pescadores (Figura 1).

En Briceño, donde además de la pesca, está la presencia del surf y los servicios que ofrecen sus habitantes a los turistas. Playa Canoa: esta playa tiene una extensión de casi 2 km y se la conoce como “Segunda Montañita” por su ambiente e infraestructura hotelera.

El muestreo se realizó en las playas: Canoa, Briceño y Punta Napo (considerando los tres sitios con alta, media y baja influencia antropogénica respectivamente).

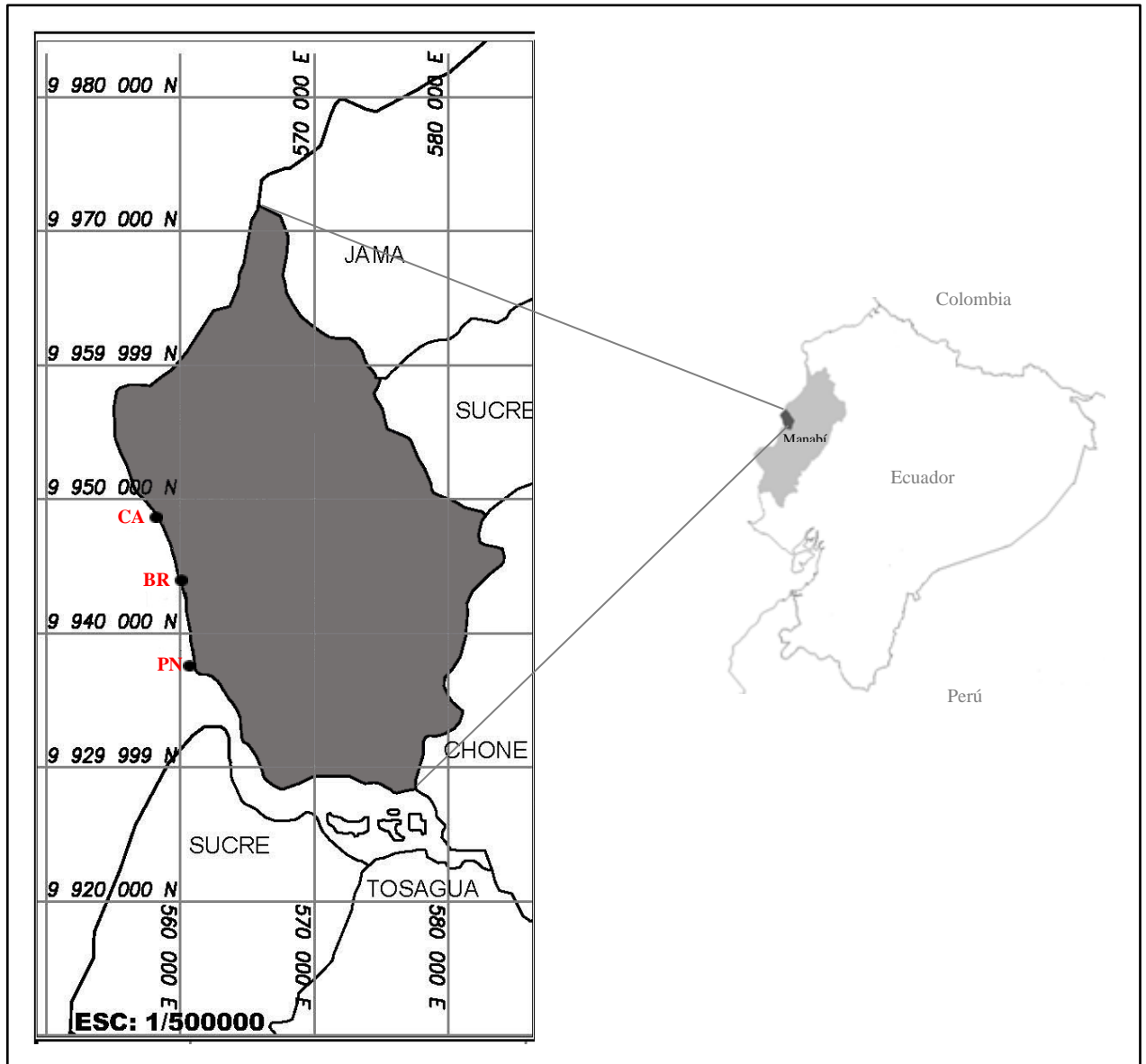


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los puntos de muestreo en la franja costera de San Vicente. Provincia de Manabí: zona CA: Canoa, BR: Briceño, PN: Punta Napo, (Vélez J, 2019).

## Procedimiento de muestreo

Las playas fueron muestreadas durante las mareas bajas entre octubre 2015 y marzo de 2016, correspondientes a los meses de estación seca y de lluvia. Se establecieron tres transectos perpendiculares a la línea de costa espaciados en un tramo de 200 m de longitud en cada playa. Con la finalidad de cubrir toda el área intermareal, cada transecto se dividió en 4 niveles de muestreo según la distancia a la costa. El primer nivel de muestreo se localizó en la zona de swash (inframeareal: A), segundo y tercer nivel (mesomareal: B-C) y el último (supramareal: D), ubicado por debajo de la línea de marea más alta (Figura 2).



Figura 2. Estaciones de muestreo (A, B, C, D) en 3 transectos (T1, T2, T3).

Se recolectaron 12 muestras por playa (36 muestras cada 15 días en las 3 playas). En cada nivel de muestreo, se utilizó una cuadrata metálica de 0,36 x 0,28 m, enterrándola y extrayendo 20 cm de sedimento arenoso el cual se tamizó en una criba metálica de 0,5 mm de tamaño de malla, los organismos encontrados se guardaron en contenedores plásticos etiquetados, se tiñeron con eosina y se conservaron en formalina al 10%. Además, se tomaron muestras de sedimento en cada nivel de muestreo con un tubo de plástico tipo nucleador (5 cm de diámetro) enterrado a 10 cm de profundidad para el análisis granulométrico y materia orgánica del sedimento.

Para establecer la relación de estos organismos con las variables ambientales, en cada una de las playas se registraron lecturas de factores ambientales: temperatura (°C), oxígeno disuelto en el agua (mg/L) y pH, medidos en la interface agua-sedimento bajo la zona de swash, con un equipo multiparámetro YSI Pro Plus. La salinidad fue medida con un refractómetro portable ATC.

La longitud de la playa fue medida con cinta metrificada (m) desde la base de las dunas hasta el límite inferior de la zona de swash. A continuación, se describen las principales variables, métodos de medición y análisis empleados durante los muestreos en la zona intermareal de las playas de San Vicente (Tabla 2).

Tabla 2. Métodos de evaluación de las variables

VARIABLES	UNIDADES	MÉTODOS DE COLECCIÓN	MÉTODOS DE ANÁLISIS
<b>Bióticas:</b>			
Biomasa macrobentos	g*m <sup>2</sup>	Cuadrante de 1 m <sup>2</sup> , con luz de malla de 0,5 mm	Cualitativo y cuantitativo de especies en laboratorio
Riqueza	adimensional		Margalef (1958)
Equidad	adimensional		Pielou (1966)
Diversidad	Bit*ind <sup>-1</sup>		Shannon & Weaver (1964)
<b>Abióticas:</b>			
Temperatura	°C	Equipo multiparámetro	Registro en campo
Salinidad	UPS	Equipo multiparámetro	Registro en campo
Oxígeno disuelto	mg/L	Equipo multiparámetro	Registro en campo
pH	adim.	Equipo multiparámetro	Registro en campo
Granulometría	Phi	Tubo corer	Tamizado en laboratorio
Materia orgánica	%	Bolsas plásticas fijación formalina	Pérdida de peso por calcinación
<b>Perturbaciones antropogénicas:</b>			
Flujo de turistas	Tur*mes <sup>-1</sup>	Cuantificación de visitantes que cruzan transecto en días de influencia	Registro en campo

La incidencia antrópica fue analizada a través del conteo del número promedio turistas en el intermareal durante la baja marea para cada zona en días de fines de semana (sábados y domingos) y días feriados (Año Nuevo, Carnaval y Semana Santa).

## **Análisis de Laboratorio**

### **3.1.1. Contenido de materia orgánica (MO)**

El contenido de MO en el sedimento, fue determinado gravimétricamente mediante la técnica de pérdida de peso por calcinación (Byers *et al.*, 1978). De una muestra original de sedimento correspondiente a los 10 primeros centímetros de profundidad, que fue previamente homogenizada, se tomaron aproximadamente 5 g y se dejó secar en una estufa MEMMBERT modelo UNB400, a 60°C por 24 h, luego se registró el peso de la muestra. Una vez seco el sedimento se dejó calcinar en la Mufla THERMO SCIENTIFIC THERMOLYNE modelo F6010 a 600°C por 6 h, finalmente se pesaron las muestras y los resultados se expresaron en porcentaje (%) de materia orgánica.

### **3.1.2. Análisis granulométrico del sedimento**

El análisis granulométrico se realizó en el marco de la norma AASHTO, empleando el método de tamizado del sedimento con el uso de tamices geológicos: N°10 equivalente a un ojo malla 2 mm, N°40 equivalente a 0,425 mm y el N°200 equivale a 0,075 mm. Para la categorización fue según la escala de clasificación de Udden-Wentworth (Wentworth, 1922).

### **3.1.3. Análisis de la macrofauna**

El análisis de las muestras de macrofauna se realizó en el laboratorio de Invertebrados del Departamento de Acuicultura y Pesca de la Universidad Técnica de Manabí, ubicado en la Parroquia Leónidas Plaza Gutiérrez del Cantón Sucre. Este material biológico fue identificado al nivel taxonómico más bajo posible en base a la literatura disponible, utilizando un lente binocular estereoscópico. El material biológico previamente fijado con formalina al 10% en agua de mar, se preservó en alcohol al 70%.

La biomasa de la macrofauna se obtuvo a partir de los pesos húmedos de los individuos determinados mediante el uso de una balanza analítica ADAM modelo PW254 con resolución de 0,0001 g. Los datos de densidad y biomasa de cada transecto fueron

estandarizados por área (m<sup>2</sup>) y utilizados para determinar las medias y desviaciones estándar en cada estación.

#### **3.1.4. Procesamiento de análisis de datos**

#### **3.1.5. Ambiente**

Se realizó análisis de las variables físicas y químicas del sedimento, con el objetivo de establecer las posibles diferencias existentes entre las estaciones muestreadas.

#### **3.1.6. Estructura comunitaria**

A partir de la información de las abundancias de las especies, se calculó el índice de diversidad de Shannon (H'), Equidad (J'), Margalef (d), número total de especies (S) para cada estación como sigue:

a) Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1964):

$$H' = -\sum (p_i \ln p_i)$$

$$p_i = N_i/n^2$$

Donde:

N<sub>i</sub>= número total de individuos de la especie i

N= número total de individuos de todas las especies

b) Equidad de Pielou (1966) (J'):

$$J' = H' / \ln S$$

Donde:

S = número de especies en la muestra

d) Índice riqueza (Margalef, 1958): contrariamente al índice de Equidad, indica la presencia de especies dominantes en las muestras analizadas.

$$d = \frac{(N - 1)}{\ln (s)}$$

#### **3.1.7. Variación espacial**

Los datos de variables ambientales naturales (temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto), antropogénicas (afluencia turística, materia orgánica) e índices comunitarios fueron

comparados entre cada estación de muestreo para determinar si existen diferencias o similitudes y establecer conclusiones.

### **3.1.8. Variación temporal**

Para evaluar efectos de la temporalidad ambiental sobre la comunidad macro bentónica, se analizó el comportamiento del macrobentos y los seis meses de muestreos que comprenden 3 meses de la época seca (octubre – diciembre) y 3 de la época lluviosa (enero – marzo) respectivamente, con la finalidad de conocer si hubo ausencia de efectos de El Niño durante el tiempo de estudio se revisó información sobre la región Niño 1+2, el cual representa un indicador de los cambios inducidos por El Niño en los patrones de variabilidad de la costa del Pacífico de América del Sur en particular las costas de Perú, Ecuador e incluso las Islas Galápagos (INOCAR).

### **3.1.9. Análisis multivariados**

Con el objetivo de identificar las variaciones espaciales y temporales, y determinar las variables críticas se utilizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Para la transformación de los datos de las variables ambientales se utilizó  $\log_{10}(X+1)$ , con excepción de los datos expresados en porcentaje (% de arena, % limo + arcilla y los grupos funcionales), los cuales fueron sometidos a una transformación de arcoseno (Zar, 1999). Se utilizó el programa estadístico PRIMER E v 6 (Clarke & Gorley, 2001).

Con el fin de identificar los grupos en la ordenación multivariada, se evaluó las eventuales similitudes entre las estaciones y fechas de muestreo, utilizando un análisis de clasificación y un análisis de ordenación no paramétrico de escalamiento no métrico (NMDS) (Warwick & Clarke, 1993). Para este método se utilizó el índice de Bray-Curtis para representar el grado de similitud entre estaciones/especies (Bray & Curtis, 1957). Este índice representó el nivel de similitud en la composición de especies de la comunidad.

### **3.1.10. Efectos de perturbaciones naturales**

Para probar la influencia de perturbaciones naturales sobre el macrobentos, se elaboró una figura de dispersión con las variables naturales (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, granulometría y materia orgánica) en el eje de las abscisas y las variables del macrobentos en el eje de las ordenadas.

### **3.1.11. Efectos de perturbaciones antropogénicas**

Para probar la influencia de perturbaciones antropogénicas sobre el macrobentos, se elaboró una figura de dispersión con la variable antropogénica (número de turistas) en el eje de las abscisas y las variables del macrobentos en el eje de las ordenadas. Se realizó análisis de correlación y regresión entre las variables naturales y antropogénica sobre las variables del macrobentos. Para la identificación de la relación entre aquellos factores ambientales y las variables biológicas se utilizó un análisis de correlación de Pearson (Clarke & Gorley, 2001).

### **3.1.12. Curvas de abundancia-biomasa ABC**

Las curvas de abundancia-biomasa (ABC) han sido utilizadas para determinar el nivel de alteración o grado de estrés ecológico de las comunidades (Warwick & Clarke, 2001). Se comparó la disposición de las curvas en un mismo gráfico de abundancia y biomasa de las especies en forma de curvas tipo k-dominancia (Lambhead *et al.*, 1983; Warwick, 1986). El modelo asume que, en condiciones estables, las especies estrategias tipo k, de gran tamaño, longevas, ritmo de crecimiento lento dominan por su biomasa. A medida que en la comunidad se incrementa el grado de estrés por perturbaciones de diversa índole, se verá afectada la biomasa de estas especies, tendiendo a disminuir. Por otra parte, empezarán a dominar en abundancia numérica las especies estrategias tipo r (de tallas pequeñas, de rápido crecimiento y vida corta) (Warwick, 1986; Clarke & Warwick, 2001; Yemane *et al.*, 2005). Las especies se ordenan en el eje X (en escala logarítmica) en términos de su porcentaje acumulado de abundancia o biomasa, el estadístico W (Warwick & Clarke, 1994) representa el área de diferencia entre las dos curvas.

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



donde:  $S$  describe el cambio en el número total de especies,  $A_i$  es la abundancia total en cada muestra  $i$  y  $B_i$  es la biomasa total en cada muestra  $i$ . Este modelo propone que la curva de biomasa debe encontrarse por encima de la curva de abundancia ( $W > 0$ ); para ser considerada un área sin estrés, moderadamente estresada cuando coincidan las dos curvas con valores próximos a cero de ( $W = 0$ ) y fuertemente estresado, cuando la curva de biomasa quede por debajo de la curva de abundancia ( $W < 0$ ) (Warwick, 1986). Los valores del estadístico  $W$  fluctúan entre -1 a 1. De acuerdo al supuesto del modelo, cuando el valor del estadístico  $W$  es negativo representa indicios de perturbación, lo que reflejará grado de estrés, y cuando el valor del estadístico es positivo, predice que no existe perturbación, y por lo tanto, la comunidad no presenta grado de estrés.

## IV. RESULTADOS

### Análisis variables ambientales del agua de mar

#### 4.1.1. Temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH

Los promedios de los parámetros ambientales totales registrados en el cuerpo de agua en cada localidad se muestran en la Tabla 3. Los valores promedio de temperatura para Canoa fue  $27,60 \pm 0,17$  °C, Briceño  $27,92 \pm 0,27$  °C y Punta Napo  $27,90 \pm 0,18$  °C. Sin embargo, en la región El Niño en el Pacífico ecuatorial (Figura 3), según reporte del INOCAR las anomalías de la Temperatura Superficial del Mar para el periodo 2014 - 2019 continuaron positivas, pero de menor magnitud y con tendencia a disminuir, por lo que los promedios fueron menores a 1°C, particular la costa de Manabí se ve afectada por condiciones climáticas (Figura 4).

Tabla 3. Promedio total de los parametros ambientales registrados en las localidades estudiadas.

Estación	Temperatura °C	Salinidad UPS	Oxígeno disuelto mg/L	pH
Canoa	$27,60 \pm 0,17$	$33,17 \pm 0,38$	$6,50 \pm 0,01$	$7,81 \pm 0,05$
Briceño	$27,92 \pm 0,27$	$30,41 \pm 1,10$	$6,60 \pm 0,03$	$7,59 \pm 0,05$
Punta Napo	$27,90 \pm 0,18$	$33,50 \pm 0,17$	$6,63 \pm 0,01$	$7,69 \pm 0,05$

Los valores promedio de salinidad para Canoa  $33,17 \pm 0,38$ , Briceño  $30,41 \pm 1,09$  y Punta Napo  $33,58 \pm 0,17$ . La concentración de oxígeno disuelto promedio para Canoa fue  $6,50 \pm 0,01$ , Briceño  $6,60 \pm 0,03$  y Punta Napo  $6,63 \pm 0,01$ . Los valores promedio de pH para Canoa fue  $7,81 \pm 0,05$ , Briceño  $7,59 \pm 0,05$  y Punta Napo  $7,69 \pm 0,05$ .

