



**UNIVERSIDAD DE ORIENTE**  
**NÚCLEO DE SUCRE**  
**INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA**  
**POSTGRADO EN CIENCIAS MARINAS**  
**DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS**

**PRESENCIA DE ÁCIDO DOMOICO EN MEJILLONES *Perna perna* (L) Y SU  
RELACIÓN CON LA ABUNDANCIA DE *Pseudo-nitzschia* spp., EN LA COSTA  
DEL MUNICIPIO ARISMENDI, ESTADO SUCRE, VENEZUELA**

**SONIA SEGUNDA SUBERO PINO**

**TESIS DE GRADO PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR  
AL TÍTULO DE DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS**

**CUMANÁ, JULIO 2021**

## ÍNDICE

ÍNDICE.....	i
DEDICATORIA.....	iii
AGRADECIMIENTOS.....	iv
LISTA DE TABLAS.....	v
LISTA DE FIGURAS.....	vi
RESUMEN.....	x
PRÓLOGO.....	xii
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
<b>CAPÍTULO I. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS VARIABLES HIDROQUÍMICAS EN LA ZONA COSTERA DEL MUNICIPIO ARISMENDI .....</b>	<b>5</b>
INTRODUCCIÓN.....	5
MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
Área de estudio.....	8
Toma de muestras.....	10
Variables hidroquímicas.....	10
Determinación de clorofila <i>a</i> y feopigmentos.....	10
Análisis de las muestras.....	10
Determinación de oxígeno disuelto.....	10
Determinación de la concentración de amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ).....	11
Determinación de la concentración de Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ).....	11
Determinación de la concentración de nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).....	12
Determinación de la concentración de clorofila <i>a</i> y feopigmentos.....	13
Análisis estadísticos y tratamiento de los datos.....	13
RESULTADOS.....	15
DISCUSIÓN.....	30
<b>CAPÍTULO II. ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA EN LA ZONA COSTERA DEL MUNICIPIO ARISMENDI .....</b>	<b>36</b>
INTRODUCCIÓN.....	36

MATERIALES Y MÉTODOS.....	39
Recolección y procesamiento de muestras .....	39
Análisis estadístico .....	40
RESULTADOS .....	42
DISCUSIÓN.....	64
<b>CAPÍTULO III. ÁCIDO DOMOICO EN MEJILLONES <i>P. perna</i>, RELACIÓN CON LAS MICROALGAS DEL GÉNERO <i>Pseudo-nitzschia</i>, Y ALGUNAS VARIABLES AMBIENTALES EN LA COSTA DEL MUNICIPIO ARISMENDI, ESTADO SUCRE, VENEZUELA.....</b>	<b>68</b>
INTRODUCCIÓN.....	68
MATERIALES Y MÉTODOS.....	74
Recolección y procesamiento de muestras .....	74
Determinación cuantitativa de ácido domoico .....	74
Análisis de los datos .....	76
RESULTADOS .....	77
DISCUSIÓN.....	87
DISCUSIÓN GENERAL .....	92
CONCLUSIONES.....	99
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	102
ANEXOS .....	127
Anexo 1. Distribución mundial de <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. ....	127
Anexo 2. Estructura química del ácido domoico y sus análogos. análogos tomado de SAEED <i>et al.</i> 2017 .....	128
ANEXO 4. Resumen estadístico de los coeficientes de correlación para el fitoplancton y las variables bióticas en los dos primeros ejes de ACC .....	129
Anexo 5. Resumen estadístico de los coeficientes de correlación para la abundancia de <i>Pseudo-nitzschia</i> sp .....	130

## DEDICATORIA

A mi Mamá la Sra. Lourdes Pino de Subero

Te quiero muchísimo madre

A mi madrina Omaira Aguilera<sup>†</sup>

A mi Thalia<sup>†</sup>

Te llevaré en mi corazón

A mi Río Caribe

A la naturaleza.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte del proyecto titulado: “**Variación espacial y temporal de las toxinas paralizantes y amnésicas en microalgas y moluscos bivalvos de los bancos naturales del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela**”, FONACIT-UDO N°2012000085 y proyecto PEII N° 1868, financiado por el Ministerio del Poder Popular para Ciencia, Tecnología y Educación Universitaria, dirigido por la Dra. Luisa Rojas de la Universidad de Oriente.

Extensivo este agradecimiento a la gestión del alcalde de Arismendi Alvaro Lugo. Así como a la dirección de salud del Hospital “Dr. Pedro Rafael Figallo” específicamente a la Lic. Damelis Rojas, quienes facilitaron la logística de este trabajo. A ustedes muchísimas gracias.

Al Laboratorio de Fitoplancton del Dpto. de Biología Marina y Laboratorio de nutrientes del Departamento de Oceanografía Química del IOV; así como al Laboratorio de Suelos del Departamento de Química.

También deseo expresar mi agradecimiento al Laboratorio de Análisis de Ciencias de la Tierra de la Universidad Central de Venezuela, específicamente al Dr William Melendez y al Técnico Luis Vilches, quienes facilitaron el trabajo de detección y cuantificación de toxina mediante el uso del equipo de Cromatografía Líquida.

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Localidades georeferenciadas de las estaciones de muestreo en los bancos naturales de mejillones del municipio Arismendi. ....	9
Tabla 2. Resumen de los estadísticos básicos de las variables físico-químicas y biológicas determinados en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante junio 2012- julio 2013. ....	15
Tabla 3. Resumen de los estadísticos básicos de las variables físico-químicas y biológicas determinados en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante enero-octubre 2015. ....	15
Tabla 4. Resumen de los estadísticos básicos de las variables físico-químicas y biológicas determinados en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante junio 2012- julio 2013. ....	42
Tabla 5. Resumen de los estadísticos básicos de las variables físicas y biológicas determinados en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante enero-octubre 2015. ....	42
Tabla 6. Lista de especies residentes (presentes en más del 10% de las muestras identificadas) en la zona costera del municipio Arismendi, durante 2012-13 y 2015. ....	51
Tabla 7. Taxa discriminantes y porcentajes de similaridad de Bray-Curtis en la zona costera del municipio Arismendi durante los años 2012-13 y 2015. ....	59
Tabla 8. Resumen de los estadísticos básicos de las variables determinadas en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante junio 2012- julio 2013. ....	77
Tabla 9. Resumen de los estadísticos básicos de las variables determinadas en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante enero-octubre 2015. ....	77

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Área de estudio mostrando la ubicación de las estaciones de muestreo en los bancos naturales de mejillones del municipio Arismendi. .... 9
- Figura 2. Variación mensual de: la velocidad del viento ( $\text{m s}^{-1}$ ; **A**), transparencia del agua mensual (m; **B**) y entre localidades (**C**) en la zona de la costa del municipio Arismendi durante junio 2012- julio 2013 y enero – octubre 2015..... 17
- Figura 3. Variación de la temperatura superficial del agua de mar ( $^{\circ}\text{C}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012 - julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual..... 18
- Figura 4. Variación de la concentración de oxígeno disuelto ( $\text{mL L}^{-1}$ ) medido en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual..... 19
- Figura 5. Variación de la concentración de  $\text{NH}_4^+$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual; **C**, localidad. .... 20
- Figura 6. Variación de la concentración de  $\text{NO}_2^-$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual..... 21
- Figura 7. Variación de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual..... 22
- Figura 8. Variación de la concentración de FRS (Fósforo Reactivo Soluble;  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) medido en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual.23
- Figura 9. Variación de la relación N:P medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual; **C**, localidad. .... 25
- Figura 10. Variación de la concentración de clorofila *a* ( $\text{mg m}^{-3}$ )medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y

enero octubre 2015. <b>A.</b> Variación anual, <b>B.</b> Variación mensual, <b>C.</b> Localidad.....	26
Figura 11. Variación de la concentración de feopigmentos ( $\text{mg m}^{-3}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 – octubre 2015. <b>A.</b> variación anual, <b>B.</b> variación mensual, <b>C.</b> localidad. ....	28
Figura 12. Proyección ortogonal de algunas variables físico-químicas y biológicas en el espacio definido por los dos primeros componentes del ACP durante: <b>A.</b> 2012-13. <b>B.</b> 2015, en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela. Lluvia: Lluvia, Viento: Velocidad promedio del viento, TEM: Temperatura del agua, OXI: Oxígeno disuelto, CLORa: Clorofila a, FEOP: Feopigmentos, NH4: Amonio, NO2: Nitrito, NO3: Nitrato, FRS: Fósforo reactivo soluble .....	29
Figura 13. Variación de la abundancia fitoplanctónica total ( $\text{Log (célts + 1)/ mL}$ ) medidos en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero – octubre 2015. <b>A.</b> Variación anual; <b>B.</b> Variación mensual. ....	44
Figura 14. Variación de la abundancia ( $\text{Log (célts + 1)/mL}$ ) de los principales grupos fitoplanctónicos presentes en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela, durante el período 2012-13 y 2015. Diat. Diatomeas, Nanf. Nanoflagelados, Dino. Dinoflagelados, Coco. Cocolitofóridos y Otr. Otros. ....	45
Figura 15. Variación de la abundancia de Diat: diatomeas ( $\text{Log (célts + 1)/mL}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. <b>A.</b> , variación anual, <b>B.</b> , variación mensual.....	46
Figura 16. Variación mensual de la abundancia de Nanf: nanoflagelados ( $\text{Log (célts + 1)/mL}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015.....	47
Figura 17. Variación de la abundancia de Dino: dinoflagelados ( $\text{Log (célts + 1)/mL}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. <b>A.</b> , variación anual; <b>B.</b> , variación mensual. ....	48
Figura 18. Variación de la abundancia de cocolitofóridos ( $\text{Log (célts + 1)/ mL}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. <b>A.</b> , variación anual; <b>B.</b> , variación mensual; <b>C.</b> , localidad. ....	50