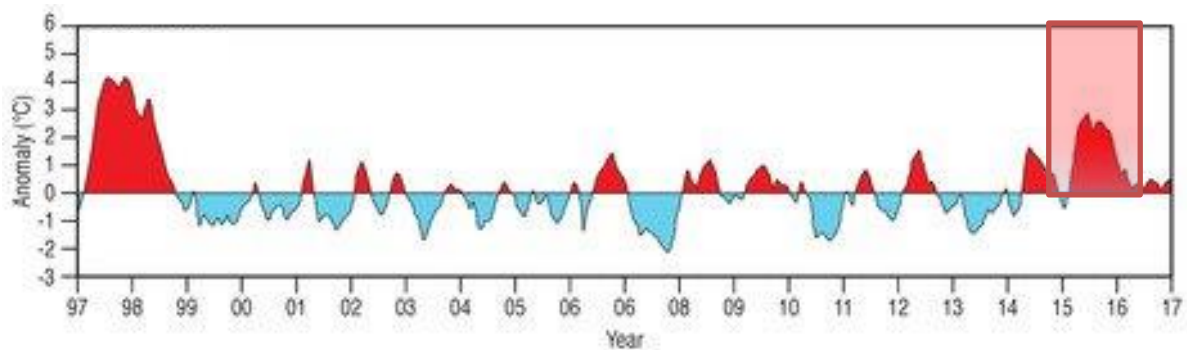


Figura 3. Series de tiempo de anomalías de TSM (° C) para la región NIÑO 1 + 2, 1997–2016. Las fuertes anomalías positivas de la TSM son especialmente evidentes para los eventos de El Niño de 1997–1998 y 2015–2016. Obtenido y redibujado del Boletín de Diagnóstico del Clima. <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/CDB>. El rectángulo indica El Niño 2015-16.

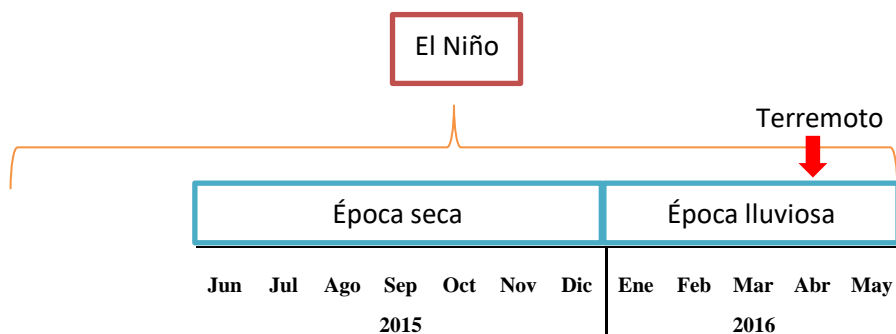


Figura 4. Diagrama de eventos naturales (estacionalidad, El Niño 2015-16, terremoto 2016) durante el periodo de estudio en San Vicente.

La temperatura presentó una tendencia a aumentar a lo largo del período de muestreo en las tres playas, para Canoa una mínima de 27,24 °C y una máxima de 28,97 °C y una media de  $27,77 \pm 0,17$  °C, Briceño una mínima de 26,56 °C y una máxima de 30,45 °C con una media de  $28,08 \pm 0,27$  °C, Punta Napo una mínima de 26,44°C y una máxima de 29,20 °C con una media de  $28,04 \pm 0,68$  °C.

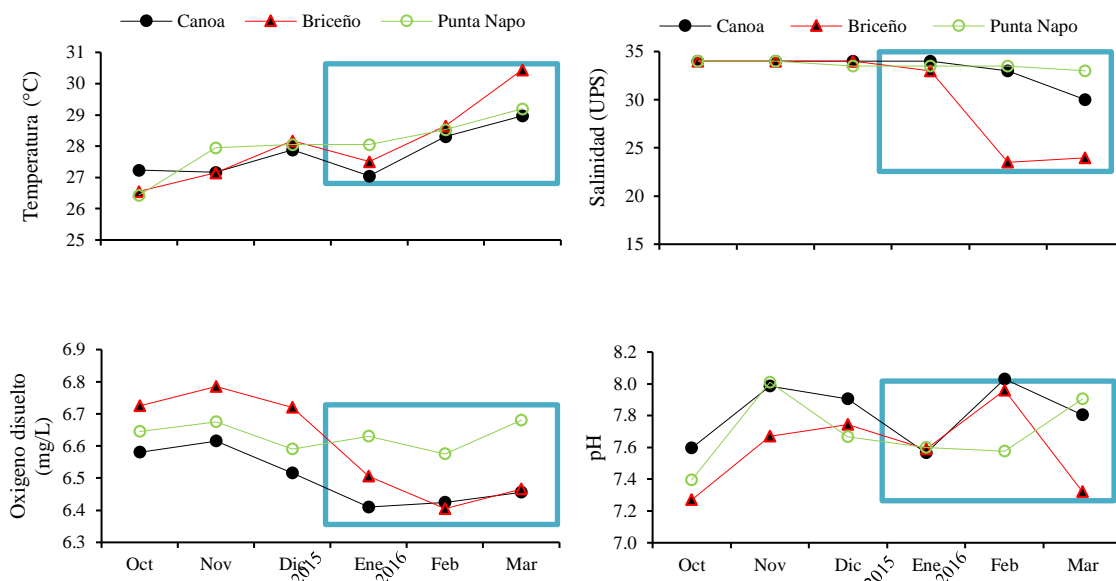


Figura 5. Variación mensual de parámetros ambientales en las playas analizadas. El rectángulo indica la época lluviosa.

La salinidad para todas las zonas de muestreos presento valores entre 33 y 34 UPS en meses de época seca y en época lluvia valores 23,5 y 34,0 UPS, por lo que los valores mínimos de salinidad se presentaron en entre febrero y marzo correspondiente a meses con mayores valores de temperatura. Punta Napo fue la playa con valores más estables de salinidad (mínimo 33,0 máximo 34,0 ups y una media  $33,58 \pm 0,17$ ), mientras que Briceño presento valores menos estables e inferiores en época de lluvia, en Canoa mostro un valor mínimo promedio 33,0 UPS correspondiente al mes de marzo.

Los valores de oxígeno disuelto en el agua de mar para las playas Canoa y Briceño presentaron valores promedios mayores (máximo 6,8 mg/L)) en meses de época seca, mientras que en época de lluvia mostraron valores inferiores (mínimo 6,4 mg/L). En Punta Napo los valores fueron más estables tanto en época seca como en la de lluvia (máxima 6,7 y mínima 6,6 mg/L) (Figura 5).

Los valores de pH presentaron marcadas variaciones entre los sitios de estudio, observándose para Canoa un valor mínimo 7,6 y un máximo de 8,0 con una media de  $7,81 \pm 0,05$ ; en Briceño un mínimo de 7,3 y un máximo de 8,0 y una media de  $7,59 \pm 0,05$ ; en Punta Napo un valor mínimo de 7,4 y un máximo de 8,0 con una media de  $7,69 \pm 0,04$ .

## Caracterización sedimentológica

### 4.1.2. Contenido de Materia Orgánica (MO)

Los porcentajes promedios mensuales de materia orgánica en los sedimentos en cada zona presentaron valores que fluctuaron entre 0,09 y 3,0 %. En particular, la localidad de Canoa los valores menores se presentaron en octubre y noviembre, y mostrando mayores valores en meses posteriores con un pico en febrero de 2,5% (Figura 6). En la estación de Briceño en meses de época seca presentó mayores porcentajes de MO con un máximo de 3% en noviembre, y los porcentajes inferiores fueron en la época de lluvia con un mínimo de 0,09% en enero y febrero. Mientras que en Punta Napo presentó los menores porcentajes respecto a las otras localidades, un valor mínimo de 0,09 en octubre y un máximo en febrero (correspondiente a época seca y lluviosa, respectivamente).

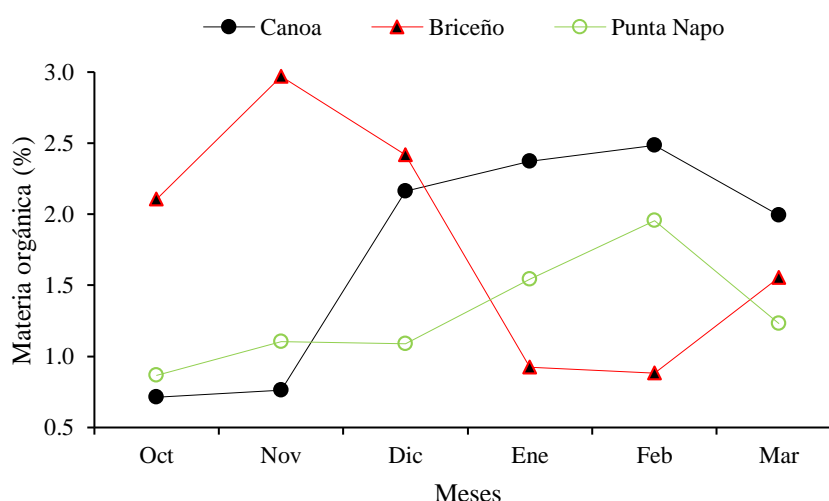


Figura 6. Fluctuación porcentual de materia orgánica del sedimento en época seca año 2015 (octubre, noviembre y diciembre) y época de lluvia año 2016 (enero, febrero y marzo).

### 4.1.3. Caracterización granulométrica

A través de un análisis proporcional del total de la muestra de sedimento extraído en cada playa, se obtuvo la fracción porcentual de cada tamaño de las partículas durante los meses de muestreo, lo que permitió clasificar las diferentes fracciones o clases predominantes del sedimento, según la escala de Wentworth (1922) para los diferentes tamaños de granos se categorizaron en este estudio 4 clases de arena: gruesa, media, fina y muy fina (Figura 7).

En general, la estación donde se presentó el mayor porcentaje de arena media durante todo el muestreo fue en Canoa con un 22,84 %, siendo los meses de la estación de lluvia donde se encontró la mayor cantidad de este tipo de sedimento, mientras que las muestras con mayores porcentajes de arenas finas para Punta Napo con 96,68 % correspondiente a la época de lluvia. Sin embargo, el grupo textural de arena gruesa presento un 4,15 en Canoa en el mes de octubre correspondiente a la época seca, y un 6,5% en Briceño en el mes de febrero correspondiente a la época de lluvia. El porcentaje máximo de arena muy fina de 4.02% fue presentado en el mes de octubre para Canoa y para los otros meses y playas no fue muy significativo.

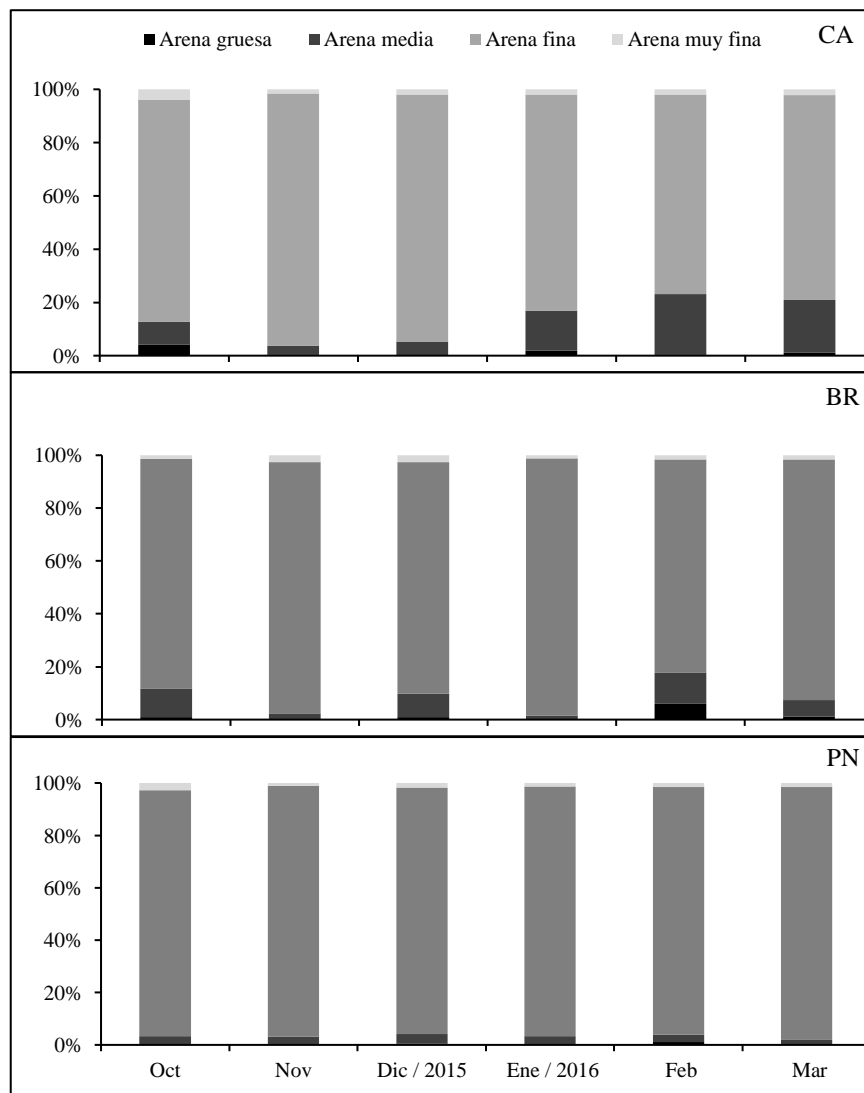


Figura 7. Granulometría promedio del sedimento de las playas (CA: Canoa, BR: Briceño y PN: Punta Napo), en época seca meses: octubre, noviembre, diciembre (2015) y época de lluvia meses: enero, febrero, marzo (2016) proporciones arena gruesa: 2 mm; arena media: 0,425 mm; arena fina: 0,075 mm; arena muy fina: <0,075 mm).

## Estructura comunitaria

En el área muestreada se registraron un total de 3 738 individuos pertenecientes a 33 grupos taxonómicos, distribuidos en 21 familias, 12 órdenes, 10 clases de seis phylum (Mollusca, Arthropoda, Echinodermata, Cniadria, Platyhelminthes, Annelida) (Tabla 4).

Tabla 4. Listado de especies registradas en las playas arenosas muestreadas, Canoa, Briceño y Punta Napo en San Vicente, Manabí, Ecuador. (n.d= no diferenciado).

PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	NOMBRE BINOMIAL			
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Tellinidae	<i>Strigilla chroma</i> (Salisbury, 1934) <i>Donax californicus</i> (Conrad, 1837) <i>Donax asper</i> (Hanley, 1845)			
			Donacidae	<i>Donax dentifer</i> (Hanley, 1843) <i>Donax gracilis</i> (Hanley, 1845) <i>Tivela planulata</i> (Broderip & Sowerby I, 1830)			
			Veneridae	<i>Dosinia dunkeri</i> (Philippi, 1844) <i>Hysteroconcha lupanaria</i> (Lesson, 1830)			
			Mactridae	<i>Mactrellona alata</i> (Spengler, 1802) <i>Olivella semistriata</i> (Gray, 1839) <i>Olivella undatella</i> ((Lamarck, 1811) <i>Olivella</i> sp. <i>Agaronia testacea</i> (Lamarck, 1811)			
			Gastropoda	Neogastropoda	Olividae		
			Arthropoda (Subphylum Crustacea)	Malacostraca	Decapoda	Hippidae	<i>Emerita rathbunae</i> (Smith, 1935)
						Albuneidae	<i>Albunea lucasia</i> (de Saussure, 1853)
						Portunidae	<i>Callinectes</i> sp.
						Ocypodidae	<i>Ocypode gaudichaudii</i> (H. Milne-Edwards & Lucas, 1843)
						Paguridae	<i>Pagurus</i> sp (Fabricius, 1775)
Penaeidae	<i>Penaeus</i> sp.						
Isopoda	Limnoriidae	<i>Limnoria</i> sp.					
Maxilopoda	Sessilia	Amphipoda	<i>Amphipoda</i>				
		Tetraclitidae	<i>Tetraclita</i> sp.				
Echinodermata	Echinoidea	Clypeasteroidea	Clypeasteridae	<i>Clypeaster roduntus</i> (A. Agassiz, 1863)			
			Mellitidae	<i>Mellita longifissa</i> (Michelin, 1858) <i>Encope</i> sp.			
	Ophiuroidea	Ophiurida	Ophiocomidae	<i>Ophiocoma papillosa</i> (Lyman, 1875)			
Cniadria	Anthozoa	Pennatulacea	Renillidae	<i>Renilla reniformis</i> (Pallas, 1766)			
		Actiniaria	Actiniidae	<i>Actinia equina</i> (Linnaeus, 1758) <i>Leptogorgia alba</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864) <i>Pacificogorgia</i> sp.			
		Alcyonacea	Gorgoniidae				
Platyhelminthes	Rhabditophora	Seriata	Planariidae	<i>Tricladida</i> sp.			
Annelida	Polychaeta			<i>Polychaeta</i> n.d.			
	Oligochaeta			<i>Oligochaeta</i> n.d.			

Los moluscos conformaron el principal grupo taxonómico en abundancia (59 %) y con mayor riqueza (39 %) en contraste, los artrópodos una menor abundancia y mayor riqueza (3 y 27 %) y los anélidos mostraron mayor abundancia y menor riqueza (26 y 6 %) sin embargo para este grupo se llegó hasta nivel de clases, los equinodermos mostraron abundancia y riqueza similar (11 y 12), cnidaria menor abundancia y mayor riqueza (<1 y 12) y en último término platelmintos el grupo menos representativo (<1 y 3 %) (Figura 8).