Figura 19. Abundancia relativa (%) de los principales grupos del fitoplancton en la zona costera del municipio Arismendi durante durante el período: (A) junio 2012-julio 2013 y (B) enero - octubre 2015.....	54
Figura 20. Representaciones de Lohmann de las diez especies más frecuentes en la costa del municipio Arismendi, Sucre, Venezuela, durante el período junio 2012-julio 2013. ....	55
Figura 21. Representaciones de Lohmann de las diez especies más frecuentes en la costa del municipio Arismendi, Sucre, Venezuela, durante el período enero-octubre 2015. ....	56
Figura 22. Variación mensual del índice de diversidad fitoplanctónica (Bits/ind <sup>-1</sup> ) medido en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015.....	57
Figura 23. Variación mensual de la equitabilidad fitoplanctónica medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. ....	58
Figura 24. Ordenación MDS de las similitudes de Bray-Curtis de los datos transformados a raíz cuadrada de la abundancia de las especies en la costa del municipio Arismendi, Sucre, Venezuela, durante junio 2012 – julio 2013 y enero-octubre 2015.....	60
Figura 25. Proyección ortogonal de algunas variables físico-químicas y biológicas en el espacio definido por los dos primeros componentes del ACP en la costa del municipio Arismendi durante: A. período 2012-13 y B. período 2015.....	61
Figura 26. Proyección ortogonal del ACC entre las variables ambientales y los organismos más abundantes y frecuentes en la costa del municipio Arismendi durante: A:2012-13 y B. 2015.....	63
Figura 27. Estructura del ácido domoico (Tomado de LÓPEZ-RIVERA <i>et al.</i> 2005). ....	69
Figura 28. Variación del Log (Abundancia + 1; céls mL <sup>-1</sup> ) de <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual. ....	78
Figura 29. Variación de la abundancia de <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. (céls mL <sup>-1</sup> ) medida en las localidades de la costa del municipio Arismendi, estado Sucre durante A. 2012-2013	

y <b>B.</b> 2015.....	79
Figura 30. Representaciones de LOHMANN de las diatomeas del género <i>Pseudo-nitzschia</i> más abundantes y frecuentes en la costa del municipio Arismendi estado Sucre, Venezuela. ....	80
Figura 31. Cromatogramas de <b>A:</b> blanco, <b>B:</b> patrón de concentración 9,7 µg mL <sup>-1</sup> , <b>C:</b> triptófano de concentración 50 µg L <sup>-1</sup> y <b>D:</b> muestra + patrón (7,5 y 30 µg L <sup>-1</sup> ). .....	81
Figura 32. Variación temporal de la concentración de ácido domoico en mejillones <i>P. perna</i> ( <i>ADP.perna</i> ; µg g <sup>-1</sup> ) en la costa del municipio Arismendi, Sucre, Venezuela, durante junio 2012-13 y enero-octubre 2015. <b>A,</b> variación anual; <b>B,</b> variación mensual; <b>C,</b> localidad .....	82
Figura 33. Variación temporal de la temperatura del agua, abundancia de <i>Pseudo-nitzschia</i> (células mL <sup>-1</sup> ), <i>ADP. perna</i> obtenidos de costa del municipio Arismendi, estado Sucre. <b>A.</b> Morro, <b>B.</b> Los Cocos, <b>C.</b> Río Caribe, <b>D.</b> Canguas, <b>E.</b> Querepare. ....	84
Figura 34. Proyección ortogonal de algunas variables físico-químicas y biológicas en el espacio definido por los dos primeros componentes del: <b>A.</b> ACP en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela. <b>B</b> ACC. ....	85

## RESUMEN

Se evaluó la presencia, distribución espacial y temporal del ácido domoico en mejillones *Perna perna* (*ADP.perna*), abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp., y se relacionaron con algunas variables ambientales. La costa del municipio Arismendi fue visitada quincenalmente de junio 2012 a julio 2013 y luego mensual de enero a octubre 2015. Se midió transparencia del agua *in situ* (m), temperatura del agua (°C), concentración de oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ), nutrientes ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) biomasa ( $\text{mg m}^{-3}$ ), abundancia (cél/s  $\text{mL}^{-1}$ ), composición, Equidad y diversidad fitoplanctónica. También se determinó la concentración de ácido domoico en mejillones (*ADP.perna*  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y en agua de mar (*ADp*  $\mu\text{g mL}^{-1}$ ), mediante Cromatografía Líquida de Alto Rendimiento con detector UV (CLAR-UV). Para establecer las diferencias espaciales y temporales de las variables se aplicaron las pruebas no paramétricas de Kolmogorov-Smirnoff (K-S) y Kruskal-Wallis (KW). Para establecer las posibles relaciones entre éstas, se realizó un análisis de componentes principales (ACP); mientras que la relación de la dimensión entre las variables físicas, químicas y biológicas con el AD y las *Pseudo-nitzschia* se interpretó por medio del análisis de correspondencia canónica (ACC) y un análisis multidimensional (MDS). Las variables: transparencia (1,79 y 4,87 m), temperatura (29,5 24,3 °C) y oxígeno disuelto en el agua (3,6- 6,3  $\text{mg L}^{-1}$ ) variaron significativamente entre meses ( $p < 0,05$ ) y períodos ( $p < 0,05$ ). Los nutrientes:  $\text{NH}_4^+$  (1,1 – 5,5  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )  $\text{NO}_3^-$  (0,7 – 8,4  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), Redfield ( $> 16:1$  de junio 2012 a marzo 2013;  $< 16:1$  de junio a octubre 2015) variaron entre períodos, meses y localidades ( $p < 0,05$ ); mientras que  $\text{NO}_2^-$  (nd - 0,4  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), FRS (0,16 – 2,07  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) fueron significativos entre meses y años. Las altas concentraciones de nutrientes nitrogenados es evidencia de un sistema eutroficado. La relación N:P demuestra que el FRS fue el elemento limitante durante el primer período. La biomasa fue alta en ambos períodos, sin embargo, ésta variable fue mucho mayor a partir de junio 2015 asociado al efecto terrestres ligado a las descargas del Orinoco durante la época lluviosa. La abundancia total fitoplanctónica estuvo en el intervalo  $1 \cdot 10^2 - 3,8 \cdot 10^3$  células  $\text{mL}^{-1}$ . Se detectaron 5 grupos en orden de importancia: diatomeas (1,7 - 348,3  $10^1$  células  $\text{mL}^{-1}$ ), nanoflagelados (2,7-26,3  $10^1$  células  $\text{mL}^{-1}$ ), dinoflagelados (0-8,2  $10^1$  células  $\text{mL}^{-1}$ ), cocolitofóridos (0-11,5  $10^1$  células  $\text{mL}^{-1}$ ) y

“otros” ( $0-1,8 \cdot 10^1$  céls  $\text{mL}^{-1}$ ): solo los coccolitofóridos variaron entre meses y períodos y localidades ( $p>0,05$ ). Esto último podría haber sido debido a cambios en el pH del agua de mar. El inventario florístico global permitió identificar 205 especies de microalgas. El grupo de las especies “residentes” comprendió sólo 53 taxones, localizados en ambos períodos; mientras que 23 especies fueron detectadas durante el 2015 y 8 durante el período 2012-13. Durante éste último, las especies más abundantes y frecuentes fueron: nanodiatomeas céntricas, dinoflagelados desnudos, *Prorocentrum gracile*, *Nitzschia longissima*, *Chaetoceros* sp., *Rhizosolenia setigera*, *Scrippsiella trochoidea*, *Emiliania*+*Gephyrocapsa*, *Pseudo-nitzschia* sp., *R. imbricata*, *Thalassionema nitzschioides*, *Eutreptiella gymnastica* y *Pseudo-nitzschia pungens*. En el 2015 las especies más abundantes y más frecuentes fueron: dinoflagelados desnudos, *S. trochoidea*, *T. nitzschioides*, *E. gymnastica*, nanodiatomeas céntricas, *Protoperdinium pellucidum*, *Emiliania* + *Gephyrocapsa*, *N. longissima*, *P. pungens* y *P. pellucidum*. La variable ecológica diversidad ( $1,5 - 3,1$  Bits  $\text{cél}^{-1}$ ) y la equitabilidad ( $0,4 - 08$ ) variaron solo entre meses ( $p<0,05$ ). El predominio de diatomeas y la estructura comunitaria fitoplanctónica es típica de zonas de surgencia altamente productiva formadas por especies de tamaño pequeño que aprovechan muy bien los nutrientes. Se identificaron 5 especies de *Pseudo-nitzschia*. Su abundancia total varió entre períodos ( $\text{KS}=0,873$ ;  $2,1 \cdot 10^1 - 1,43 \cdot 10^2$  cels  $\text{mL}^{-1}$ ) y meses ( $\text{KW}=54,62$ ;  $p<0,05$ ; ). La concentración de ADp sólo se detectó en Los cocos ( $2,31$  y  $2,51$   $\mu\text{g mL}^{-1}$  mayo y septiembre 2015; respectivamente). Sipara fue la localidad con las abundancias promedios más bajas de *Pseudo-nitzschia* y los mejillones no resultaron contaminados con AD. En el Morro sólo los mejillones capturados en septiembre 2012 resultaron contaminados con AD ( $12,4$   $\mu\text{g g}^{-1}$ ) asociado a bajas abundancias de *Pseudo-nitzschia*. El resto de las localidades tuvieron un comportamiento inverso entre la abundancia de *Pseudo-nitzschia* y la concentración de AD en los mejillones. El ACP detectó una fuerte correlación entre el ADP.perna, abundancia total de *Pseudo-nitzschia* y la concentración de  $\text{NH}_4^+$ . Estos hallazgos demostraron la influencia de los factores antropogénicos en la presencia y abundancia de *Pseudo-nitzschia* y por ende el peligro en cuanto a la contaminación de los mejillones y el peligro que ello representa a la salud humana y otros.

## PRÓLOGO

Arismendi es uno de los 15 municipios del estado Sucre, Venezuela. Ubicado al noreste del país, es el más septentrional y oriental de Sucre. Tiene una superficie de 769 km<sup>2</sup> y su capital es Río Caribe. Este municipio ocupa la parte norte de la Península de Paria, es una región montañosa que se eleva hasta los 1449 msnm en el cerro El Humo, donde la temperatura promedio es de 23 °C, aunque puede llegar a descender hasta los 19 °C. La precipitación promedio anual ronda los 1000 mm y puede llegar hasta los 4900 mm en las zonas altas. En 1978 parte del municipio fue declarado Parque Nacional Península de Paria. A sólo 11 km de su costa oriental se encuentra Trinidad y Tobago. Hacia el oriente de la península, hay una galería de majestuosas playas, selvas y ríos a las que en algunos casos solo se puede llegar vía marítima. Debido a que en muchas de sus playas se encuentran los bancos de moluscos más grandes del Caribe, se desarrolló esta investigación para determinar la presencia de microalgas del género *Pseudo-nitzschia* y su relación con la presencia de ácido domoico, el cual es un aminoácido neuroexcitatorio que afecta zonas del cerebro responsable de la memoria a corto plazo.

Para llevar a cabo esta investigación el tema fue dividido en tres capítulos. En el Capítulo I se trata lo relacionado con la distribución espacial y temporal de las variables hidroquímicas en la zona costera del municipio Arismendi. En este caso se realiza la descripción de los resultados estadísticos y se continúa con la variación temporal (años y meses), seguido de la descripción de la variación estacional de la variable estudiada. Con la finalidad de determinar las relaciones existentes entre las variables ambientales y la variable biológica clorofila *a*, se realiza un Análisis de Componentes Principales (ACP). Este capítulo posee su propia discusión de los resultados.

En el Capítulo II se realiza el estudio de la estructura comunitaria fitoplanctónica en la zona costera del municipio Arismendi. Se aplican las pruebas estadísticas, en este caso, a la abundancia total y la abundancia de los principales grupos de microalgas hallados en este estudio. Se determina la estructura comunitaria y los índices ecológicos: diversidad de SHANNON-WIENER y equitabilidad. El capítulo finaliza con la aplicación de un Análisis de Componentes Principales (ACP) y un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC).

En el capítulo III se realiza el estudio de la abundancia de *Pseudo-nitzschia* y su relación con la variación espacio-temporal de la concentración de ácido domoico en mejillones *P. perna* (*ADP.perna*) y AD particulado (ADp). Para finalizar se realiza un ACP donde se relaciona la abundancia de *Pseudo-nitzschia*, concentración de *ADP.perna* y ADp con las variables ambientales. También se realiza un ACC esta vez, entre las variables ambientales y la abundancia de *Pseudo-nitzschia*. Además de la discusión particular del capítulo, se realiza una discusión general del tema.

El lector encontrará una sección de anexos donde se presentan los cromatogramas de las muestras analizadas en este estudio.

## INTRODUCCIÓN GENERAL

Los ecosistemas acuáticos están caracterizados por una marcada diversidad fitoplanctónica con un estimado del número de especies del fitoplancton en el océano mundial de aproximadamente 5000 especies (LINDSEY & SCOTT 2010). Estos organismos, responden a una serie de fluctuaciones ocasionadas por diferentes parámetros físicos y químicos, entre los que se pueden mencionar: luz, temperatura, salinidad y nutrientes (HARRIS 1986, BURKHARDT *et al.* 1999, SECCHI *et al.* 2001, MORABITO *et al.* 2002, GLIBERT *et al.* 2007, BRISTOW *et al.* 2017). Se ha determinado que los organismos del fitoplancton son susceptibles a cambios en el ambiente, razón por la cual son considerados bioindicadores de contaminación, eutroficación y diferentes cambios en la columna de agua. Esto es debido a la alta sensibilidad que estos presentan ante las variaciones hidrológicas en dichos sistemas (PAERL *et al.* 2002, RAMÍREZ & BICUDO 2002). Además se ha determinado que el fitoplancton actúa como bioindicador de procesos costeros como surgencia (BARBER & SMITH 1981, MARINA *et al.* 2017), ya que permite el desarrollo de densas poblaciones de fitoplancton, y estos a su vez, permiten el desarrollo de niveles tróficos más altos en ecosistemas costeros (BARNES & HUGHES 1988, CRUZ-ESCALONA *et al.* 2013).

Las microalgas fitoplanctónicas contienen clorofila *a* y requieren luz para vivir y multiplicarse, por lo tanto viven en la capa superior iluminada del océano. También requieren nutrientes inorgánicos principalmente: nitrato (MARTINO *et al.* 2012), fosfato (LY *et al.* 2014) y azufre que convierten en proteínas, grasas y carbohidratos (GIORDANO *et al.* 2008).

En un ecosistema equilibrado, el fitoplancton proporciona el alimento natural de moluscos bivalvos filtradores, peces herbívoros y larvas de diferentes organismos marinos, tales como moluscos y crustáceos, que a su vez son alimento marino esencial para el resto de la cadena trófica (HALLEGRAEFF 1995, VAN DEN HOEK *et al.* 1995). Cuando hay demasiados nutrientes disponibles como nitrógeno y fósforo, el fitoplancton puede crecer fuera de control y formar floraciones de algas nocivas (HAB, siglas en inglés). Estas floraciones pueden producir compuestos extremadamente tóxicos que tienen efectos

nocivos en peces, mariscos, mamíferos, aves e incluso personas. Se pueden considerar nocivas cuando provocan daños a la salud o actividad pesquera (GARCÍA-MENDOZA *et al.* 2016).

Según REGUERA *et al.* (2011) las Floraciones Algales Nocivas (FAN, en inglés HAB=Harmful Algal Blooms), es un término adoptado por la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI) de la UNESCO y aceptado internacionalmente para denominar cualquier proliferación de microalgas (independientemente de su concentración) percibida como un daño, por su impacto negativo en la salud pública, la acuicultura, el ambiente y las actividades recreativas. Mientras que las mareas rojas son coloraciones o manchas del agua de mar debido a la presencia de concentraciones elevadas (1 o más millones de células por litro de microalgas planctónicas), el color dependerá de los pigmentos de la microalga presente (REGUERA *et al.* 2011).