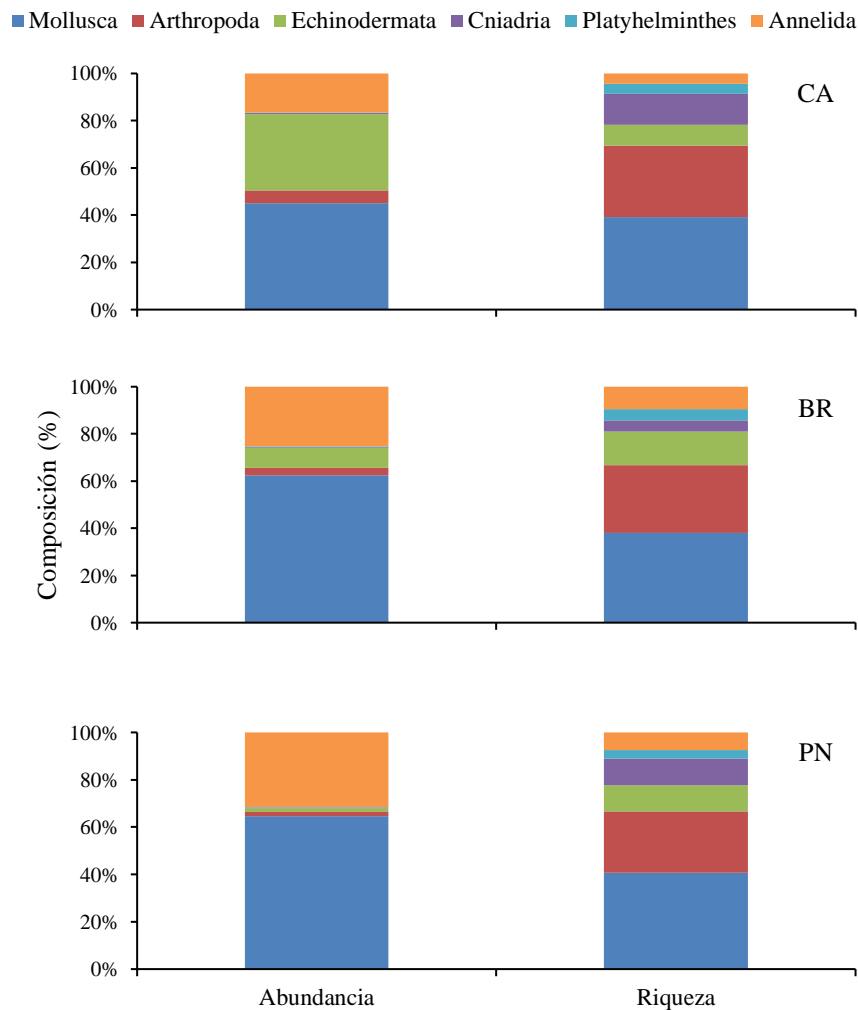


Figura 8. Composición porcentual de la abundancia y riqueza por grupo taxonómico en las playas (CA: Canoa, BR: Briceño y PN: Punta Napo)

El grupo más representativo en todas las estaciones fueron los moluscos, en Canoa conforman el 45 %, Briceño el 63 % y Punta Napo el 65 % de la abundancia total, seguido de equinodermos 32 % para Canoa, 9% Briceño y 2 % para Punta Napo, anélidos el 17 % para Canoa, 25 % en Briceño y 31 % en Punta Napo, artrópodos 5 % para Canoa, 3 % en Briceño y 2 % para Punta Napo, los cnidarios y platelmintos fueron poco significativos para todas las estaciones con menos del 1 % de representatividad. Los valores más altos de la



biomasa coinciden los moluscos, con un 61 % para Canoa, 78 % en Briceño y 73 % en Punta Napo, consecuentemente los equinodermos con 32 % para la Canoa, 10 % en Briceño y 15 % en Punta Napo, cnidarios un 2 % para Canoa, <1 % en Briceño y 1 % en Punta Napo, anélidos 1 % para Canoa, 2 % en Briceño y 2 % en Punta Napo, los platelmintos fue el grupo poco significativo en biomasa con porcentaje menor a 1 (Figura 9).

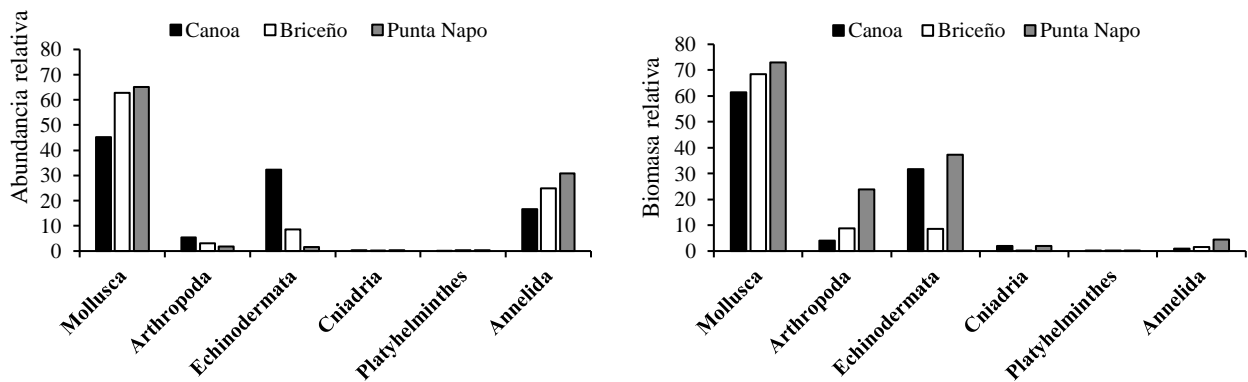


Figura 9. Abundancia y biomasa relativa de los grupos de macrobentos por playa

#### 4.1.4. Análisis de la estructura comunitaria

En la Tabla 5, se resume datos de atributos comunitarios e índice ecológicos de macroinvertebrados bentónicos del intermareal arenoso de las 3 playas analizadas. En Punta Napo se registró la mayor riqueza, abundancia, diversidad y dominancia, pero menor equidad respecto a Canoa y Briceño. Registrándose en Punta Napo 27 especies, 23 en Canoa y 21 especies en Briceño, asimismo el mayor número de individuos fue 1081 correspondiente a Punta Napo, mientras que en Briceño se encontraron 1007 individuos y Canoa con 930.

Tabla 5. Atributos comunitarios e índices ecológicos de macroinvertebrados bentónicos de playas arenosas de San Vicente.

Índices ecológicos	Canoa	Briceño	Punta Napo
Número de especies (S)	23	21	27
Abundancia ind/0,10 m <sup>2</sup>	26	28	52
Shannon (H')	1,91	1,80	1,93
Margalef (d)	3,22	2,88	3,43
Equidad (J')	0,61	0,59	0,58

En el contexto del análisis de los índices comunitarios obtenidos, se puede considerar a Punta Napo zona de mayor diversidad, dominancia, riqueza con respecto a las otras, pero también se la puede considerar la menos uniforme que las demás. Los valores de  $H'$  para Punta Napo es 1,93, seguido Canoa con 1,91 y Briceño con 1,80 bits  $\cdot \text{ind}^{-1}$ . El análisis del índice de la riqueza de Margalef para Punta Napo es de 3,43, le sigue Canoa con 3,22 y Briceño con 2,88, éste relaciona el número de especies y el número total de individuos. La dominancia determina la acumulación de una determinada especie, en términos de su abundancia revela para Punta Napo un valor de 0,80, para Canoa 0,79 y Briceño 0,75. Sin embargo el índice de Pielou ( $j$ ) muestra que la uniformidad presenta valores para Punta Napo 0,58, Briceño 0,59 y para Canoa 0,61.

#### **4.1.5. Análisis de la variabilidad espacial**

##### **4.1.5.1. Análisis de ordenación espacial**

El análisis de escalamiento multidimensional no-métrico relaciona esquemas de agrupamiento de la distribución de las abundancias de individuos por metros cuadrado y número de especies de la comunidad macrobentónica en los diferentes niveles intermareales para cada playa. En Canoa se observó la mayor abundancia ( $319 \text{ ind/m}^2$ ) fue en A (inframareal) y la menor ( $126 \text{ ind/m}^2$ ) en la supramareal (D), la riqueza en A y B (17 especies en ambas) y menor en D. Para Briceño la mayor abundancia ( $472 \text{ ind/m}^2$ ) fue en B (mesomareal) y las menores en A ( $140 \text{ ind/m}^2$ ) y en D ( $166 \text{ ind/m}^2$ ), sin embargo la mayor riqueza se presentó en A ( $15 \text{ ind/m}^2$ ) y la menor ( $9 \text{ ind/m}^2$ ) en D, mientras que para Punta Napo la mayor abundancia y riqueza ( $767 \text{ ind}$ ,  $22 \text{ ind/m}^2$ ) fue a los 100 m y la menor abundancia y riqueza ( $275 \text{ ind}$  y  $11 \text{ ind/m}^2$ ) en D (Figura 10).

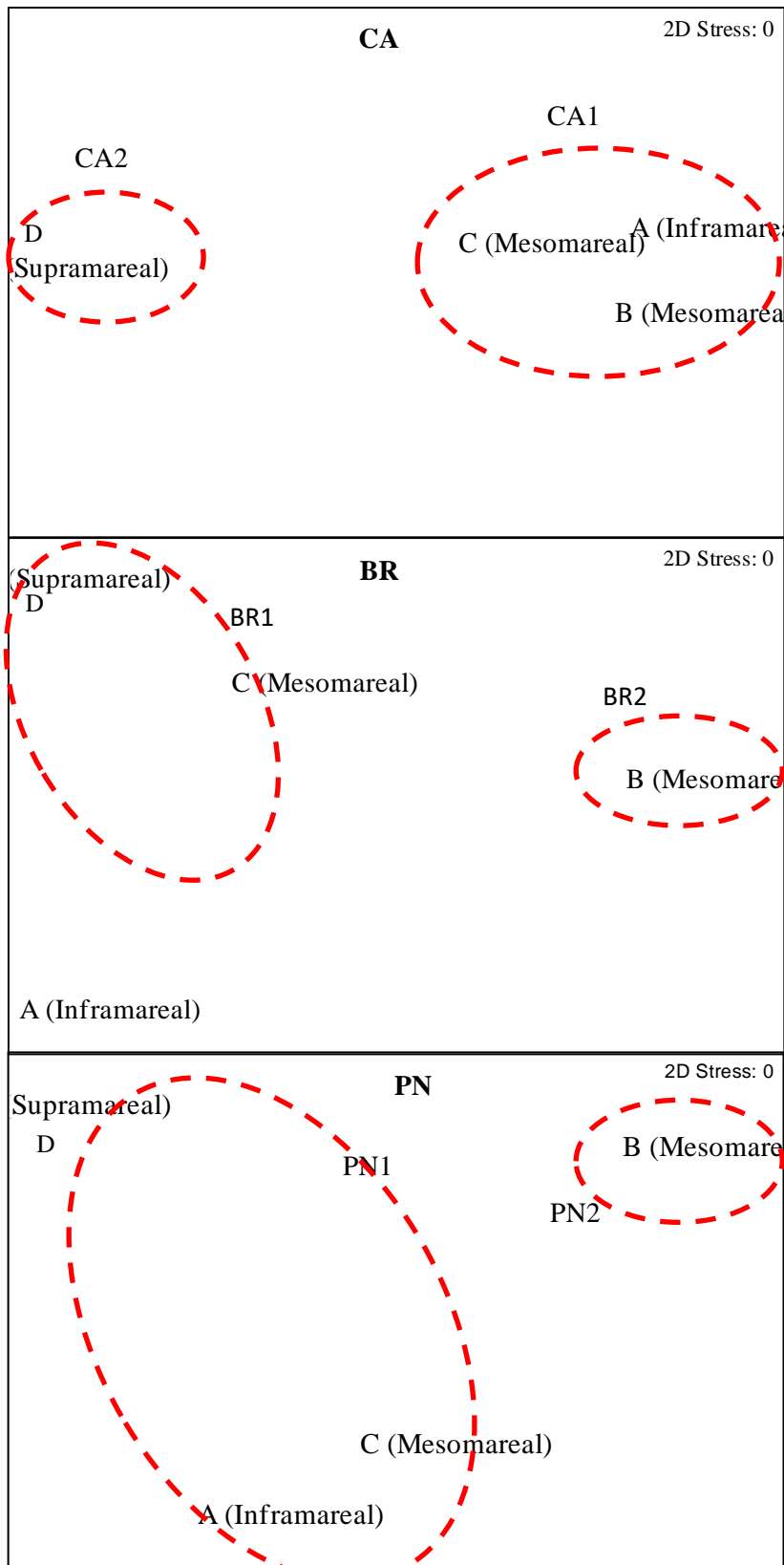


Figura 10. Análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) entre niveles intermareales (inframareal:A, mesomareal: B y C; supramareal: D) basado en fechas, usando la abundancia con el índice de similitud de Bray-Curtis de las playas (Canoa:CA, Briceño:BR, Punta Napo:PN).

#### **4.3.2.2. Análisis de clasificación espacial**

El análisis de clasificación (agrupamiento), fue realizado a partir de los datos de composición de especies y abundancia de individuos recolectados en los niveles intermareales de las playas monitoreadas.

El análisis de los dendrogramas obtenidos a partir de la matriz de similaridad de Bray-Curtis en CA permitió diferenciar al 70 % de similitud la formación de dos cluster, el primer grupo CA1 corresponde a los niveles A (Inframareal), B y C (Mesomareal) mientras que el segundo grupo CA2 lo representa el D (Supramareal). En BR con un 50 % de similitud se formaron un primer grupo BR1 que incluyen los niveles A, C y D, y un segundo grupo BR2 que lo representa B. En PN con un 60 % de similitud se formó un primer grupo PN1 que lo integran los niveles A, C, y D y un segundo grupo PN2 que lo representa B (Figura 11).

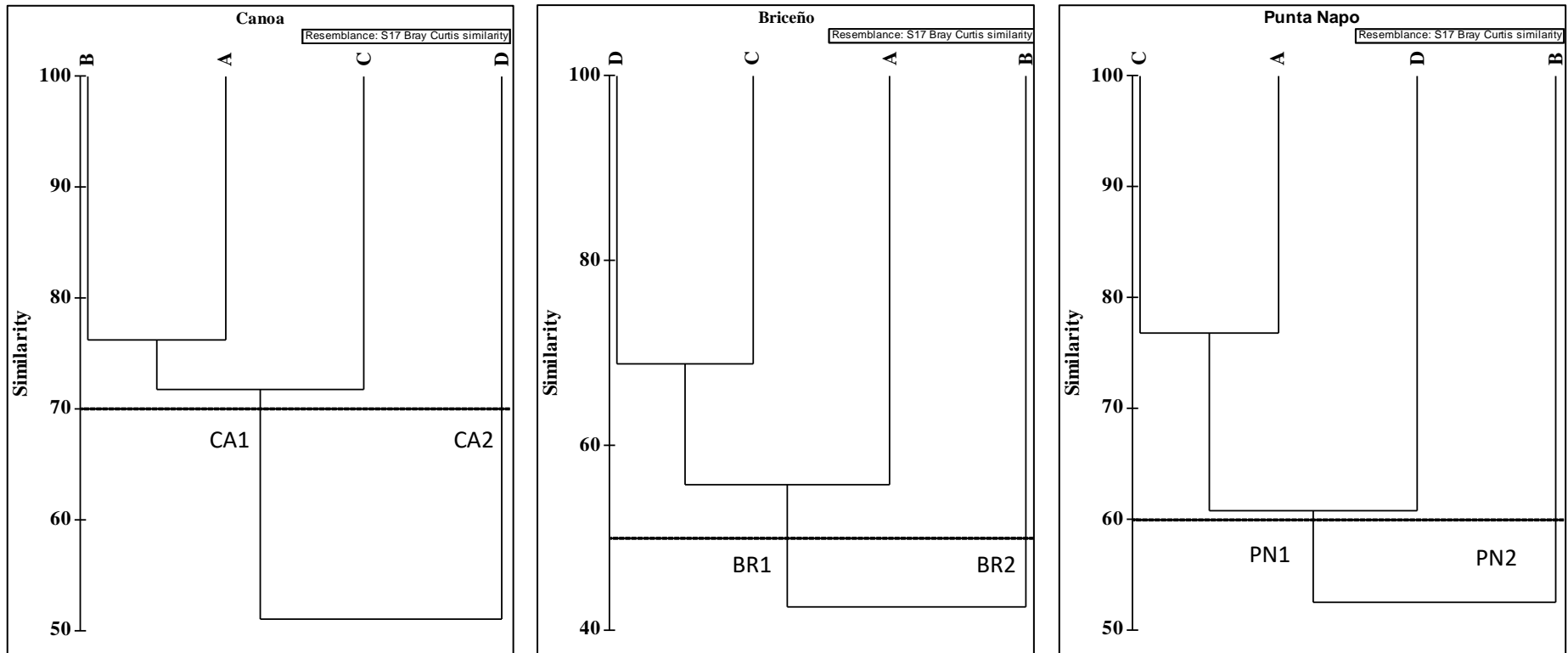


Figura 11. Dendrogramas de similitud entre niveles intermareales (inframareal:A, mesomareal: B y C; supramareal: D) en base a fechas, usando las abundancias de macroinvertebrados de las playas (Canoa:CA, Briceño:BR, Punta Napo:PN).

#### **4.1.6. Análisis de la variabilidad temporal**

Uno de los aspectos importantes de los estudios ecosistémicos, es el análisis del comportamiento espacial e *in situ* de la estructura comunitaria y su dinámica en el tiempo. En la Figura 12, se observan patrones no lineales de índices ecológicos de las estaciones monitoreadas durante el tiempo de estudio.

Los sitios mostraron diversos grados de cambio en la abundancia, mostrando en Canoa Briceño un patrón de disminución posterior a la época seca (meses de octubre a diciembre), a diferencia de Punta Napo que tuvo una dinámica constante similar en las épocas seca y de lluvia (enero a marzo); el número de especies, índice de diversidad ( $H'$ ), equidad ( $J'$ ) y Margalef, durante los 3 primeros meses de muestreo presentan un comportamiento oscilatorio fluctuante (baja, sube y se recupera), pero en los meses de la época de lluvia expresa un comportamiento más fluctuante con tendencia a caótico.