Se conocen 20 géneros pertenecientes a 6 grupos algales con un total de 43 especies nocivas. Las clases algales y los géneros más comunes causantes de proliferaciones dañinas son: *Alexandrium* y *Gymnodinium* (ANDERSON *et al.* 2012; SALGADO *et al.* 2015), *Dinophysis*, *Prorocentrum* (REGUERA *et al.* 2014), *Chatonella*, *Heterosigma*; (NÚÑEZ-VÁSQUEZ *et al.* 2011), *Aureococcus* (QING-CHUN *et al.* 2012), *Chrysocromulina*, *Phaeocystis*, *Prymesium* (EDGGE *et al.* 2015), finalmente *Chaetoceros* y *Pseudo-nitzschia* (LEE 1999, DÍAZ *et al.* 2014).

Según JULIUS & THERIOT (2010) de las 2000 especies de diatomeas marinas, las formas más abundantes y variadas del fitoplancton, sólo 3 han sido relacionadas con intoxicaciones humanas por consumo de mariscos: *Amphora coffaeiformis* (LUNDHOLM *et al.* 1994), *Chaetoceros* y *Pseudo-nitzschia* (LEE 1999, DÍAZ *et al.* 2014) con muerte de aves peces y mamíferos (SCHOLIN *et al.* 2000).

A nivel mundial, se ha determinado que el género *Pseudo-nitzschia* es uno de los miembros más comunes de la comunidad fitoplanctónica (HASLE 2002, TRAINER *et al.* 2012). El género comprende 52 especies, 26 de las cuales son productoras de ácido domoico (PERCOPO *et al.* 2016, LUNDHOLM 2016, BATES *et al.* 2018). Estas algas unicelulares son protistas eucariontes que abundan en aguas frías, (como las del Atlántico), siendo escasas en aguas cálidas (PAN *et al.* 2001). Las características principales del género



son: células alargadas (eje apical considerablemente mayor que el eje transapical y pervalvar), dos cloroplastos aplanados simétricamente distribuidos en el plano medio transapical, colonias de células seriadamente unidas por contacto valvar con solapamiento de las puntas. Ambas valvas pueden estar ornamentadas o no. Además la presencia de rafe excéntrico (YAP-DEJETO *et al.* 2013).

Se ha demostrado que el género *Pseudo-nitzschia* producen un tipo de intoxicación conocida como: veneno amnésico por consumo de mariscos (VAM) o intoxicación por ácido domoico (Domoic Acid Poisoning, DAP siglas en inglés), aunque la amnesia no siempre se manifiesta. Ésta fue reconocida por primera vez en 1987 en la Isla Príncipe Eduardo, Canadá (WRIGHT *et al.* 1989). En esta localidad el VAM, como consecuencia de ingerir mejillón azul (*Mytilus edulis*), causó tres muertes y 105 casos de intoxicación aguda en seres humanos. Los síntomas eran calambres abdominales, vómitos, desorientación y pérdida de memoria (amnesia).

Los registros mundiales de ocurrencia y ampliación de la distribución geográfica de las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* se han incrementado desde 1987 (WRIGHT *et al.* 1989). En relación con el ácido domoico, la biotoxina está apareciendo paulatinamente en casi todos los mares del mundo, atribuido a varios factores, entre ellos la eutrofización (PAERL *et al.* 2006, SAEED *et al.* 2017). En América del Sur se ha encontrado en mares de Argentina, Brasil, Chile y Uruguay, aunque no en el mar peruano (ÁLVAREZ-SANTIAGO 2006, TENORIO *et al.* 2016). LEFEBVRE & ROBERTSON (2010) y TRAINER *et al.* (2012) no incluyen a Venezuela entre los países suramericanos con registro epidemiológicos de intoxicación por AD.

En cuanto al AD, en nuestro país no existen estudios epidemiológicos. Lo reportado en la literatura corresponde a descripciones de eventos tóxicos y de casos aislados de veneno paralizantes por consumo de moluscos (VPM; PSP, Paralytic Shellfish Poisoning, siglas en inglés). Entre estos, y utilizando Cromatografía Líquida de Alto Rendimiento se destacan: ROJAS-ASTUDILLO *et al.* (2002), LA BARBERA *et al.* (2004), CHANG YEN *et al.* (2006) y GARCÍA-MARCANO *et al.* (2021 en prensa).

Bajo este contexto, se hace necesario un estudio en la zona de bancos naturales de mejillón *Perna perna* (L.), existentes en la costa del municipio Arismendi, donde además

de la pesquería, este recurso constituye una de las fuentes alternativas de proteínas, así como un recurso que se explota con fines comerciales para satisfacer las demandas alimenticias del municipio y gran parte del país.

Este grupo de organismos utiliza como fuente vital de alimentación al fitoplancton. En trabajos previos realizados por: FERRAZ-REYES (1976, 1987, 1992); PIRELA-OCHOA *et al.* (2008), SUBERO-PINO (2014) y CALVO-TRUJILLO *et al.* (2018) se ha determinado que las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* forman parte importante del fitoplancton de las aguas del oriente de Venezuela. Debido al peligro potencial que ello representa, para la salud pública y las pérdidas económicas que pueden generar los eventos tóxicos, es vital determinar la presencia de AD, en bancos naturales de mejillón *P. perna* (L) del municipio Arismendi en el estado Sucre, Venezuela

# **CAPÍTULO I. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS VARIABLES HIDROQUÍMICAS EN LA ZONA COSTERA DEL MUNICIPIO ARISMENDI**

## **INTRODUCCIÓN**

Los cuerpos de agua costeros, tanto marinos como de agua dulces, han sido considerados por mucho tiempo como receptáculos convenientes para la eliminación de desechos domésticos, urbanos e industriales. Esto es debido a que la dilución y la actividad bacteriana pueden, hasta cierto punto, ser proporcionales a la capacidad asimiladora del cuerpo de agua para disminuir al mínimo el potencial de impactos adversos para la salud y el medio ambiente (MARTÍNEZ *et al.* 2012). Estos procesos son importantes en el equilibrio ecológico e hidrobiogeoquímico, debido a que controlan los cambios diagenéticos en la columna de agua y sedimentos (BONILLA *et al.* 2003).

OKUDA (1978) y AKTAN *et al.* (2009) señalan que los factores climáticos (precipitación, vientos, radiación solar) juegan un papel importante en la hidrodinámica costera debido a que controlan a su vez la transparencia, temperatura, sales nutritivas, corrientes marinas de las aguas que, individualmente, o combinadas con los factores antes mencionados ejercen una influencia sobre los organismos (GRIFFITHS & SIMPSON 1972, TEMPONERAS *et al.* 2000).

En este sentido, las concentraciones de micronutrientes están reguladas por procesos fisicoquímicos y biológicos. Sin embargo, esas concentraciones pueden aumentar significativamente ante aportes antropogénicos. Como ejemplos se pueden citar: el aumento de nutrientes nitrogenados ligado a descargas cloacales costeras (BAALSRUD 1967, NGATIA & TAYLOR 2018), o el de fosfatos relacionados con presencia de detergentes (CAPUZZO 1981, NGATIA & TAYLOR 2018).

Un aumento en la disponibilidad de nutrientes genera un desmedido crecimiento biológico (crecimiento de biomasa fitoplanctónica), lo que finalmente puede producir un colapso del sistema costero a través del proceso de eutrofización (HORMAN 1990, SMITH 2003). Luego de ser alcanzado este nivel, por el crecimiento excesivo de vegetales acuáticos, se incrementa la producción de materia orgánica y por ende biodeposición de la

misma en los fondos, conllevando a reducciones de la concentración de oxígeno disuelto presente en el medio debido a la necesidad de ser utilizado éste en los procesos de descomposición de la materia orgánica (CLÉMENT 1993, SMITH 2003).

El nororiente de Venezuela, es la región pesquera más importante del país y del mar Caribe. La fertilidad tiene varias causas: las descargas de los ríos sudamericanos, que durante la época de lluvia inundan la plataforma y la surgencia de agua subsuperficial la cual tiene marcada variación interanual que se refleja en la producción primaria (MULLER-KARGER *et al.* 2004) y en la biomasa fitoplanctónica. El estudio de la variación temporal y espacial de las condiciones hidrográficas la concentración de sales inorgánicas y de la clorofila permite tener una idea de la fertilidad de las aguas la cual parece tener cambios en los últimos años (JURY 2017, RUEDA-ROA *et al.* 2018).

Son escasos los trabajos publicados hasta la fecha donde se haga referencia a la calidad del agua de la zona. La mayoría de los trabajos han sido realizados en el golfo de Paria y áreas cercanas, tal como lo demuestran los trabajos citados a continuación: VAN ANDEL & POSTMA (1954) describieron brevemente al delta del río Orinoco reseñando algunas características hidrográficas del mismo. GADE (1961) estudió la distribución espacial de la salinidad superficial en el golfo de Paria y concluyó que las descargas del río Orinoco es responsable de las bajas salinidades encontradas en ese cuerpo de agua. FUKUOKA (1965) describió algunas características oceanográficas en el caribe suroriental. BONILLA (1977) estudió las condiciones hidroquímicas del agua y características químicas de los sedimentos del golfo de Paria; así mismo MOIGIS & BONILLA (1985), estudiaron la productividad primaria del fitoplancton e hidrografía del golfo de Paria, Venezuela, durante la estación lluviosa, encontrando una época de productividad fitoplanctónica con tendencia al incremento hacia la desembocadura de los tributarios fluviales.

CASTELLANOS *et al.* (2002), describieron las áreas de surgencia al sur del mar Caribe mediante el uso del sensor AVHRR examinando la temperatura superficial de las aguas marinas caribeñas desde parte de Colombia, Venezuela y Trinidad. Se determinaron 13 focos de surgencia, entre ellos el de Río Caribe, golfo de Paria y norte de Trinidad.

En la primera década del año 2000 y producto del auge de la exploración petrolera en la región, se realizaron estudios geológicos y de medición de algunos parámetros para

evaluar la calidad del agua. El proyecto de Línea Base Fachada Atlántica financiado por PDVSA, con la participación de la Universidad Simón Bolívar, Universidad Central, Universidad de Oriente y Fundación la Salle, entre otras, estudiaron la calidad de las aguas y la caracterización de la biota presente en esta región. Igualmente, PDVSA financió el proyecto Plataforma Deltana para realizar la caracterización de la región marina de la región occidental del golfo de Paria y delta del río Orinoco (MARTÍN *et al.* 2007). El proyecto Línea Base Mariscal Sucre también realizó un estudio ambiental, específicamente entre el golfo de Paria, plataforma norte y su área de influencia costera, en éste se caracterizó la hidroquímica de la zona.

RUEDA-ROA & MULLER-KARGER (2013) utilizando un registro de dieciséis años de temperatura superficial del mar (SST, 1994–2009) caracterizaron el sistema de surgencia del sur del mar Caribe, y encontraron dos focos con fuerte surgencia costera: el área del este y la del oeste. CURY *et al.* (2000) reporta que estas áreas mantienen entre el 18 y 78 % de la biomasa de pequeños pelágicos en sistemas de surgencia.

En líneas generales, el conocimiento de las condiciones hidroquímicas de los cuerpos de agua costeros es fundamental para su conservación y manejo. Bajo este contexto se planteó la siguiente hipótesis: Las variables físicas y químicas estarán relacionadas con la abundancia, distribución y estructura de la comunidad fitoplanctónica en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela. Siendo el objetivo principal: “establecer la variación espacio-temporal de algunas variables ambientales en el agua como: transparencia, temperatura, concentraciones de oxígeno disuelto, nutrientes, clorofila *a* y feopigmentos en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela durante junio 2012 – julio-2013 y luego enero - octubre 2015.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Arismendi es uno de los 15 municipios del Estado Sucre, Venezuela. Ubicado al noreste de ese Estado, es el más septentrional y oriental de Sucre, con una superficie de 769 km<sup>2</sup> y su capital es Río Caribe.

El municipio ocupa la parte norte de la península de Paria. Es una región montañosa que se eleva hasta los 1449 msnm en el cerro “El Humo”, la temperatura promedio del área es de 23°C aunque puede llegar a descender hasta los 19°C, la precipitación promedio anual ronda los 1.000 mm y puede llegar hasta los 4.900 mm en las zonas altas. En 1978 parte del municipio fue declarado Parque Nacional Península de Paria. A sólo 11 km de su costa oriental se encuentra Trinidad y Tobago. La región se caracteriza por presentar un relieve empinado que cae abruptamente al mar. Por su parte, la costa rocosa facilita el desarrollo de numerosas poblaciones de organismos bentónicos y, además, constituyen refugios naturales y sitios para la anidación y desoves de tortugas. Las estaciones de estudio, según CASTELLANOS *et al.* (2002), forman parte de una de las zonas con mayor productividad resultado de la surgencia provocada por los vientos alisios que soplan sobre la plataforma submarina y del aporte sedimentario de las aguas del río Orinoco, eventos que en conjunto sostienen una rica y abundante fauna marina. Las estaciones de muestreo se ubicaron en sitios donde se encuentran los bancos naturales de *P. perna*. De oeste a este comenzando por: El Morro (**E1; M**), Los Cocos (**E2; CC**), Río Caribe (**E3; RC**), Canguas (**E4; CN**), Querepare (**E5; Q**), Querepare Pueblo (**E6; Q2**) y Sipara (**E7; S**). Su ubicación georeferenciada se detalla en la Tabla 1.

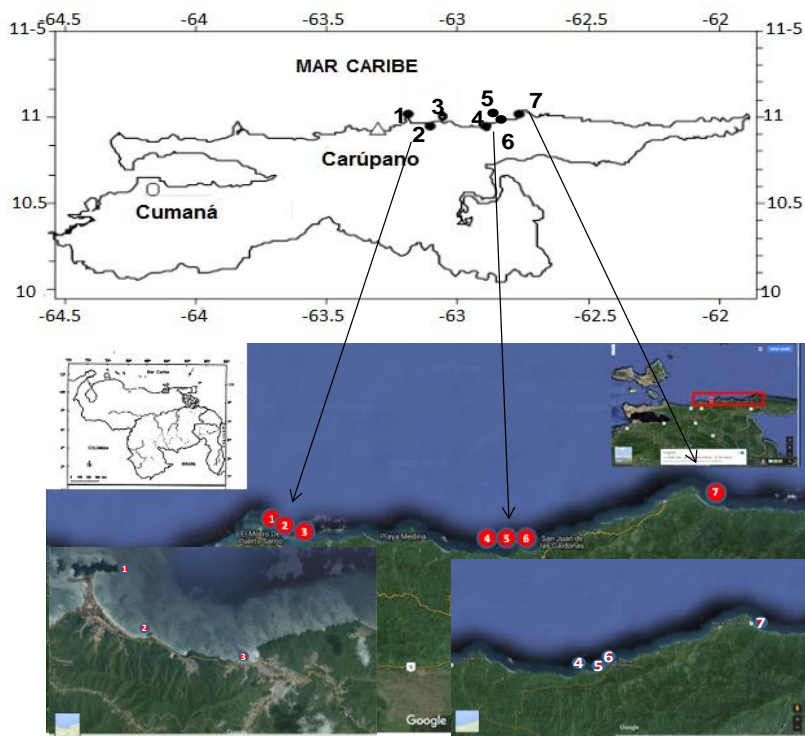


Figura 1 Área de estudio

mostrando la ubicación de las estaciones de muestreo en los bancos naturales de mejillones del municipio Arismendi.

Tabla 1. Localidades georeferenciadas de las estaciones de muestreo en los bancos naturales de mejillones del municipio Arismendi.

Estación	Localidad	Coordenadas
1	El Morro (M)	N 10° 43' 35.5'' O 63° 09' 07.6''
2	Los Cocos (CC)	N 10° 70' 72'' O 63° 13' 62''
3	Río Caribe (RC)	N 10° 42' 05.5'' O 63° 06' 54.0''
4	Cangua (CN)	N 10° 41' 51.7'' O 62° 55' 16.8''
5	Querepare (Q)	N 10° 45' 06.6'' O 62° 41' 54.6''
6	Querepare2 (Q2)	N 10° 69' 94'' O 62° 87' 31''
7	Sipara (S)	N 10° 45' 06.6'' O 62° 41' 54.6''

## **Toma de muestras**

### **Variables hidroquímicas**

Los datos de velocidad del viento y precipitación fueron tomados de la base de datos del Aeropuerto de Trinidad (PIARCO://www.aeropuertos.net/aeropuerto-internacional-de-piarco/). La transparencia y temperatura del agua se midieron *in situ* con un disco de *Secchi* y con un termómetro ambiental ( $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$ ), respectivamente. Además se tomaron muestras en botellas de vidrio para fijar el oxígeno disuelto ( $\text{mL L}^{-1}$ ), con los reactivos descritos por el método de Winkler (el oxígeno presente en la muestra se fijó añadiendo *in situ* una solución de manganeso (II) ( $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ; Reactivo 1) e inmediatamente, se le agregó una solución de yoduro de potasio alcalinizado (KI-NaOH; Reactivo 2). La muestra se mantuvo en la oscuridad hasta el momento de su análisis. Seguidamente, se tomaron muestras para análisis de nutrientes, ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  y FRS; Fósforo Reactivo Soluble), en botellas plásticas (250 mL). Las muestras, se resguardaron de la luz y se mantuvieron a baja temperatura en cavas con hielo durante su transporte al laboratorio, donde se congelaron hasta el momento del análisis.