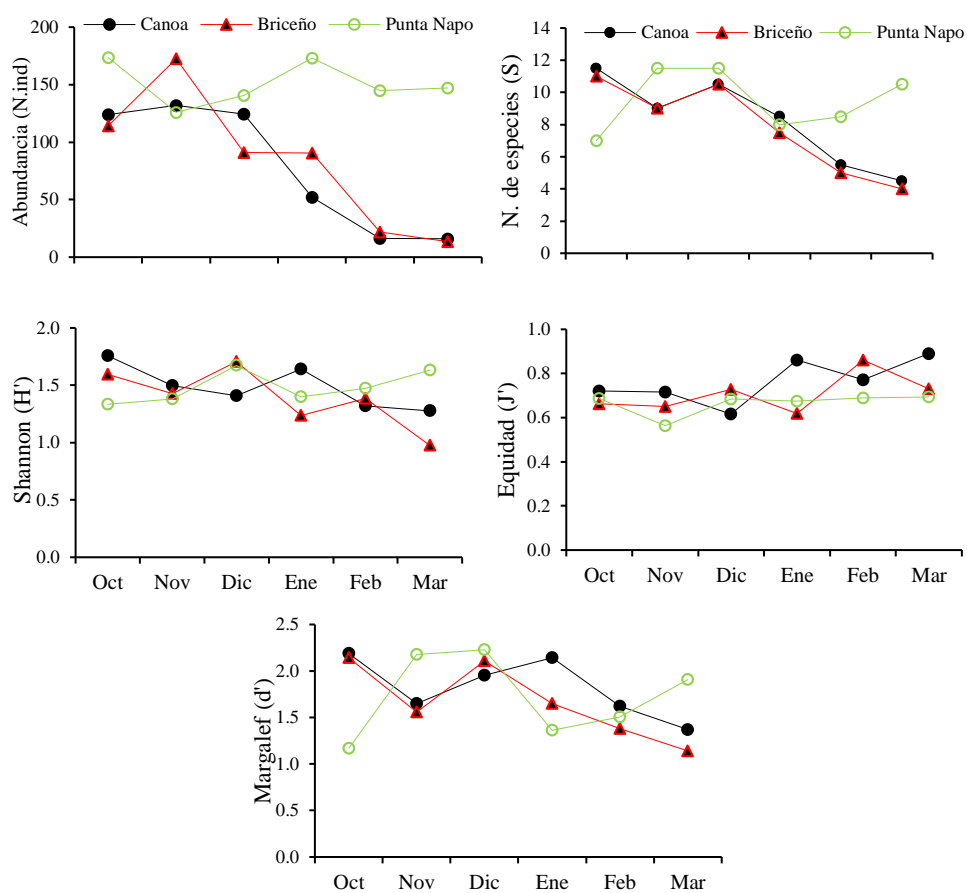


Figura 12. Análisis de la dinámica de índices comunitarios en el tiempo de estudio

Principalmente en Canoa y Briceño el número de especies,  $J'$ , Margalef fue disminuyendo paulatinamente a partir del segundo trimestre (enero-marzo) agudizándose más en Canoa durante el mes de marzo, mientras en Punta Napo muestra signos de estabilidad durante el tiempo.

### Análisis de ordenación temporal

El ACP para Canoa explicó el 79 %, del total de la variación en los primeros dos ejes ( $PC1=54,5\%$  y  $PC2=24,5\%$ ). En este análisis, se observó que la  $PCA1$  presentó una correlación positiva con la salinidad, oxígeno disuelto y arena fina y una correlación negativa respecto a la temperatura, pH y materia orgánica (Figura 13).  $PC2$  presentó una correlación positiva con temperatura, oxígeno y negativa con salinidad, pH, materia orgánica y arena fina. De este modo, el  $PC1$  indicaría el gradiente de salinidad entre las épocas seca y húmeda, y el  $PC2$  indicaría el gradiente de materia orgánica, que podría estar asociado a la carga turística.

En Briceño explicó el 75,7 % del total de la variación en los primeros dos ejes (PC1= 56,6 % y PC2 = 19,1 %). Punta Napo explicó el 91,9 % del total de la varianza en los primeros dos ejes (PC1= 52,5 % y PC2 = 39,4 %). Además, los resultados mostraron que la mayoría de los meses de muestreos en Briceño y Punta Napo presentaron mayor influencia negativa en el entorno acuático la salinidad y temperatura con respecto a Canoa (Tabla 6).

Tabla 6. Correlación entre PCs y las variables de las playas estudiadas

Variable	Canoa		Briceño		Punta Napo	
	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2
Temperatura	-0.45	0.23	-0.41	-0.39	-0.55	0.13
Salinidad	0.41	-0.43	0.51	0.25	0.47	-0.25
Oxígeno disuelto	0.46	0.13	0.52	-0.17	-0.09	-0.62
pH	-0.14	-0.68	-0.20	0.78	-0.40	-0.38
Materia orgánica	-0.42	-0.50	0.49	-0.20	-0.31	0.54
Arena fina	0.47	-0.18	0.16	0.33	-0.47	-0.33

En general, en los biplots de ACP se observó que la evolución temporal en la playa Briceño y Canoa se alejó de su composición de especies, y no retornó a su composición original, en cambio, la playa de Punta Napo se mantuvo alrededor de su composición de especies original.



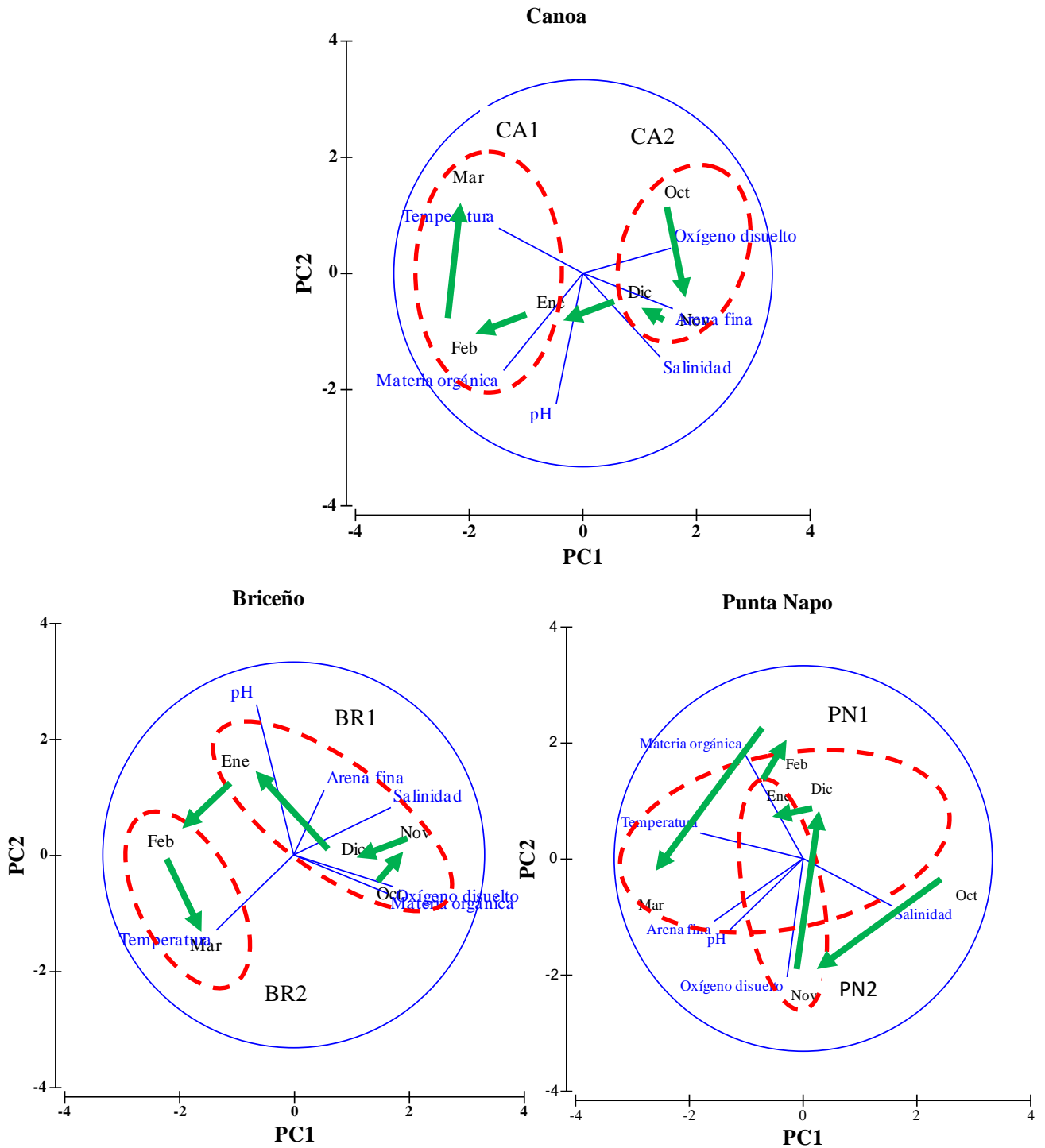


Figura 13. Biplot del Análisis de Componentes Principales entre fechas (1-6: meses de muestreo, octubre 2015-marzo 2016.) basado en niveles, usando las variables ambientales registradas durante el tiempo de muestreo correspondientes a las playas Canoa, Briceño, y Punta Napo.

## **Análisis de clasificación temporal**

El análisis de clasificación (agrupamiento), fue realizado a partir de los datos de composición de especies y abundancia de individuos recolectados durante los meses en época seca y época lluviosa en las playas monitoreadas.

El análisis de los dendrogramas obtenidos a partir de la matriz de similaridad de Bray-Curtis en CA permitió diferenciar al 40 % de similitud la formación de dos cluster, el primer grupo CA1 corresponde a los meses de octubre a enero, mientras que el segundo grupo CA2 lo representa los meses febrero y marzo. En BR con un 60 % de similitud se formaron un primer grupo BR1 que incluyen los meses febrero y marzo, y un segundo grupo BR2 que lo representa meses de octubre a enero. En PN con un 60 % de similitud se formó un primer grupo PN1 que lo integran los meses octubre, diciembre, febrero y marzo y un segundo grupo PN2 que lo representa noviembre y enero (Figura 14).

En la Fig. 15 se presentan los periodos temporales (época seca y época húmeda) obtenidos mediante los análisis de ordenación y clasificación.

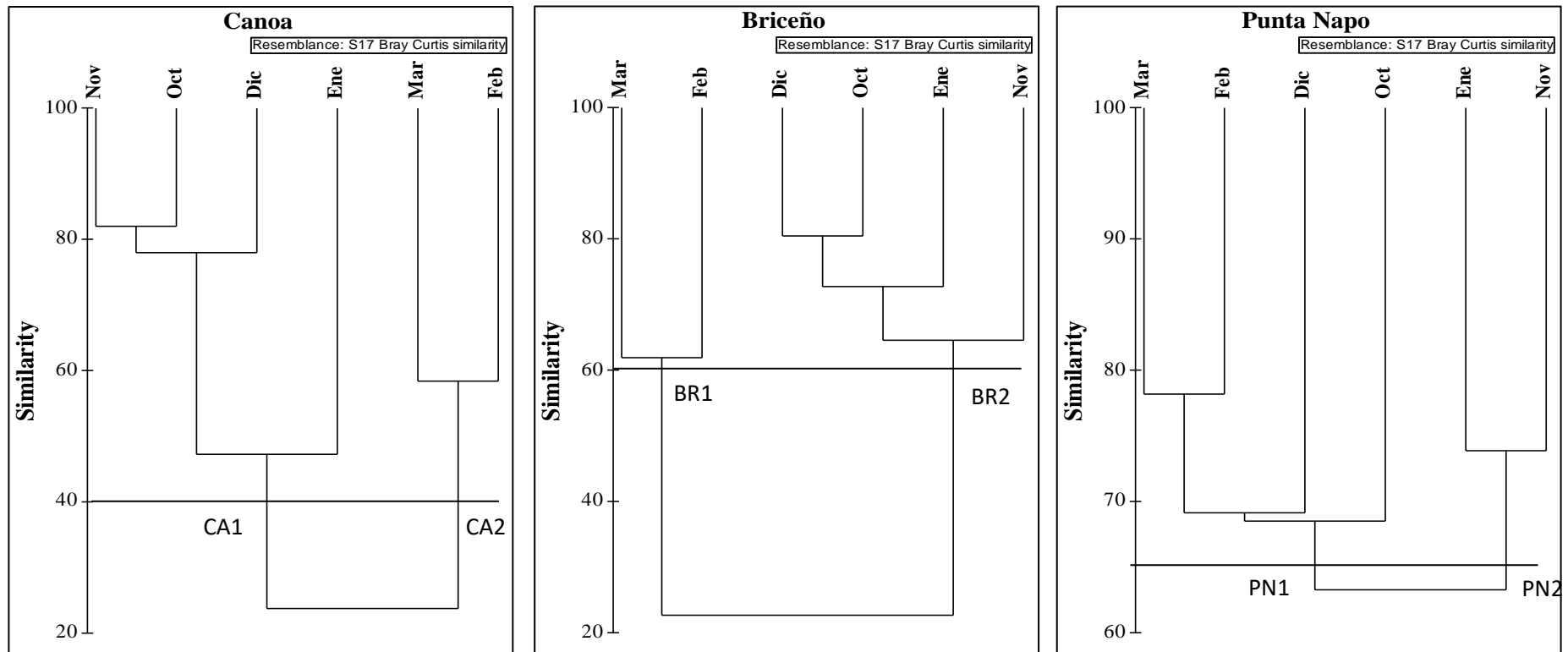


Figura 14. Dendrogramas de similitud entre meses de época seca (Octubre – Diciembre, 2015) y meses de época lluviosa (Enero – Marzo, 2016), usando las abundancias de macroinvertebrados de las playas (Canoa:C,A, Briceño:BR, Punta Napo:PN).

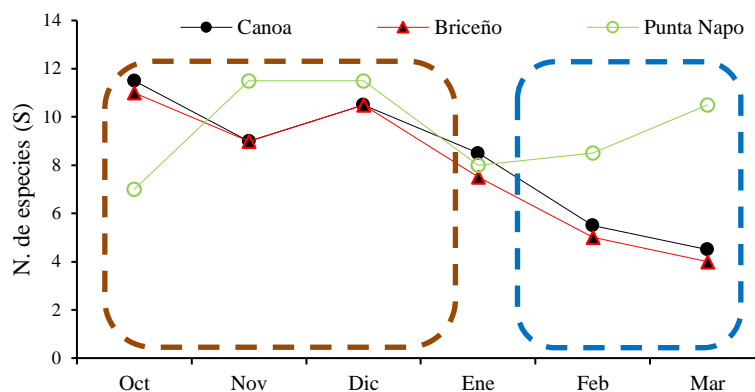


Figura 15. Identificación de periodos temporales (época seca en marrón y época húmeda en azul) según los análisis de ordenación y clasificación.

## **Relación entre perturbaciones naturales y antropogénicas y la comunidad macrobentónica**

### **4.1.7. Variables naturales**

En términos generales la correlación de las variables ambientales del agua de mar e índices comunitarios, para el presente estudio se expresan en la Tabla 7.

El valor de  $p$  para la variable salinidad, indica que la correlación es significativa y tienen un efecto sobre todos los parámetros comunitarios aquí evaluados (Shannon, Equidad, Margalef y Riqueza). Mientras que el Oxígeno disuelto fue significativo particularmente para la Equidad y Riqueza y por último la arena fina fue significativa para Equidad (Figura 16). Los valores de  $p$  para las demás variables ambientales, no mostraron diferencias significativas para los índices comunitarios.

Tabla 7. Análisis de correlación lineal (PEARSON) entre las variables ambientales del agua de mar (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH) e índices comunitarios (Shannon, Margalef y Equidad), en **negrita** los valores  $p < 0,05$ .

	Temperatura (°C)		Salinidad (UPS)		Oxígeno disuelto (mg/L)		pH		Arena fina (%)		Materia orgánica (%)	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
<b>Shannon (H')</b>	-0.45	0.06	0.57	<b>0.01</b>	0.39	0.11	0.09	0.73	-0.04	0.88	0.02	0.94
<b>Equidad (J')</b>	0.25	0.32	-0.48	<b>0.04</b>	-0.62	<b>0.00</b>	0.08	0.74	-0.80	<b>0.00</b>	0.13	0.60
<b>Margalef (d')</b>	-0.33	0.17	0.54	<b>0.02</b>	0.27	0.29	0.15	0.54	-0.01	0.97	0.06	0.80
<b>Riqueza (S)</b>	-0.46	0.06	0.71	<b>0.00</b>	0.64	<b>0.00</b>	0.05	0.85	0.43	0.08	-0.06	0.81

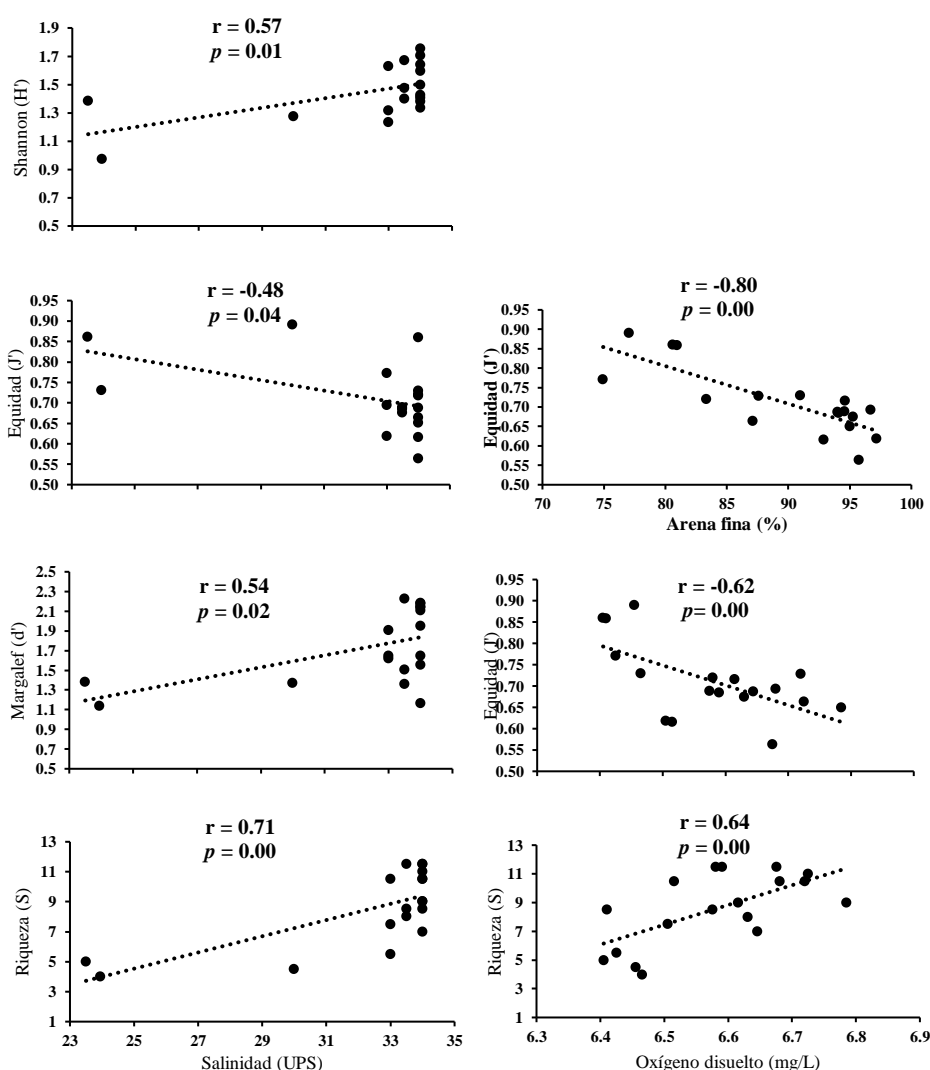


Figura 16. Análisis de correlación lineal (PEARSON) entre los totales de las variables ambientales del agua de mar (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH), sedimento (arena fina y materia orgánica) e índices comunitarios (Shannon, Margalef y Equidad), en las zonas de estudio. valor  $p < 0,05$ .