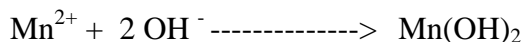
### **Determinación de clorofila *a* y feopigmentos**

Las muestras para la determinación de clorofila *a* (clor. *a*) y feopigmentos fueron tomadas directamente en botellas ámbar etiquetadas y guardadas en refrigeración hasta su transporte al laboratorio de fitoplancton del Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente (IOV- UDO).

## **Análisis de las muestras**

### **Determinación de oxígeno disuelto**

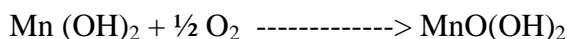
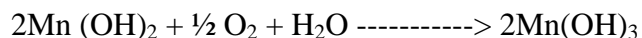
El oxígeno disuelto se analizó por el método de Winkler, descrito por STRICKLAND & PARSONS (1972). El método permite alcanzar una exactitud rutinaria  $0,03 \text{ mL L}^{-1}$ . Al agua a analizar se le añade una solución de Mn (II), el cual precipita por la presencia de una base fuerte (NaOH):



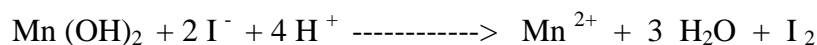
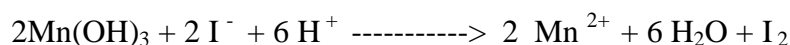
Por una reacción en medio heterogéneo el oxígeno disuelto es fijado por el



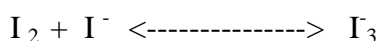
precipitado haciendo pasar el manganeso a grados de oxidación más elevados (III y IV):



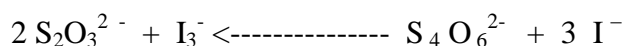
Cuando el oxígeno está totalmente fijado, se acidifica el medio con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado; el precipitado se disuelve y el Mn vuelve a su estado de oxidación (II), oxidando al estado de yodo, los iones yoduro que habían sido previamente introducidos (yoduro de sodio) junto con la base fuerte:



En presencia del exceso de yoduro se establece el equilibrio:



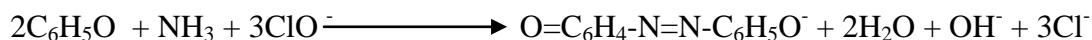
El yodo es titulado con tiosulfato de concentración ( $0,01 \text{mol L}^{-1}$ ), utilizándose una solución de almidón como indicador:



El tiosulfato de sodio se valora con una solución patrón de iodato de potasio ( $0,01 \text{mol L}^{-1}$ ).

#### **Determinación de la concentración de amonio ( $\text{NH}_4^+$ )**

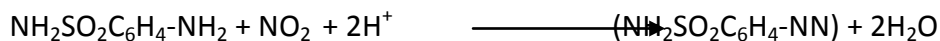
El amonio se determinó según KOROLEFF (1969), el cual mide la totalidad del nitrógeno amoniacal, o sea  $\text{N-NH}_3 + \text{NH}_4^+$ . El método colorimétrico utiliza como reactivo una solución de hipoclorito, en medio ligeramente básico que posteriormente en presencia de un exceso de hipoclorito forma un complejo azul de indofenol. Además, se usa nitroprusiato que actúa como catalizador de la reacción. El indofenol formado es medido a una longitud de onda de 640 nm mediante un espectrofotómetro marca Thermo Spectronic modelo Genesis™ 8. Este equipo se utilizó en la determinación de la concentración de nitrito, nitrato y fósforo reactivo soluble (FRS). Los resultados se expresan en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ .



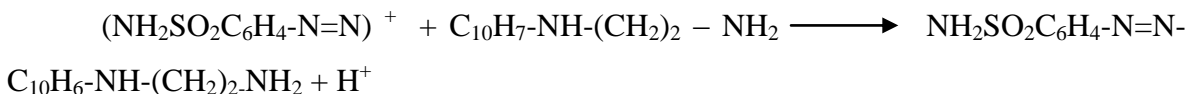
#### **Determinación de la concentración de Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ )**

Se determinó según el método de BENDSCHNEIDER & ROBINSON (1952) y descrito por STRICKLAND & PARSONS (1972). Los iones nitrito forman un diazóico con la

sulfanilamína en medio ácido (pH < 2) según la reacción:



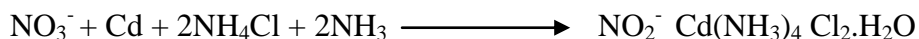
Después, el diazóico reacciona con el N-naftil-etilendiamina para formar el colorante



Esta solución rosada fue medida a una longitud de onda de 543 nm y las concentraciones se expresaron en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ .

### **Determinación de la concentración de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )**

Se determinó por el método descrito por TRÉGUER & LE CORRE (1975) basado en convertir todos los iones  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NO}_2^-$ , el análisis se realizó tomando una alícuota de 4 mL de cada muestra y luego se colocó en el auto analizador Technicon II, el cual automáticamente adicionó los reactivos en el siguiente orden: cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$  a pH 8,5), seguidamente la muestra pasó por una columna reductora de cadmio metálico previamente activada con sulfato de cobre (WOOD *et al.* 1967) en donde los iones  $\text{NO}_3^-$  son reducidos a  $\text{NO}_2^-$ , luego se le añadió la solución etilendiamina - ácido clorhídrico y, por último, la N-naftiletildiamonio donde la muestra adquiere una coloración púrpura, para finalmente medir a una longitud de onda de 543 nm (WOOD *et al.* 1967). Los resultados de las concentraciones se expresaron en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ .



### **Determinación de la concentración de fósforo reactivo soluble (FRS; $\text{PO}_4^{3-}$ )**

El FRS se determinó por el método colorimétrico descrito por MURPHY & RILEY (1962). La forma mineral mayoritaria es exactamente la de ortofosfatos, cuyos iones se presentan en las formas:  $\text{PO}_4^{3-}$  (10%),  $\text{HPO}_4^{2-}$  (90%) y  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  (< 1). Los iones ortofosfato reaccionan con el molibdato de amonio, en presencia de antimonio (II) para formar un complejo que luego es reducido por el ácido ascórbico, esta forma reducida produce una coloración azul, la cual es medida a una longitud de onda de 885 nm. Los resultados se

expresan en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ . El nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fue calculado como la sumatoria de los iones  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NH}_4^+$ .

### **Determinación de la concentración de clorofila *a* y feopigmentos**

Se determinó la concentración de clor. *a* en  $\text{mg m}^{-3}$  a través del método de LORENZEN descrito y mejorado por STRICKLAND & PARSONS (1972). Para esto, se introdujo el filtro con la muestra concentrada en un tubo de ensayo con 8 mL de acetona al 90%. La extracción de los pigmentos se realizó colocando la muestra protegida de la luz por un tiempo no mayor a 24 horas. Seguidamente, el filtro con la muestra se trituró con una varilla de vidrio y se procedió a centrifugar a 5000 rpm durante 10 minutos. Se tomó el sobrenadante y se midió su absorbancia a 665 y 750 nm, en un espectrofotómetro Shimadzu UV-120 luego a la solución se le agregaron dos gotas de ácido clorhídrico (HCl) 1 mol  $\text{L}^{-1}$  y se midió de nuevo su absorbancia a 665 nm y 750 nm. Finalmente la concentración de clor. *a* se expresó en  $\text{mg m}^{-3}$ .

Las concentraciones de clor. *a* y feopigmentos fueron calculadas por medio de ecuaciones de Lorenzen citados por (STRICKLAND & PARSONS 1972).

Clorofila *a*:

$$\text{Conc. Clor. } a \text{ (mg m}^{-3}\text{)} = 26,7[(E665 - E750) - (E665a - E750a)] v V^{-1}$$

Feopigmentos:

$$\text{Conc. Feopig. (mg m}^{-3}\text{)} = 26,7[(1,7 E665a) - E665] v V^{-1}$$

Dónde: E= lectura de la muestra sin acidificar a las longitudes de onda citadas.

Ea= lectura de la muestra acidificada a las longitudes de onda citadas.

v (mL)= volumen de acetona al 90%.