#### 4.1.8. Variables antropogénicas

#### 4.1.9. Afluencia de visitantes

El número de visitantes a las playas de San Vicente es variable y está relacionado a los días regulares, días festivos e inclusive influenciado por condiciones climáticas y socioeconómicas. En la figura 17 se muestra el número de visitantes entre fines de semana y días festivos que cruzaron un transecto perpendicular imaginario de cada playa, desde la marea baja hasta pleamar (6 horas), se observa que en días festivos hay mayor presencia antropogénica en el ecosistema de playa. Para la estación Canoa la afluencia es mayor con respecto a las demás. Mientras que la tabla 8, se muestra la correlación entre índices comunitarios y la presencia antropogénica en un transecto de las playas estudiadas.

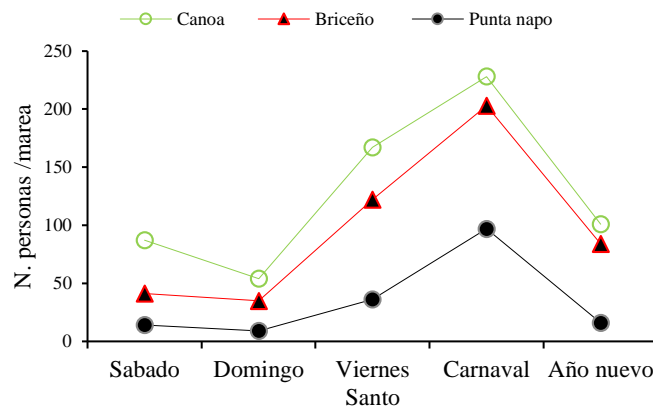


Figura 17. Número de personas promedio que asisten a las playas por turismo

El análisis de correlación entre la afluencia turística promedio y los parámetros comunitarios evaluados excepto la equidad, mostraron diferencias significativas  $p < 0.05$  (Tabla 8 y Figura 18), en algunos casos debido al bajo número de datos. Se observa que la diversidad, riqueza de Margalef y riqueza específica tienen una relación no lineal cóncava (polinómica) con la afluencia turística, con un punto de inflexión cerca de 75-100 turistas, lo que podría indicar una capacidad de carga turística para estas playas.

Tabla 8. Análisis de correlación (PEARSON) entre el número de personas y los índices comunitarios.

General	Afluencia de visitantes	
	r	p
Shannon	1	0
Equidad	0.97	0.17
Margalef	1	0
Riqueza	1	0

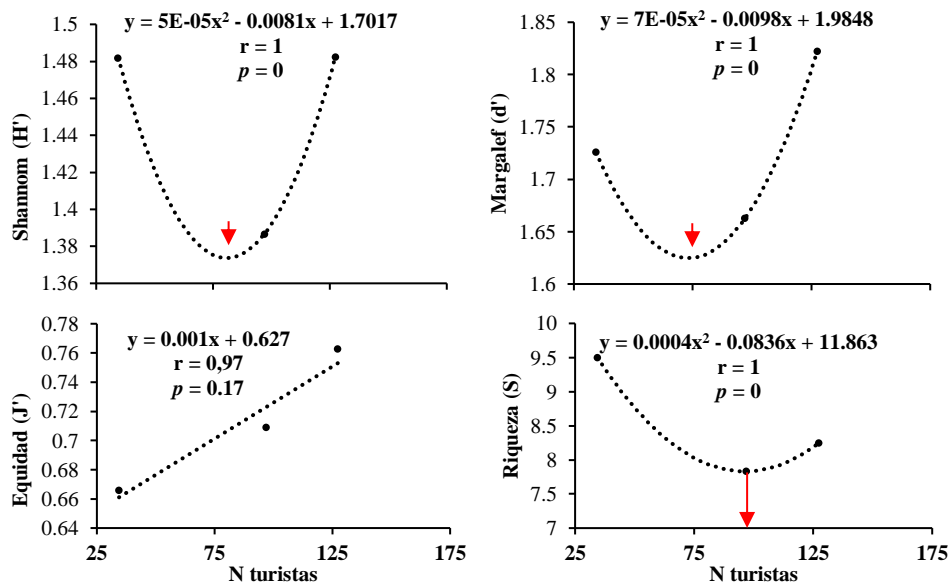


Figura 18. Relación entre número de personas e índices comunitarios.

#### 4.1.10. Curvas de comparación abundancia-biomasa ABC

En CA la curva de comparación de abundancia biomasa, mostró que la abundancia total de organismos estuvo por encima de la biomasa total, sugiriendo que los factores exógenos tienen un efecto negativo sobre la comunidad macro bentónica ( $W = -0.103$ ). En BR, mostró que la curva de la abundancia total estuvo por encima de la curva de la biomasa total, considerando esta playa la más perturbada que la anterior con un estadístico  $W = -0,162$ , contrastando además porque las curvas inician mucho más separadas, pero con tendencia a unirse al incrementar las mismas. En PN, se observa que la curva de la biomasa estuvo por encima de la abundancia, con un  $W = 0,096$ , considerándola como la playa menos perturbada (Figura 19). A efectos de estimar con mayor precisión las variaciones del estadístico W, se realizaron curvas mensuales, con la finalidad de conocer los tiempos de eventos perturbadores (Figura 20 y A1, A2, A3).

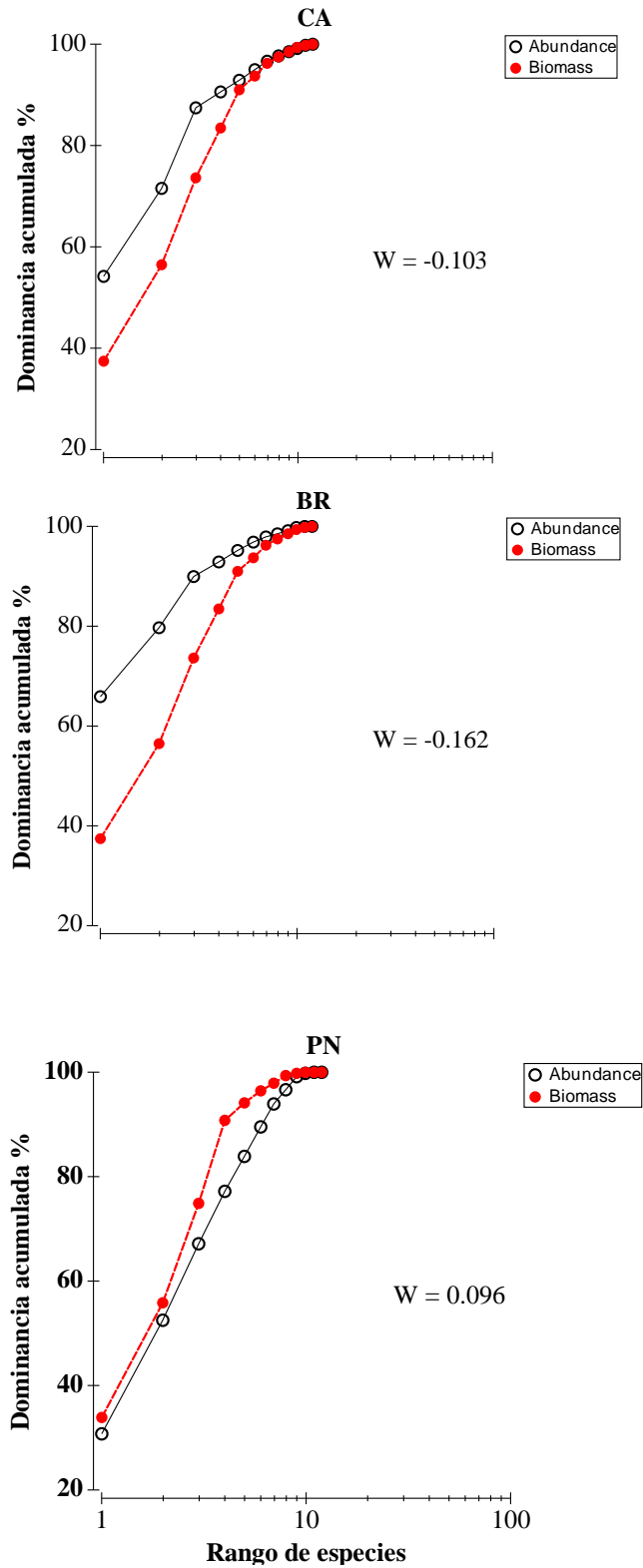


Figura 19. Comparación de curvas abundancia-biomasa totales de macroinvertebrados del intermareal de las playas: CA (Canoa), BR (Briceño) y PN (Punta Napo), durante meses de época seca (1:Octubre, 2:Noviembre, 3:Diciembre), y época de lluvia (4:Enero, 5:Febrero, 6: Marzo).



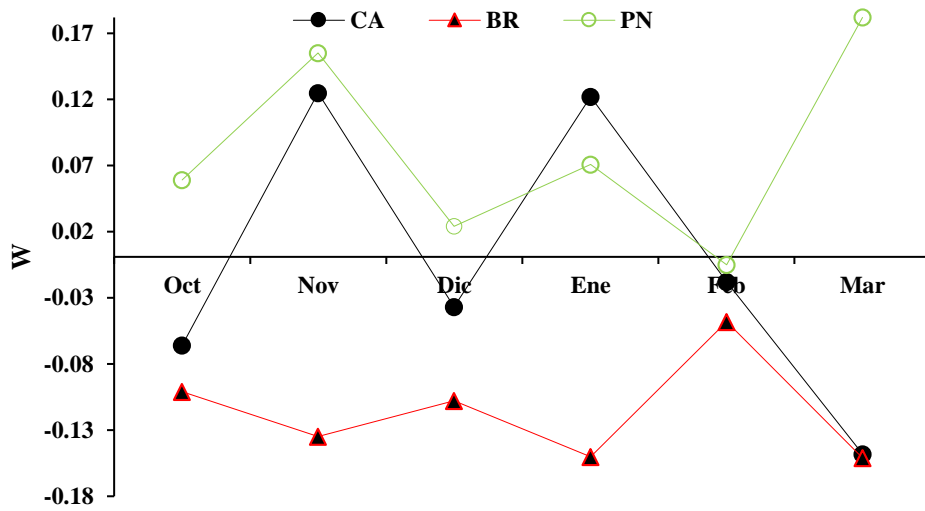


Figura 20. Valor de W entre las curvas de Comparación Abundancia - Biomasa ABC.

## **V. DISCUSIÓN**

### **Condiciones Ambientales**

#### **5.1.1. Agua de mar**

Los resultados obtenidos en este estudio indican que las condiciones ambientales del mar de Ecuador por su ubicación, su zona marino costera está influenciada por la dinámica oceanográfica de la Zona de Convergencia Inter Tropical, corrientes oceánicas, masas de aire locales, cordillera andina, asimismo estos factores definen los periodos lluviosos y secos presentando una variabilidad anual de tipo estacional marítimo costera del país.

Las series temporales de temperatura en el agua de mar para las playas estudiadas revelan valores promedio de temperatura acrecientes al cambio de época seca a época de lluvia desde 26 °C a 30 °C, mientras que los valores promedio de salinidad disminuyen de 34 a 24 UPS al mismo cambio. Patrón (aumento de temperatura y disminución de salinidad) coincide a lo reportado por Yánez (2015) en un estudio realizado en San Pedro de Manglaralto (Santa Elena), mostrando valores fluctuantes de temperatura entre 21,9 y 25,11 y salinidad de 33,6 a 34,1 UPS en época seca, y en época de lluvia 21,90 a 27,40 °C y 32,40 a 33,70 respectivamente.

#### **5.1.2. Sedimentos de las playas**

Las playas de San Vicente frente al Pacífico son extensas en longitud máxima promedio (Canoa 90, Briceño 104 y Punta Napo 160 m de intermareal). Además, según los parámetros granulométricos muestran predominancia de arena fina (75  $\mu\text{m}$  de diámetro) superior al 80 % en todas las localidades de estudio, característico de playas disipativas. Por lo que en términos texturales y longitudinales concuerdan con lo descrito por Short (1996) que en playas disipativas contienen arena fina (menor a 0.2 mm de diámetro), además ocurren olas grandes (de 2 a 3 m de alto) y presentan zonas de disipación que puede llegar a superar los 500 m de amplitud, a través de la cual atraviesan olas que rompen en forma de derrame

(“spilling breakers”). Las olas disminuyen la gran energía que poseen sobre la amplia zona de disipación y en consecuencia llegan débiles hasta la cara de la playa. La arena en estos casos es fina, el drenaje es lento, el clima de lavado es menos violento, el piso de la playa y la zona de disipación son las más estables en todos los tipos de playa.

Sin embargo, en canoa se observa un incremento de arena media (425  $\mu\text{m}$ ) de enero a marzo (época de lluvia) mayor al 15%, esto probablemente se debe a la afluencia de la estacionalidad ambiental de la zona que activa la descarga del río, a diferencia de Briceño los incrementos de este tipo de sedimento (superior al 10%) se dio en época seca y en la de lluvia (octubre y febrero) que podría reflejar la influencia particular de la dinámica del entorno marino-fluvial de la zona. La playa de Punta Napo una playa más estable en el componente granulométrico predominando arena fina (superior 94 %) en las dos épocas posiblemente a que en la zona de muestreo carece de influencia fluvial.

### **Estructura comunitaria**

Los taxones encontrados en este estudio (21 Briceño, 23 Canoa y 27 Punta Napo) está dentro del rango observado en otras playas tropicales del Pacífico oriental, como en México con 8 especies; Costa Rica, con 15; Panamá, con 22; y Colombia con 14 especies (Dexter, 1972, 1974, 1976); pero difiere a la encontrada en playas arenosas de la costa de Oregon (16-21 especies) (McLachlan, 1990) o del sur de Brasil (17-21 especies) Monteiro-Neves & Bembvenuti, 2006), y a las playas de la costa oriental de Sudáfrica (6-13 especies) (Govender, 2009). Este índice aumenta típicamente de ambientes templados (12 especies) a tropicales (15-30 especies), aunque se considera una función del tipo morfodinámico de la playa más que de la latitud, la extensión de la playa o las interacciones biológicas (McLachlan *et al.*, 1996a; McLachlan & Dorvlo, 2005).

Los grupos taxonómicos encontrados en este estudio coincidió con el reportado por Villamar (2007) en Santa Elena al Sur de Manabí en la que incluyó la zona intermareal y sublitoral. García (2016) en Bahía de Caráquez reporta las clases bivalvia, gastropoda, malacostracea, asteroidea, polychaeta y oligochaeta para el intermareal de playas arenosas, siendo más abundantes principalmente polychaeta y en segundo lugar malacostracea, sin embargo, no se evaluó a taxón posible como en los resultados del presente trabajo. Vera et al. (2019), en su estudio realizado en el interior del estuario del río Chone (zonas de manglar) encontró 38

familias de macroinvertebrados agrupadas en 8 clases y estos en 4 phylum. Por otra parte, Piguave et al. (2013) evaluaron la riqueza de especies por playa al sur de la provincia de Manabí e identificaron un total de 61 especies, en las playas rocosas de Puerto López (27 especies), Machalilla (16 especies) y Puerto Cayo (18 especies), las que fueron registradas en las zonas intermareales. De las especies analizadas, las especies dominantes fueron: *Olivella semistriata*, *Strigilla chroma* y del género *Donax*; las especies de importancia pesquera fueron los bivalvos: *Dosinia dunkeri*, *Donax asper*, *Donax dentifer*, *Tivela planulata*, *Mactrellona alata*, *Hysteroconcha lupanaria*, el gasterópodo *Agaronia testacea* y crustáceos de la familia Portunidae; las especies indicadoras de salud ecosistémica fueron: *Ocypode gaudichaudii*, almejas del género *Donax*, y las especies indicadoras de contaminación orgánica fueron los polichaeta y anfípodos.

### 5.1.3. Variación espacial

Los diagramas de nMDS evidenciaron en el patrón intermareal natural de la macrofauna en las playas analizadas, con mayor diferenciación del mesomareal (B) con respecto a los niveles inframareal (A), mesomareal (C) y supramareal (D), en cuyos patrones de especies en ocasiones se solapan. Sin embargo, a lo largo de la costa la distribución y la abundancia de la macrofauna bentónica muestra diferencias entre playas, siendo la más diversa Punta Napo y la menos diversa Briceño, y en términos de abundancia es mayor en Punta Napo y menor para Canoa, lo que difiere en el estudio realizado por Hidalgo (2017) en Veracruz (México) que la diferenciación fue para la inframareral con respecto a la meso y supramareal. Esto puede influir los hábitos de desplazamiento de algunas especies entre las zonas meso y supramareal. Según Brown (1996), la flexibilidad conductual es un atributo clave, que ha sido rigurosamente seleccionado durante la evolución de la macrofauna de playas arenosas expuestas.

En estas playas se puede observar un agrupamiento en la distribución espacial de la abundancia y biomasa de macroinvertebrados según los niveles intermareales. Las mayores similitudes entre los niveles mareales de Canoa están en los niveles Ay B, en Briceño C y D y por último Punta Napo en A y C. Se sabe que las playas protegidas, de arena fina y de suave pendiente se caracterizan por tener una mayor densidad y diversidad que las playas expuestas (Alongi, 1990; Jaramillo & McLachlan, 1993; Amaral *et al.*, 1995; McLachlan & Brown, 2006; McLachlan & Dorvlo, 2006) ya que la baja circulación y acción del oleaje

permite el establecimiento de la macrofauna (Gray, 1987; Kaiser *et al.*, 2005); sin embargo, este supuesto no aplicó para la densidad de la macrofauna en general.

De esta manera, se encontró una zonación de las comunidades macrobentónicas en las playas arenosas. La zona supramareal habitada frecuentemente por poliquetos y bivalvos de la familia Donacidae, el crustáceo de la familia Ocypodidae. A continuación, se encuentra una zona mesomareal, caracterizada por el gasterópodo de la familia Olividae, poliquetos, bivalvos de la familia: Veneridae, Tellinidae. Por último, se identifica una zona inframareal tipificada por bivalvos de las familias Tellinidae y Mactridae (*Strigilla chroma*, *Mactrellona alata* respectivamente), Crustáceos decápodos de las familias Hippidae Albuneidae, poliquetos y anfípodos (Figura 21).

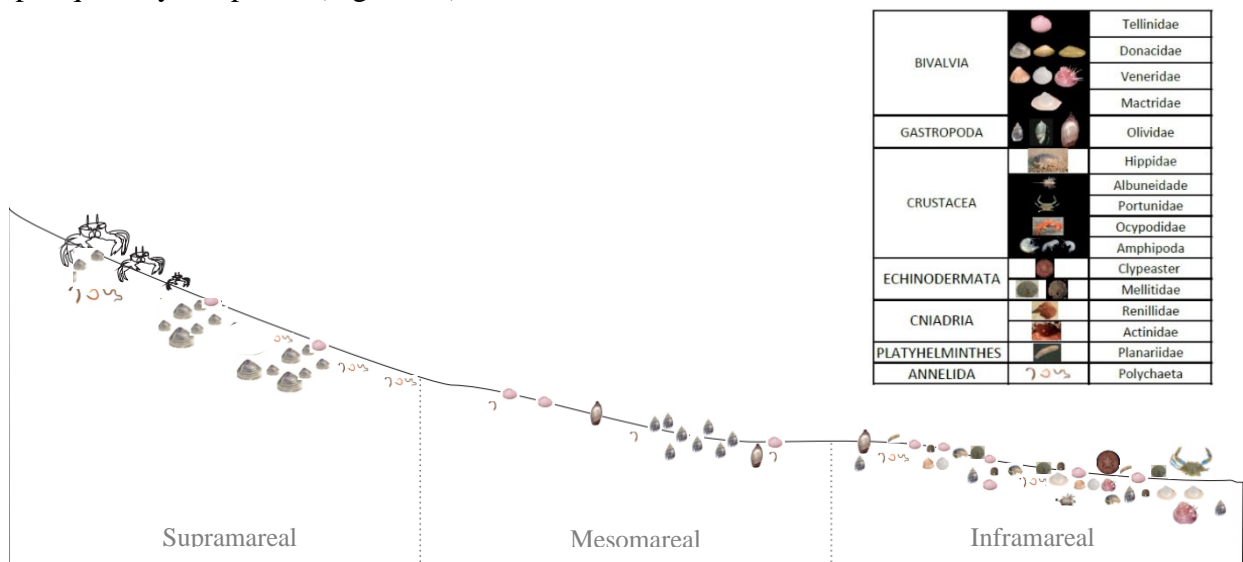


Figura 21. Zonación de las playas arenosas del cantón San Vicente.

#### 5.1.4. Variación temporal

Los cambios ambientales que se reportan en este estudio, estuvieron asociados a los periodos ambientales temporales que acontecen anualmente en la zona, caracterizados por periodo de lluvia y sequía, particularmente en lluvias la crecida de los ríos Canoa y Briceño, tuvieron una mayor influencia sobre los cambios de salinidad y la acumulación de desechos plásticos, agrícolas y forestales sobre el litoral costero circundante. En consecuencia, de se observó cambios en la estructura sedimentaria, predominando una pequeña capa de arcilla en Briceño (observación personal) que, por efectos de cambios de marea se disipa rápidamente. Y en Canoa el incremento de partículas sedimentarias de mayor tamaño. En Punta napo fue la

playa menos afectada por la salinidad presentando un incremento de materia orgánica en la época lluviosa.

Los cambios ambientales por las descargas los ríos sobre la costa van a perdurar según el tiempo que perduren las lluvias y en cuanto a la capacidad de respuesta de los organismos, refleja claramente la influencia ambiental como modelador ecológico de la estructura comunitaria. No obstante, Cantera et al. (1994) observaron que, en períodos de normalidad climática la diversidad de especies permanece constante a lo largo del año, aunque existen leves incrementos en la densidad poblacional de algunas especies en períodos de mareas vivas. En este estudio, se observó una disminución general en la abundancia, riqueza y la diversidad de especies de febrero y marzo coincidiendo con la época lluviosa donde la salinidad en el margen costero es afectada por efluentes de los ríos. Vera et al. (2019) en su estudio en el interior del estuario del río Chone señala que existe zonación espacio temporal en la distribución de la macrofauna bentónica de zonas de manglar donde los valores de los índices de Shannon y Margalef son mayores durante la estación de seca que en la época de lluvia, mientras que la abundancia y riqueza tiene una tendencia a ser mayor en época de lluvia, y la riqueza de familias tiende a ser más alta en zonas de mayor salinidad.

El análisis multivariado mostró que las comunidades sometidas a mayor perturbación antropogénica (Briceño y Canoa) sufrieron un cambio en la composición de especies, que no retornó a su estado original, durante el periodo de estudio, sugiriendo que estas comunidades compuestas de especies tropicales de alta diversidad, deben ser protegidas debido a su fragilidad y baja capacidad de recuperación.

## **Efectos de perturbaciones**

### **5.1.5. Efectos de perturbaciones naturales**

En las áreas de estudio se distinguen perturbaciones en el ambiente sedimentario producidas por la descarga agua dulce de los ríos Canoa y Briceño asociadas a un importante aporte de material en suspensión y sedimentos que estarían condicionando la distribución espacial del macrobentos.

Los resultados de regresión y correlación lineal de PEARSON entre los parámetros ambientales de tipo natural y los parámetros comunitarios del bentos en las playas estudiadas, no fueron totalmente significativos ( $< 0.05$ ) para todas sus correlaciones, excepto la salinidad con todos los parámetros comunitarios, el oxígeno disuelto con J' y S, el contenido de arena fina con J' mostraron significativos valores de  $p$ . No obstante, por lo general en el análisis de correlación de Pearson se observó un p-valor  $> 0,05$  para la mayoría de correlaciones entre las variables naturales y los parámetros comunitarios. Bajo este contexto, la hipótesis fue parcialmente cierta, puesto que las perturbaciones naturales (salinidad, oxígeno y la composición granulométrica) tuvieron un efecto sobre la estructura comunitaria (diversidad, riqueza y equidad). En respuesta a estas perturbaciones ambientales de origen natural, la salinidad es uno de los principales factores ambientales que condicionan los procesos fisiológicos y controlan la distribución y abundancia de los organismos estuarinos y marinos (Kinne, 1971, Davenport, 1979; Defeo *et al.*, 1986, Navarro, 1988).

Cabe señalar, que los efectos del cambio climático en las próximas décadas en las zonas tropicales podrían incrementar las temperaturas sobre los límites de tolerancia de las especies. Además, aunque existe alta incertidumbre sobre el impacto del cambio climático en la frecuencia e intensidad de los eventos El Niño (Cai *et al.* 2018), se espera que los eventos climáticos extremos (olas de calor, hipoxia, acidificación y floraciones algales nocivas) tengan un efecto negativo sobre las comunidades macrobentónicas.

#### **5.1.6. Efectos de perturbaciones antropogénicas**

La variable antropogénica (afluencia turística) considerada en este estudio muestra significancia en la correlación de Pearson con los índices H', d' y S, mostrando un p valor  $< 0,05$ , a excepción de J' que no mostró significancia. Además, según el punto de inflexión del modelo polinómico supone que la diversidad de Shannon es más estable según la afluencia turística, a diferencia del índice de Margalef y la riqueza específica muestran estabilidad, pero temporal, lo que se podría deducir que la eventualidad de visitantes está afectando de alguna manera la estructura comunitaria, aunque la correlación entre la equidad y el número de turistas haya sido no significativa. Bajo este contexto, la afluencia de visitantes al intermareal de playas puede causar un impacto negativo en la estructura comunitaria, como también en la distribución intermareal del macrobentos (sobre todo el epibentos), ya que en la playa de mayor afluencia turística Canoa se encontró mayor abundancia en la inframareal

y una tendencia a la submareal. De acuerdo a lo que indica Schlacher & Thompson (2012) que los turistas visitan las playas y se ubican preferencialmente en estos espacios, donde realizan actividades recreativas o de esparcimiento, que alteran el sustrato, y con ello la diversidad de macroinvertebrados que habitan las zonas impactadas. No obstante, puede existir un cierto balance entre los impactos positivos y los negativos aplicados a la comunidad bentónica y que esta fauna es muy plástica (Peterson *et al.*, 2000; Schoeman *et al.*, 2000).

Por otro lado, las curvas totales de comparación abundancia-biomasa de Warwick, indican que Canoa y Briceño fueron las playas más perturbadas (la primera menor grado que la segunda), a diferencia de Punta Napo que presento valor del estadístico W positivo, cercano a 0 y la curva de la biomasa siempre por encima de la abundancia. De esta manera, Punta Napo podría usarse como sitio control de referencia para futuros análisis comparativos, y candidato para un área natural protegida.

Concordando con lo establecido por García *et al.* (2017), que indica que uno de los mejores métodos para evaluar cambios ambientales es la proporción de organismos tolerantes a cambios ambientales, puesto que los organismos intolerantes son los primeros en desaparecer como resultado de la contaminación. Esto implica que la gran sensibilidad de los macroinvertebrados ante las condiciones ambientales, los convierte en un gran bioindicador. De acuerdo a Ruaro *et al.* (2016) el uso de macroinvertebrados muestra que su gran sensibilidad ante los cambios climáticos los hace adecuados para evaluar la calidad del ambiente, especialmente en evaluaciones rápidas, donde su facilidad de recolección y fuertes respuestas antes el cambio los hace indicados para su análisis.

### **Recomendaciones de manejo de las playas**

El presente estudio constituye una línea base de la estructura de las comunidades macrobentónicas en el intermareal de playas arenosas de San Vicente, lo que permitirá evaluar los cambios que se produzcan en el ecosistema, por lo que se sugiere proponer un método para la evaluación y monitoreo de calidad ambiental en playas arenosas a partir del uso de comunidades macrobentónicas intermareales. La información obtenida sobre las especies de macroinvertebrados, así como su comportamiento en función a las variaciones ambientales de la zona, permiten caracterizar el estado ambiental de las playas, especies



resistentes (resilientes) y especies sensibles a las perturbaciones (bioindicadoras) como importante herramienta de gestión de zonas marino-costera. También, se considera necesario ampliar estudios espaciales y temporales en otras playas de la región del Pacífico ecuatorial, con el propósito de obtener mayor información que permita construir índices de calidad ambiental particular para estas playas, posiblemente necesarios en la actualidad en el proceso de certificación de playas turísticas.

Las playas arenosas representan un ecosistema complejo donde su composición y estructura se ve fuertemente influenciada por una dinámica de acoplamiento tierra-océano (Ortiz 2010), y de influencia socioambiental que le incrementan la complejidad para su uso, conservación y manejo sostenible. La implementación del manejo de un Sistema Adaptativo Complejo (SAC) con relación al uso de playas y a sus servicios ecosistémicos de manera sostenible, requiere entender a la naturaleza como una entidad en permanente evolución y en la que lo que importa es la Gestión de la Resiliencia de los ecosistemas (Sánchez y Falero 2015). Por lo que se recomienda considerar al recurso playa arenosa desde los sistemas complejos, con una gestión sistemática, articuladora que integre los actores principales en el manejo de playas (comuneros, empresarios, turistas, Gobierno local, Ministerio de Turismo, Ministerio de Ambiente, Ministerio del interior) se reconozca la particularidad socioambiental, la interculturalidad, economía, se valoricen los servicios ecosistémicos que estas playas proveen, y se establezcan programa de uso y conservación de este ecosistema y su biodiversidad (esta última como indicadora de una playa saludable).

## VI. CONCLUSIONES

En las 3 playas arenosas (Canoa, Briceño y P. Napo) se identificaron 33 items taxonómicos pertenecientes a 6 phylum, presentando mayor número de especies Punta Napo. La distribución general de los invertebrados en las playas de estudio, se reflejan en tres zonas bien diferenciadas.

Se encontró una zonación de las comunidades de playas arenosas con especies dominantes en la zona supramareal (poliquetos, Donacidae, Ocypodidae), zona mesomareal (Olividae, poliquetos, Veneridae, Tellinidae) y zona inframareal (Tellinidae, Mactridae, Hippidae Albuneidae, poliquetos y anfípodos).

En cuanto a la composición macrobentónica se observaron cambios temporales relacionados con fluctuaciones ambientales propias del Pacífico ecuatorial y de las estaciones época seca y época lluviosa propias de la zona costera ecuatoriana, esta última como patrón precursor de cambio de la estructura y distribución comunitaria en la franja intermareal de las playas arenosas. La ordenación multivariada mostró cambios en la composición de especies, sobre todo en P. Briceño y P. Canoa, que no retornaron a su composición inicial, durante el periodo de estudio.

La hipótesis fue parcialmente cierta, pues las perturbaciones naturales (salinidad, oxígeno y composición granulométrica) tuvieron efecto sobre los parámetros comunitarios (Diversidad de Shannon, Equidad, riqueza de Margalef y la riqueza específica), sin embargo, no se encontraron relaciones significativas entre las perturbaciones antropogénicas (turismo) y el macrobentos de playas arenosas de San Vicente.

En las playas con ríos con el mismo nombre (Canoa y Briceño) fueron mayormente perturbadas por la baja salinidad, más que por afluencia turística. Sin embargo, se conoce que las actividades del turismo perturban el ecosistema de playa por pisoteo, generación de

desperdicios orgánicos e inorgánico, e incluso en el desplazamiento del epi y endobentos entre los niveles intermareales.

Las curvas de abundancia-biomasa ABC, permitieron describir el grado de perturbación de las playas evaluadas, indicando que Briceño fue la más perturbada que la playa de Canoa y que Punta Napo fue la menos perturbada.

Para el manejo de estas playas se plantea usar las comunidades macrobentónicas como indicadores del estado del ecosistema, estableciendo umbrales como la capacidad de carga turística.

## **VII. RECOMENDACIONES**

Realizar seguimiento a largo plazo de las perturbaciones de todo tipo para establecer medidas adaptativas que minimicen posibles efectos nocivos al ecosistema, y para evaluar si el cambio en la composición específica de las comunidades sometidas a mayor perturbación antropogénica (Briceño y Canoa) han cruzado un punto de no retorno.

Para estudios futuros, se recomienda realizar un metanálisis a nivel de phylum, así como realizar análisis de clasificación restringida entre fechas.

Realizar estudios de los servicios ecosistémicos del ecosistema de playas de Ecuador para otorgarle un tipo de valoración ambiental que contribuya a la gestión y su conservación.

Realizar estudios de las adaptaciones morfológicas y fisiológicas del macrobentos de la zona marino costera de Manabí.

Usar el paradigma de gestión de la resiliencia y el enfoque de sistemas adaptativos complejos para el manejo de las playas de Ecuador, analizando el efecto conjunto de la gran estocasticidad natural y antropogénica observada.

## VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALONGI, D.M. 1990. The ecology of tropical soft-bottom benthic ecosystems. *Oceanogr. Marine Biology Annual Review*. 28: 318-4926.
- AMARAL, A.C., E.H. MORGADO, E.V. PARDO AND M. O. REIS. 1995. Estructura da comunidade de poliquetos da zona entremarés em praias da Ilha de Sao Sebastiao (SP). *Publ. Esp. Inst. Oceanogr. S. Paulo*. 11:229-237.
- BEGON, M., HARPER, J.L., TOWNSEND, C.R. 1990. Ecology. Individuals, populations and communities. Blackwell. Oxford.
- BOAK, E.H; TURNER, I.L. 2005. Shoreline Definition and Detection: A Review. *Journal of Coastal Research*, 21(4): 688–703.
- BRAY, J; CURTIS, J. 1957. An ordination of the up-land forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- BRAZEIRO, A & DEFEO, O. 1996. Macrofauna zonation in microtidal sandy beaches: is it possible to identify patterns in such variable environment? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42: 523-536.
- BRAZEIRO, A., 1999. Community patterns in sandy beaches of Chile: richness, composition, distribution and abundance of species. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72: 93-105.
- BROWN, A.C. 1996. Behavioral plasticity as key factor in the survival and evolution of the macrofauna on exposed sandy beaches. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 69:469-474.
- BROWN, AC; MCLACHLAN, A. 1990. Ecology of Sandy Shores. *Elsevier*, Amsterdam, 328 pp.
- BYERS SC, MILLS EL, STEWARD PL. 1978. A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiology*, 58: 43-47.
- CAI, W., G. WANG, B. DEWITTE, L. WU, A. SANTOSO, K. TAKAHASHI, Y. YANG, A. CARRÉRIC & M. J. MCPHADEN. 2018. Increased variability of eastern Pacific El Niño under greenhouse warming. *Nature*, 564:201–206.