V (L)= volumen de agua de mar filtrado.

### **Análisis estadísticos y tratamiento de los datos**

Para determinar diferencias significativas entre las variables dependientes (bióticas y abióticas) con respecto a los factores (tiempo y localidad) se efectuó un análisis no paramétrico propuesto por Kruskal-Wallis (BOYER *et al.* 1997, 2000). Para establecer las posibles relaciones entre éstas, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) a

partir de una matriz de correlación múltiple (JOHNSON & WICHERN 1992), empleando el programa estadístico Statgraphics Centurion.

## RESULTADOS

El resumen de las variables físico-químicas y biológicas se muestra en las tablas 2 y 3. La mayoría de las variables presentaron un amplio intervalo de fluctuación.

Tabla 2. Resumen de los estadísticos básicos de las variables físico-químicas y biológicas determinados en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante junio 2012- julio 2013.

	N	Promedio	Varianza	S	Mínimo	Máximo
Veloc. Viento ( $\text{m s}^{-1}$ )	35	6,42	4,96	2,23	3,33	11,67
Precipitación (mm)	35	75,89	1798,31	3233,52	6,30	180,58
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	35	27,54	2,25	1,50	25	30
Oxígeno ( $\text{mL L}^{-1}$ )	35	5,11	0,22	0,47	4,54	6,30
Amonio ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )	35	3,43	4,39	2,10	1,31	11,42
Nitrito ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )	35	0,13	0,03	0,16	0	0,93
Nitrato ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )	35	2,80	18,71	4,33	0,57	20,41
FRS ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )	35	0,27	0,05	0,19	0,09	1,02
Clorofila <i>a</i> ( $\text{mg m}^{-3}$ )	35	1,99	43,99	6,63	0	39,45
Feopigmentos ( $\text{mg m}^{-3}$ )	35	0,59	1,75	1,32	0	6,72

N: Tamaño de la muestra; S: Desviación estándar. FRS: Fósforo Reactivo Soluble.

Tabla 3. Resumen de los estadísticos básicos de las variables físico-químicas y biológicas determinados en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante enero-octubre 2015.

	N	Promedio	Varianza	S	Mínimo	Máximo
Veloc. Viento ( $\text{m s}^{-1}$ )	47	8,44	4,06	2,02	6,33	12,67
Precipitación (mm)	47	64,71	41,69	56,86	2,03	170,93
Transparencia (m)	36	3,93	2,24	1,49	1,2	9,0
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	36	25,79	1,55	1,24	23	28

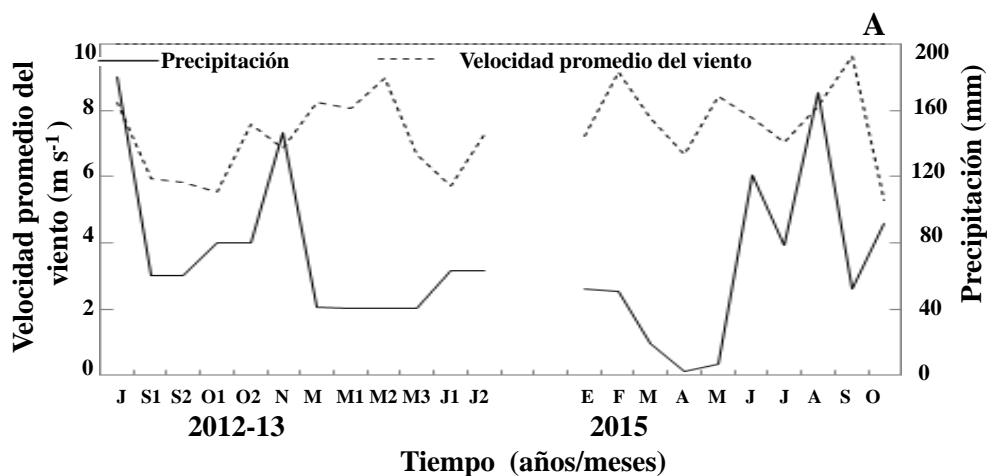
**Continuación de la Tabla**

Oxígeno (mL L <sup>-1</sup> )	36	4,49	0,86	0,93	2,34	6,5
Amonio (µmol L <sup>-1</sup> )	36	2,21	4,90	2,21	0,17	11,81
Nitrito (µmol L <sup>-1</sup> )	36	0,22	0,04	0,19	0	0,71
Nitrato (µmol L <sup>-1</sup> )	36	1,18	0,68	0,82	0,28	4,83
FRS (µmol L <sup>-1</sup> )	36	1,18	0,87	0,95	0,11	3,72
Clorofila <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	36	3,25	5,65	2,38	0,28	10,68
Feopigmentos (mg m <sup>-3</sup> )	36	1,40	1,73	1,32	0	6,58

N: Tamaño de la muestra; S: Desviación estándar, FRS: Fósforo Reactivo Soluble.

La velocidad del viento fluctuó en el intervalo 5,6 - 9,63 m s<sup>-1</sup> en octubre del 2012 y septiembre del 2015, respectivamente (Fig. 2A) En relación con las precipitaciones registradas en la zona, éstas disminuyeron desde enero hasta mayo del 2015 y luego aumentaron de junio a octubre del mismo año (Fig. 2 A).

Por razones de logística, la transparencia del agua sólo fue medida durante el año 2015. Con relación a la transparencia del agua, el análisis de Kruskal Wallis (KW) detectó diferencias significativas entre los meses y las localidades (KW=18,56, KW=13,42; P<0,05, respectivamente; Fig. 2 B, C). La transparencia promedio mínima y máxima en marzo y octubre del 2015 fueron de 1,79 y 4,87 m, respectivamente (Fig. 2 B). Entre localidades, Querepare 2 presentó la transparencia menor (2,1 m), mientras que la transparencia mayor se detectó en El Morro (4,67 m; Fig. 2 C). Las etiquetas de las figuras se presentan en los anexos.



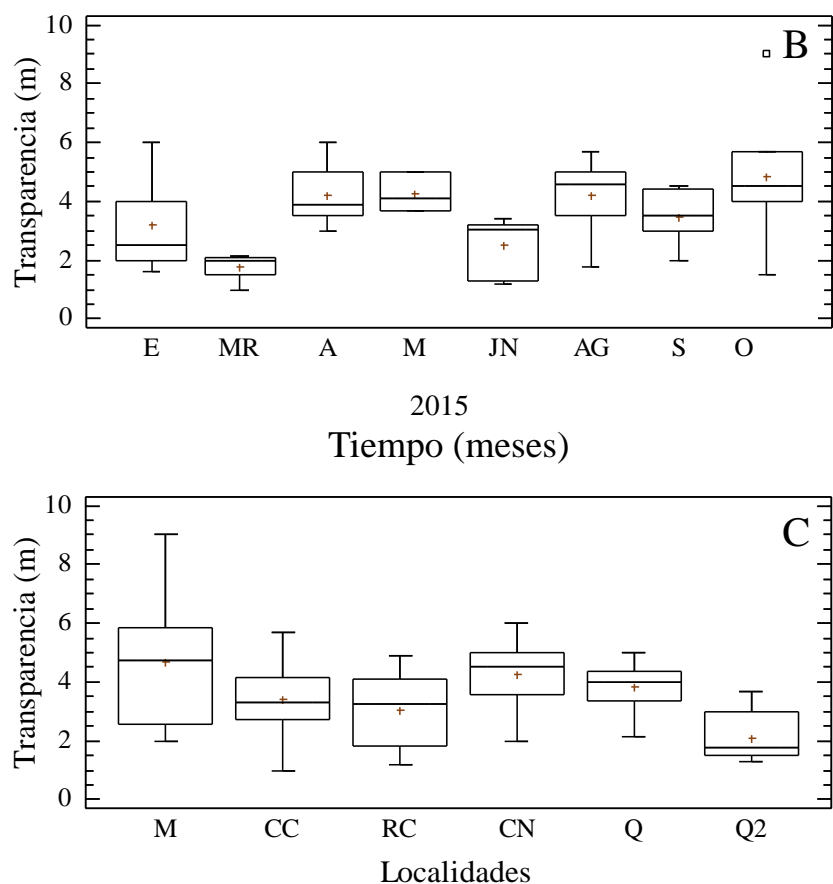
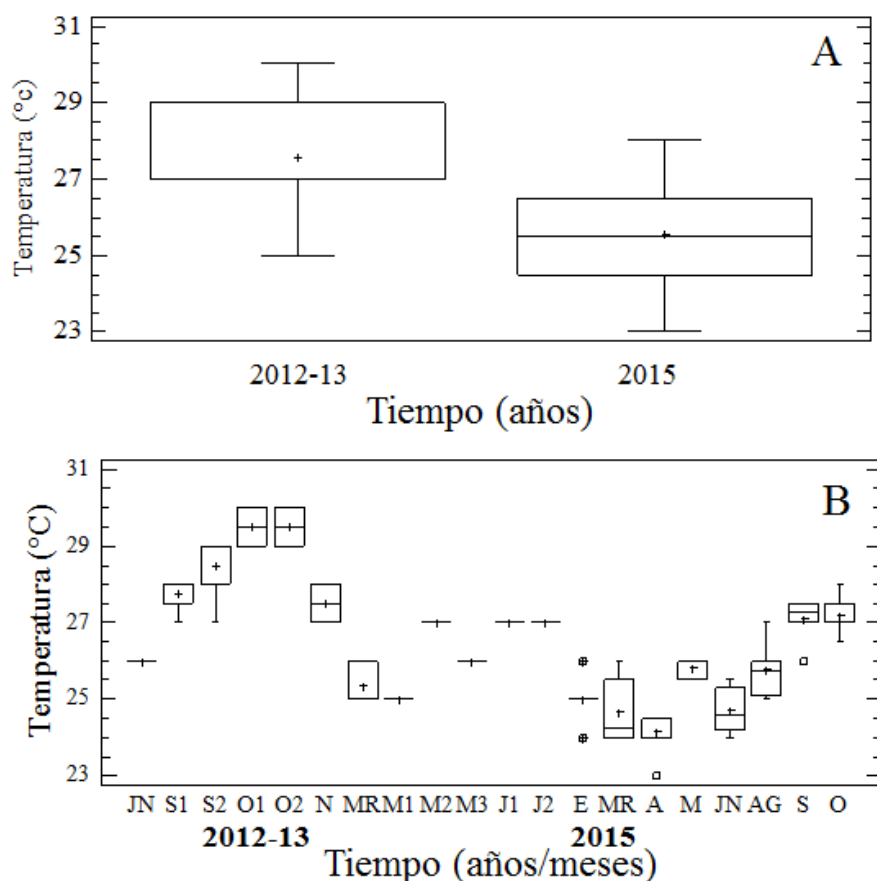