- CANTERA, J.R., NEIRA, R. Y ARNAUD, P. 1994. La macrofauna de playas arenosas en las Bahías de Buenaventura y Málaga (Pacífico colombiano): Estructura espacial y dinámica temporal. *Revista de Ciencias. Universidad del Valle. Cali.* 9: 27-48.
- CARTER, R. 1988. *Coastal Environments: Academic Press Ltd*, 617 pp.
- CLARKE, KR; AINSWORTH, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar Ecol Prog Ser* 92:205-219.
- CLARK, K; GORLEY, R. 2001. PRIMER v5: User Manual/Tutorial. *Plymouth Marine Laboratory*, Plymouth, England.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. 2001. *Change in marine communities: An Approach to Statistical Analysis and interpretation*. UK: E-primer-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory.
- CRUZ-JIMÉNEZ, G. 2010. “Análisis del aprovechamiento turístico del parque estatal Sierra de Tepotzotlán, México desde la perspectiva de la sustentabilidad”, en *El Periplo Sustentable*, No. 19, julio-diciembre, UAEM, Toluca, México, pp. 35-68.
- DAVENPORT, J. 1979. The isolation response of mussels (*Mytilus edulis* L.) exposed to falling sea water concentrations. *Journal of the Biological Association of the United Kingdom* 59. 123-132.
- DEFEO, O., LAYERLE, C. & MASELLO, A. 1986. Spatial and temporal structure of the yellow clam *Mesodesma mactroides* (Deshayes, 1854) in Uruguay. *Medio Ambiente (Chile)* 8, 48-57.
- DEFEO O., JARAMILLO E & A. LYONNET. 1992. Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna on the Atlantic coast of Uruguay. *Journal of Coastal Research*. 8: 830-839.
- DEFEO, O & G. MARTÍNEZ, 2003. The habitat harshness hypothesis revisited: life history of the isopod *Excirrolana braziliensis* in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 331- 340.
- DEFEO, O; MCLACHLAN, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 295, 1-20.
- DEXTER, D. 1972. “Comparison of the community structures in a Pacific and an Atlantic Panamian sandy beach”. *Bull, Mar. Sci.* 22: 449-462.
- ELIOT, M.J., A. TRAVERS & I. ELIOT, 2006. Morphology of a low-energy beach, Como beach, western Australia. *Journ. Coast. Res.*, 22(1): 63-77.

- ENGLE, V. & SUMMERS, J. 1999. Refinement, validation, and application of a benthic condition index for the northern Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries*, 3A: 624-635.
- ENGLE, V., SUMMERS, J. & GASTON, G. 1994. A benthic index of environmental condition of Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries*, 17: 372-384.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34: 487-515.
- FENCHEL, T.M. & R.J. RIEDL, 1970. The sulfide system: A new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottoms. *Marine Biology* 7: 255-268.
- FINKL, C.W. & S. KRUPA. 2003. Environmental impacts of coastal- plain activities on Sandy beach systems: hazards, perception and mitigation. *Journal of Coastal Research*, SI 35, 132-150.
- FINKL, C.W., 2004. Coastal classification: Systematic approaches to the development of a proposed comprehensive scheme. *Journal of Coastal Research*, 20(1), in press.
- GARCÍA R. 1986. "Conceptos básicos para el estudio de sistemas complejos", en E. Leff (coord..) los problemas del conocimiento y la perspectiva ambiental del desarrollo, Siglo XXI, México, pp. 381-409.
- GARCÍA ROLANDO. 2006. Sistemas complejos, conceptos, método y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria. Gedisa, Barcelona.
- GARCIA, A. 2016. Impacto del uso recreativo sobre la fauna macrobentónica en playas arenosas de la ciudad de Bahía de Caráquez, Manabí, Ecuador. Tesis Maestría en Ciencias Ambientales. Escuela de Postgrado. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- GARCÍA, J.M., Sarmiento, L.F., Salvador, M., Porras, L.S. 2017. Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña. *Revisión corta. UGCiencia*, 23, 47-62.
- GOVENDER, N. 2009. Aspects of the Ecology of Sandy Beaches along Durban's urbanized coastline. University of KwaZulu-Natal, 108 pp.
- GRAY, J.S. 1987. The ecology of marine Sediments. (An introduction to the structure and function of benthic communities). Cambridge. *University Press*. New York. 1985 pp.
- HIDALGO, G. 2017. Comunidades intermareales de la macrofauna en playas arenosas del litoral central de Veracruz, Golfo de México: Un enfoque de integridad ecológica. Tesis Doctora en Ecología y Pesquerías. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana.

- HOLMES, N. & MCINTYRE, A. 1971. Methods for the study of Marine Benthos. IBP *Handbook* 16: 323 pp.
- HORN, H. S. 1974. The ecology of secondary succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:25-37.
- JARAMILLO, E., CONTRERAS, H. & QUIJON, P. 1996. Macroinfauna and human disturbance in a Sandy beach of south-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 614-655.
- JARAMILLO, E. & MCLACHLAN. 1993, Community and population responses or the or the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. *Estuary. Coast. Shelf S.* 37:615-624.
- JARAMILLO, E., MCLACHLAN, A., AND DUGAN, J. E. 1995. Total sample area and estimates of species richness in exposed sandy beaches. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 119:311-314.
- JAMES R. & FAIRWEATHER P. 1996. Spatial variation of intertidal macrofauna on a Sandy ocean beach in Australia. *Est. Coast. Shelf Sci.* 43: 81-107.
- JARAMILLO, E.; MCLACHLAN, A. & DUGAN, J. 1995. Total sample area and estimates of species richness in exposed sandy beaches. *Marine Ecology Progress Series* 119: 311-314.
- JEAN, G. & FRUGET, F. 1994. Aquatic macroinvertebrates as ecotoxicological indicators. *Verhandlungen der International Vereinigungfur Limnologie*, 25: 2004-2007.
- KAISER, M.J., M. J. ATTRILL., S. JENNINGS., D.N. TOMAS., D.K. BARNES, A.S. BRIERLEY., J.G. HIDDINK., H. KAARTOKALLIO., V. C. NICHOLAS & D.G. RAFFAELLI. 2015. *Marine ecology. Process, systems, and impacts.* University Press. 2a Ed.557 pp.
- KAUFMANN, M.R.; GRAHAM, R.T.; BOYCE JR., D.A.; MOIR, W.H.; PERRY, L.; REYNOLDS, R.T.; BASSETT, R.L.; MEHLHOP, P.; EDMINSTER, C.B.; BLOCK, W.M.; CORN, P.S. 1994. *An ecological basis for ecosystem management.* Gen. Tech. Rep. RM-246. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- KINNE, O. 1971. Salinity. In *Marine Ecology* (Kinne, O. ed.). Vol. 1. Wiley-Interscience, New York, pp. 683-995.
- KOMAR, P.D., 1976. *Beach processes and sedimentation* 2nd ed. New Jersey: Prentice-Hall, xvii+429.



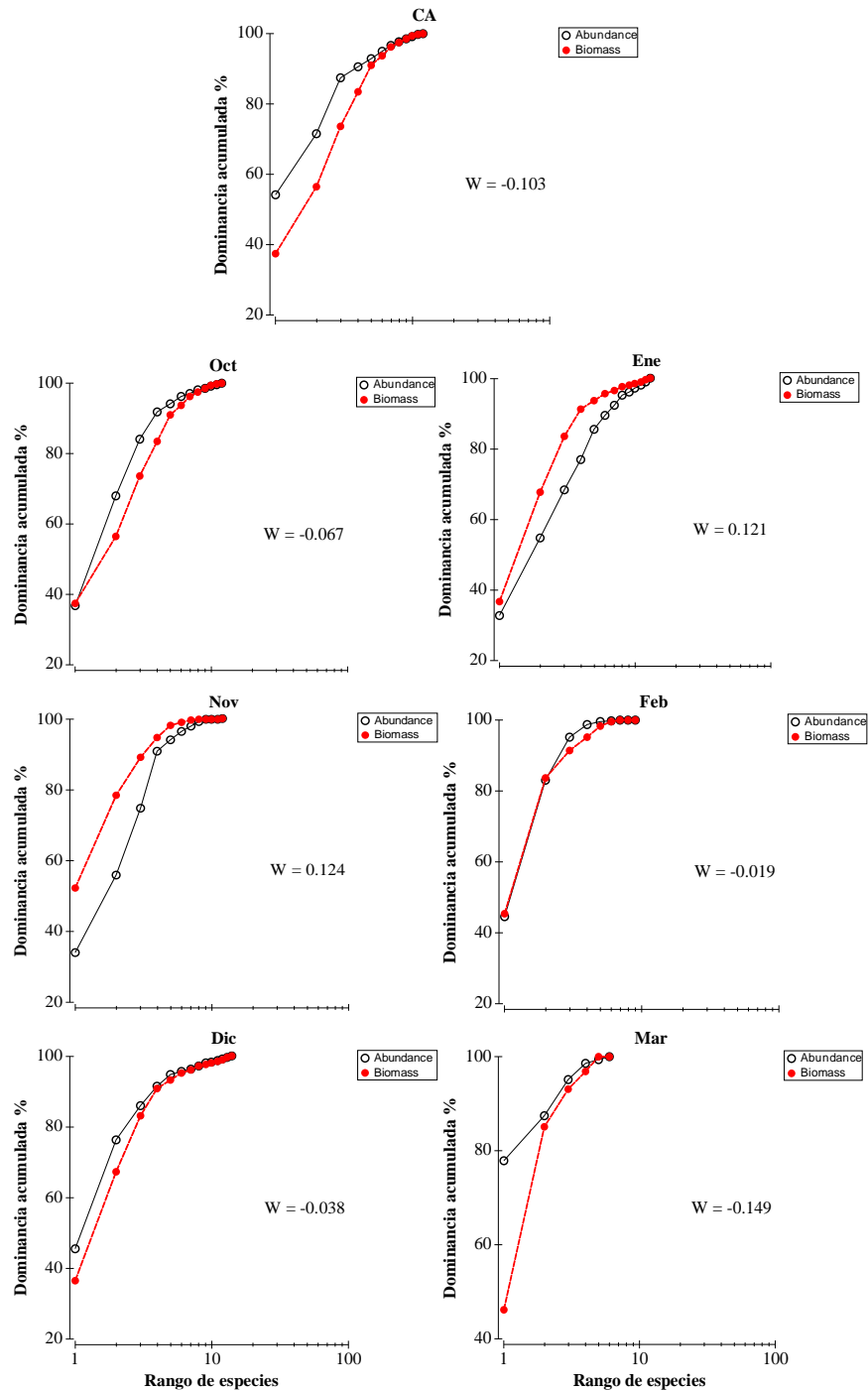
- LAMBSHEAD P, JD; PLATT, HM; SHAW, KM. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J. nat. Hist.* 17: 859-874.
- LERCARI, D; DEFEO, O; CELENTANO, E. 2002. Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 1397-1404.
- MCGWYNNNE, L; MCLACHLAN, A. 1992. Ecology and Management of Sandy Coasts. Institute for Coastal Research, UPE, South Africa, Report, N° 30, 83 p.
- MCLACHLAN, A. 1990. Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. *J. Coast. Res.* 6(1), 57-72.
- MCLACHLAN, A. 2001. Coastal beach ecosystems. Pp 741-751 In: Lewin (ed) Encyclopedia of Biodiversity. Academic Press, New York
- MCLACHLAN, A; BROWN, AC. 2006. The Ecology of Sandy Shores. Academic Press, Amsterdam, 373.
- MCLACHLAN A. & A. DORVLO. 2005. Global patterns in Sandy beach microbenthic communities. *Journal of Coastal Research.* 21 (4)674-687.
- MCLACHLAN, A. & A. DORVLO, 2007. Species – area relationships for Sandy beach macrobenthos in the context of intertidal width. *Oceanology*, 47 (1): 91-98.
- MCLACHLAN, A; JARAMILLO, E; DONN, T.E & F. WESSELS, 1993. Sand Beach Macrofauna Communities & their Control by the Physical Environment: A Geographical Comparison” *Journal of Coastal Research* (15): 27-38.
- MCLACHLAN, A.; DE RUYCK, A.M.C & HACKING, N. 1996a. Community structure on sandy beaches: patterns of richness and zonation in relation to tide range and latitude. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 451-467.
- MCLACHLAN, A; WOODRIDGE T. & A. H. DYE, 1981b. The ecology Sandy beaches in southern Africa. *South African Journal of Science*, 16: 219-231.
- MEES J. & JONES M. 1997. The Hyperbenthos. *Oceanogr. Mar.Biol. Ann. Rev.* 35: 221-255.
- MONTEIRO, N.F. & C.E. BCMVENUTI. 2006. Spatial distribution of microbenthic fauna on the three sandy beaches from northern Rio Grande Do Sul. Southern Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 2:135-145.
- NAVARRO, J.M. 1988. The effects of salinity on the physiological ecology of *Choromytilus chorus* (Molina, 1972) (Bivalvia: Mytilidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 122, 19-33.

- NEL, P., 2001a. Factors affecting faunal communities on Sandy beaches: a new insight. Beaches – What Future? An integrated approach to the ecology and evolution of beaches and sand dunes. International Workshop, Florence, Italia, 18 – 23 October 2001. Istituto Agronomico per l’Oltremare: 59-60.
- ORTIZ, S. P. 2010. Macrobentos sublitoral somero del fiordo Baker, región de Aysén: relaciones entre la estructura comunitaria y la variabilidad ambiental. Tesis Grad. Biología Marina, Universidad Austral del Chile. Valdivia.
- PETERSON C.H. 1998. Intertidal zonation of marine invertebrates in sand and mud. *American Scientist*, 79: 236-249 p.
- PETERSON, C.H., D.H.M., HICKERSON & G. JHONSON, 2000. Short-term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a Sandy beach. *Journal of Coastal Research*, 16: 368-378.
- PICKETT, S.T.A. & WHITE P.S. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. *Academic Press*, EE.UU. 472 pp.
- PIELOU, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131-144.
- FIGUAVE, X; CÁCERES, L Y HERNÁNDEZ, F. (2013). Distribución y abundancia de los invertebrados en las playas de Manabí, noviembre del 2012. *Bioma*, 1 (4).
- RADIL, I.F. & M. LASTRA, 2004. Environmental factors affecting benthic macrofauna along a gradient of intermediate sandy beaches in northern Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61: 37-44.
- RAFFAELLI, D. & HAWKINS, 1996. Intertidal Ecology. Chapman & Hall, 356 pp.
- RHOADS, D. C., P. L. MCCALL & J. Y. YINGST. 1978. Disturbance and production on the estuarine seafloor. *American Scientist* 66: 577-586.
- RUARO, R., Gubiani, É., Cunico, A., Moretto, Y., & Piana, P. 2016. Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. *Environmental Monitoring Assessment*, 188, 45.
- RYKIEL, E. J., JR. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology* 10:361-365.
- SÁNCHEZ E. & FALERO M., 2015: ¿A qué paradigma de gestión de la naturaleza adscribe la normativa peruana sobre calidad ambiental? *Ecología Aplicada* 14(2): 163-174
- SAUNDERS, C; SELWYN, J; RICHARDSON, S; MAY, V; HEEPS, C. 2000. A Review of the Effects of Recreational Interactions within *UK European Marine Sites*. UK-

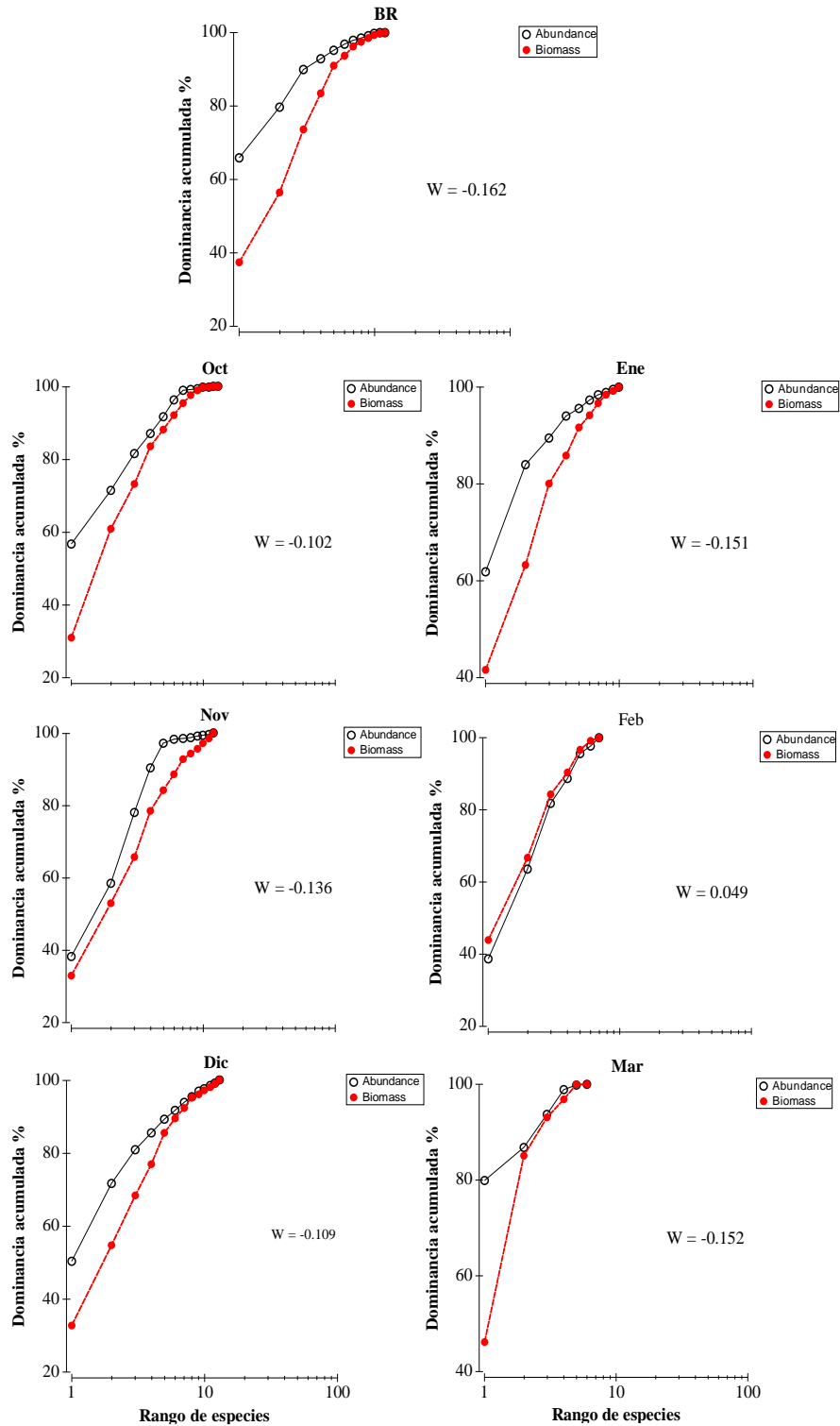
- CEED Marine in association with Bournemouth University, *Center for Coastal Conservation and Education*, 265 pp.
- SCHLACHER, T.A. & L. THOMPSON. 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean-exposed Sandy shores. *Biological Conservation* 147: 123-132.
- SCHOEMAN, D.S., A., MCLACHLAN & J.E. DUGAN, 2000. Lessons from a disturbance experiment in the intertidal zone of an exposed Sandy beach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 869-884.
- SECO-HERNÁNDEZ, R., 2004. Geomorfología. Universidad de la Habana, Cuba.
- SERLIN, J, 2010. Conocimiento de la gestión de las organizaciones, sistemas complejos dinámicos inestables adaptativos, Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Económicas.
- SERRANO-BARQUÍN, R., CRUZ J., ARGUELLO F., OSORIO M. & R. Sánchez. 2012. La complejidad, Expresión de nuestro tiempo: el turismo sede los sistemas complejos. *Revista de Cultura e Turismo*. Cultur. ano 06 – n°01.
- SHANNON, C; WEAVER, W. 1964. The mathematical theory of communication.
- SHORT A. 1996. The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 69: 589-604.
- SHORT A.D., 1999. Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics. West Sussex, UK: Wiley. 376 p.
- SIMBOURA, N., A. ZENETOS, P. PANAYOTIDIS & A. MAKRA. 1995. Changes in benthic community structure along an environmental pollution gradient. *Marine Pollution Bulletin* 30: 470-474.
- SOARES, A.G. 2003. Sandy beach morphodynamics and macrobenthic communities in temperate, subtropical and tropical regions- a macroecological approach. Port Elizabeth, South Africa: University of Port Elizabeth, Doctoral Tesis, 152 pp.
- SOUTHWARD, A.J., 1975. Life on the Sea-Shore. Harvard University Press, 153 pp.
- VERA-MERA R, QUINTEROS-CARLOS Z, VELEZ-FALCONES J, & V. ACOSTA-BALBÁS. 2019. Distribución espacio-temporal de macroinvertebrados en zonas de manglar del estuario del río Chone, Manabí, Ecuador. IX Foro Iberoamericano de los Recursos Marinos y la Acuicultura. Universidad Técnica de Manabí.
- VILLAMAR, F. 2007. Estudio de los poliquetos bentónico y fauna acompañante en la zona intermareal y submareal de la bahía de Santa Elena (Ecuador) durante el año 2007. *Acta Oceanográfica del Pacífico* Vol. 15 N. 1.

- WARWICK, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macro benthic communities. *Mar. Biol.* 92:557-562.
- WARWICK, R.M & CLARK, K, R. 1993. Comparing the severity of disturbance. A meta-analysis of marine macro benthic community data. *Marine Ecology Progress Series*, 3:221-231.
- WARWICK, R. M. AND K. R. CLARKE. 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology* 118: 739774.
- WARWICK, R. M., & CLARK, K. R. 2001. Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanography and Marine biology- An Annual review*, 39, 2017-231.
- WENTWORTH CK. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30: 377–392.
- WILSON, M. A. 1987. Ecological dynamics on pebbles, cobbles, and boulders. *Palaios* 2: 594-599.
- WU, J. 1998. The Distribution of Benthic Infauna in the Nearshore Zone of Adelaide's Northern Metropolitan Coast. Thesis of the Masters of Ecology and Management, University of Adelaide, Australia, 71 pp
- YÁNEZ S. A, 2015. Composición, estructura y biomasa de la meiofauna intermareal de San Pedro de Manglaralto, Ecuador. Tesis de Grado. Escuela Superior Politécnica del Litoral. Facultad de ingeniería Marítima, Ciencias Biológicas, Oceánicas y Recursos Naturales.
- YEMANE, D., FIELD, J. G., & LESLIE, R. W. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 374-379.
- ZAJAC, R. N. & R. B. WHITLATCH. 1982a. Responses of estuarine infauna to disturbance. I. Spatial and temporal variation of initial recolonization. *Marine Ecology Progress Series* 10: 1-14.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River.

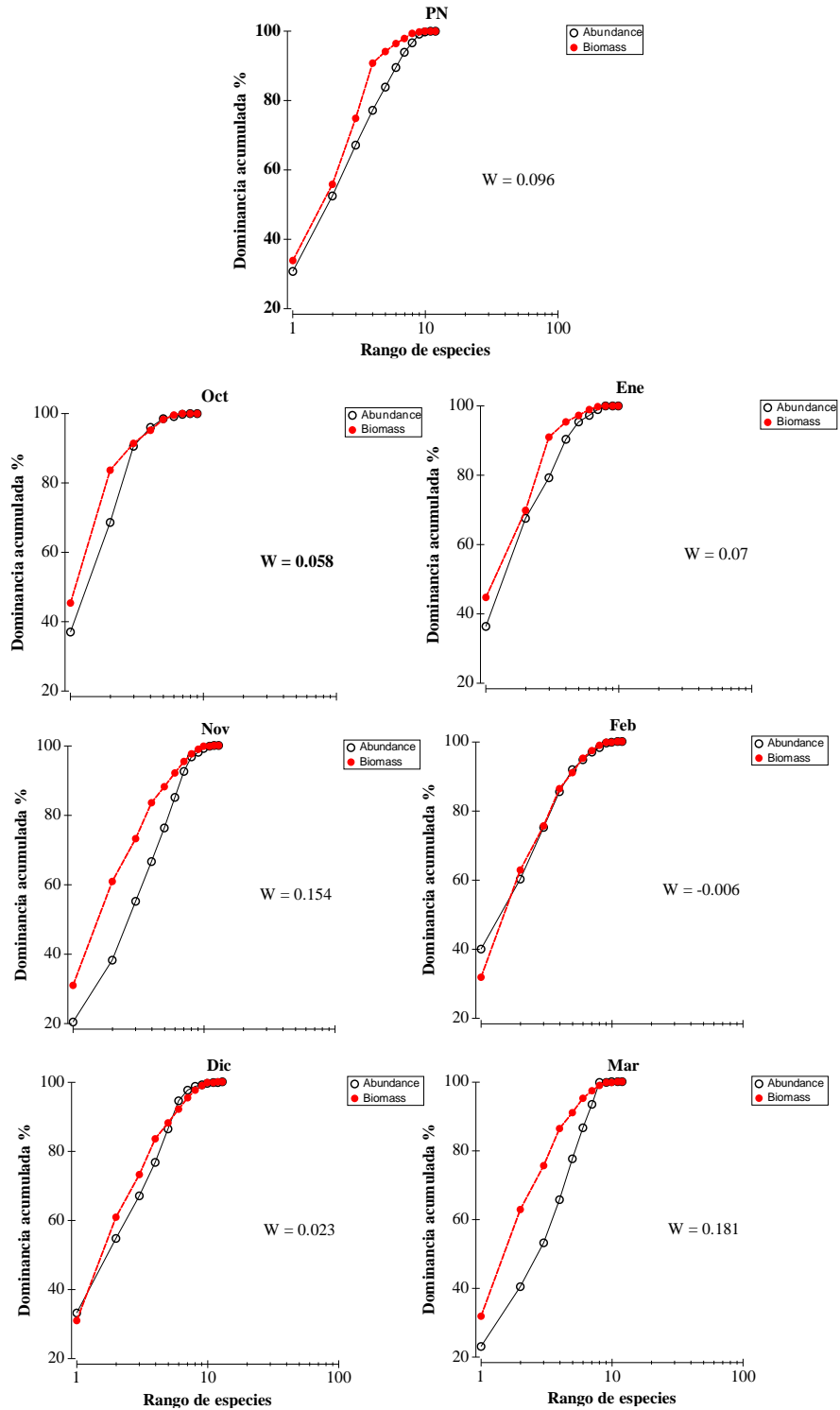
## IX. ANEXOS



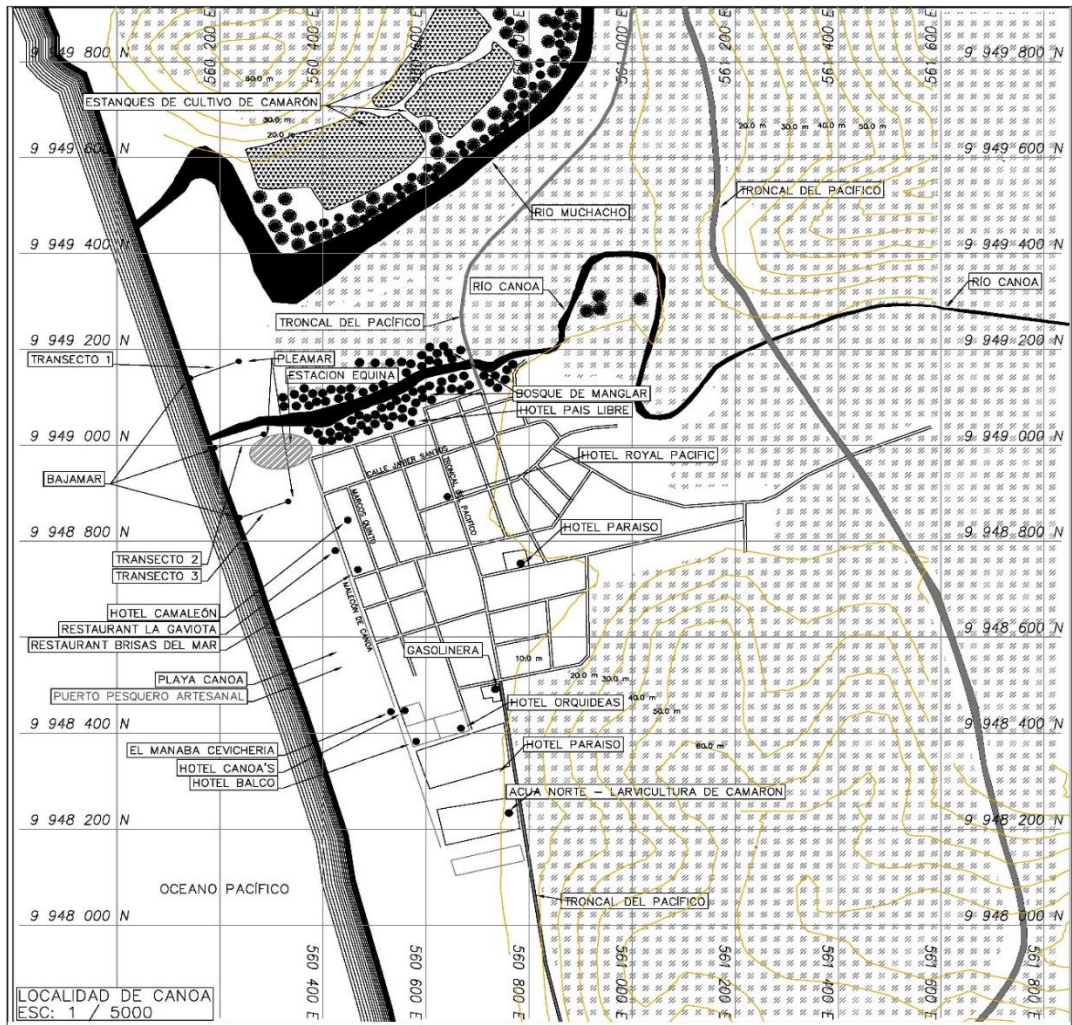
**Figura A1. Comparación de curvas abundancia-biomasa de macroinvertebrados de la playa CA (Canoa), durante meses de época seca (1:Octubre, 2:Noviembre, 3:Diciembre), y época de lluvia (4:Enero, 5:Febrero, 6:Marzo).**



**Figura A2. Comparación de curvas abundancia-biomasa de macroinvertebrados de la playa BR (Briceño), durante meses de época seca (1:Octubre, 2:Noviembre, 3:Diciembre), y época de lluvia (4:Enero, 5:Febrero, 6:Marzo).**

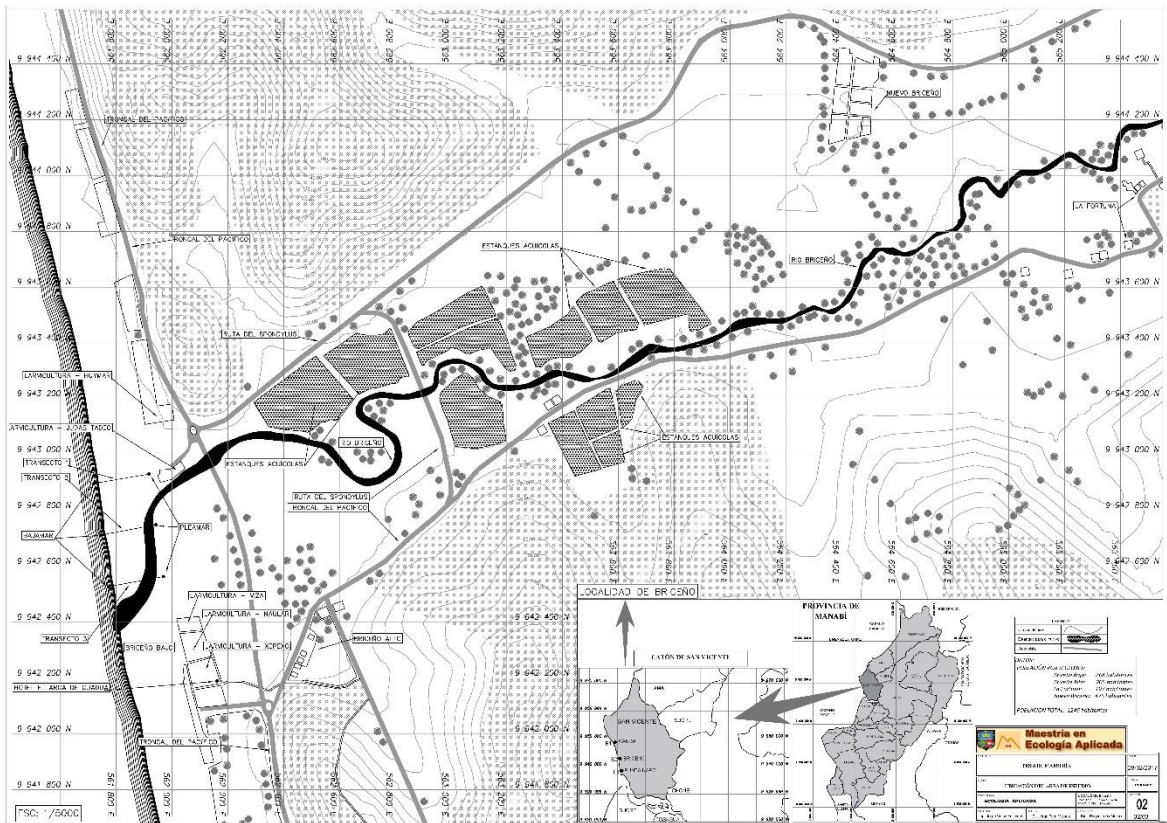


**Figura A3. Comparación de curvas abundancia-biomasa de macroinvertebrados de la playa PN (Punta Napo), durante meses de época seca (1:Octubre, 2:Noviembre, 3:Diciembre), y época de lluvia (4:Enero, 5:Febrero, 6:Marzo).**

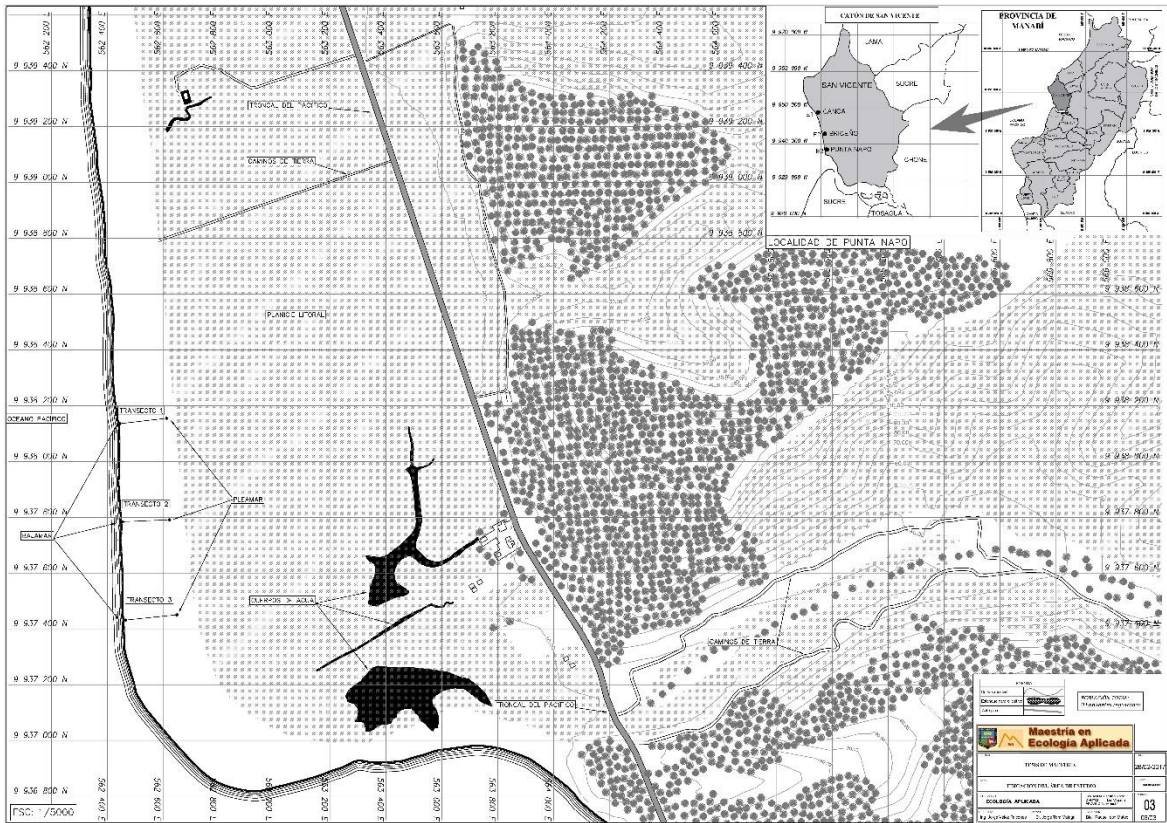


**Figura A4. Mapa de Canoa.**





**Figura A5. Mapa de Briceño.**



**Figura A6. Mapa de Punta Napo.**



**Figura A7. Río Canoa.**



**Figura A8. Río Briceño.**



**Figura A9. Playa de Canoa.**



**Figura A10. Registro de la pendiente en la playa de Punta Napo.**



**Figura A11. Toma de muestras de sedimento, colecta de organismos macrobentonicos.**



**Figura A12. Clasificación y conteo de los organismos macrobentonicos.**



**Figura A13. Registro de la biomasa del macrobentos.**