Figura 2. Variación mensual de: la velocidad del viento ( $\text{m s}^{-1}$ ; A), transparencia del agua mensual (m; B) y entre localidades (C) en la zona de la costa del municipio Arismendi durante junio 2012- julio 2013 y enero – octubre 2015.

Cuando se evaluó la temperatura por años, el K-S halló diferencias entre los años estudiados ( $K-S=2,96$   $P<0,05$ ). Entre meses, el KW mostró diferencias significativas ( $KW=75,39$ ;  $P<0,05$ ; Fig. 3 A, B) no así entre localidades ( $KW= 7,88$   $p>0,05$ ). La temperatura promedio más alta fue determinada en el 2012 ( $27,4$  °C) mientras que en el 2015 fue medida la temperatura promedio más baja, ( $25,6$  °C). Durante el período 2012-13, la temperatura máxima y mínima osciló en el intervalo  $29,5 - 25,0$  °C en octubre del 2012 y marzo del 2013; mientras que en el 2015 las temperaturas mínima y máxima se detectaron en abril y octubre ( $24,01$  y  $27,1$  °C, respectivamente; Fig. 3B).



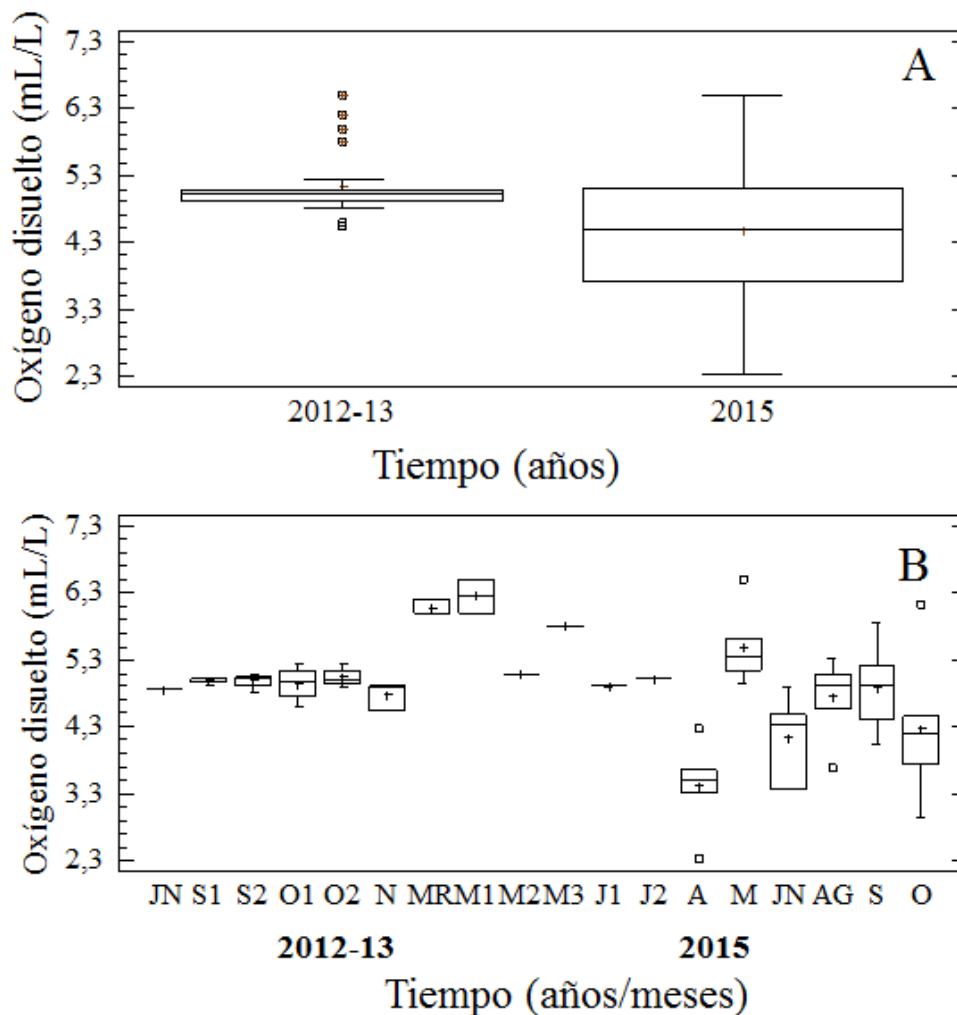
Figura

3. Variación de la temperatura superficial del agua de mar (°C) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012 - julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual.

La concentración de oxígeno disuelto en la costa del municipio Arismendi presentó el mismo comportamiento estadístico detectado para la temperatura superficial del agua de mar. Es decir, diferencias significativas entre años ( $K-S=2,23$ ;  $P<0,05$ ) y meses ( $KW=43,34$ ;  $P<0,05$ ), no así entre localidades ( $KW=6,88$ ;  $P>0,05$ ). El primer período de estudio (2012-2013), se destaca como el año donde se detectó la concentración de oxígeno promedio más alta ( $5,15 \text{ mL L}^{-1}$ ); mientras que la concentración de oxígeno promedio más baja se detectó en el 2015 ( $4,49 \text{ mL L}^{-1}$ ; Fig. 4 A). En relación con la variación temporal mensual, los meses de menor y mayor concentración de oxígeno disuelto fueron: enero 2015 y mayo 2013 ( $3,43$  y



6,25 mL L<sup>-1</sup>, respectivamente; Fig. 4 B).



F

**Figura 4. Variación de la concentración de oxígeno disuelto (mL/L) medido en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012 - julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual.**

En relación con las concentraciones de nutrientes, el K-S aplicado a la concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> entre años, meses y localidades fue significativo (K-S= 3,44, KW= 37,31, KW= 14,63; P<0,05; Fig. 5 A,B,C). La concentración promedio de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fue menor durante 2015 (2,23 μmol L<sup>-1</sup>) y mayor durante el período 2012-13(3,34 μmol L<sup>-1</sup>; Fig. 5 A). Mensualmente, mayo 2015 y marzo 2013 son los meses

de menor y mayor concentración de  $\text{NH}_4^+$  ( $1,05$  y  $5,48 \mu\text{mol L}^{-1}$ , respectivamente; Fig. 5 B). Por otra parte, Querepare2 y Río Caribe tuvieron los mínimos y máximos valores de  $\text{NH}_4^+$  ( $1,44$  y  $4,34 \mu\text{mol L}^{-1}$ , respectivamente; Fig. 5 C).

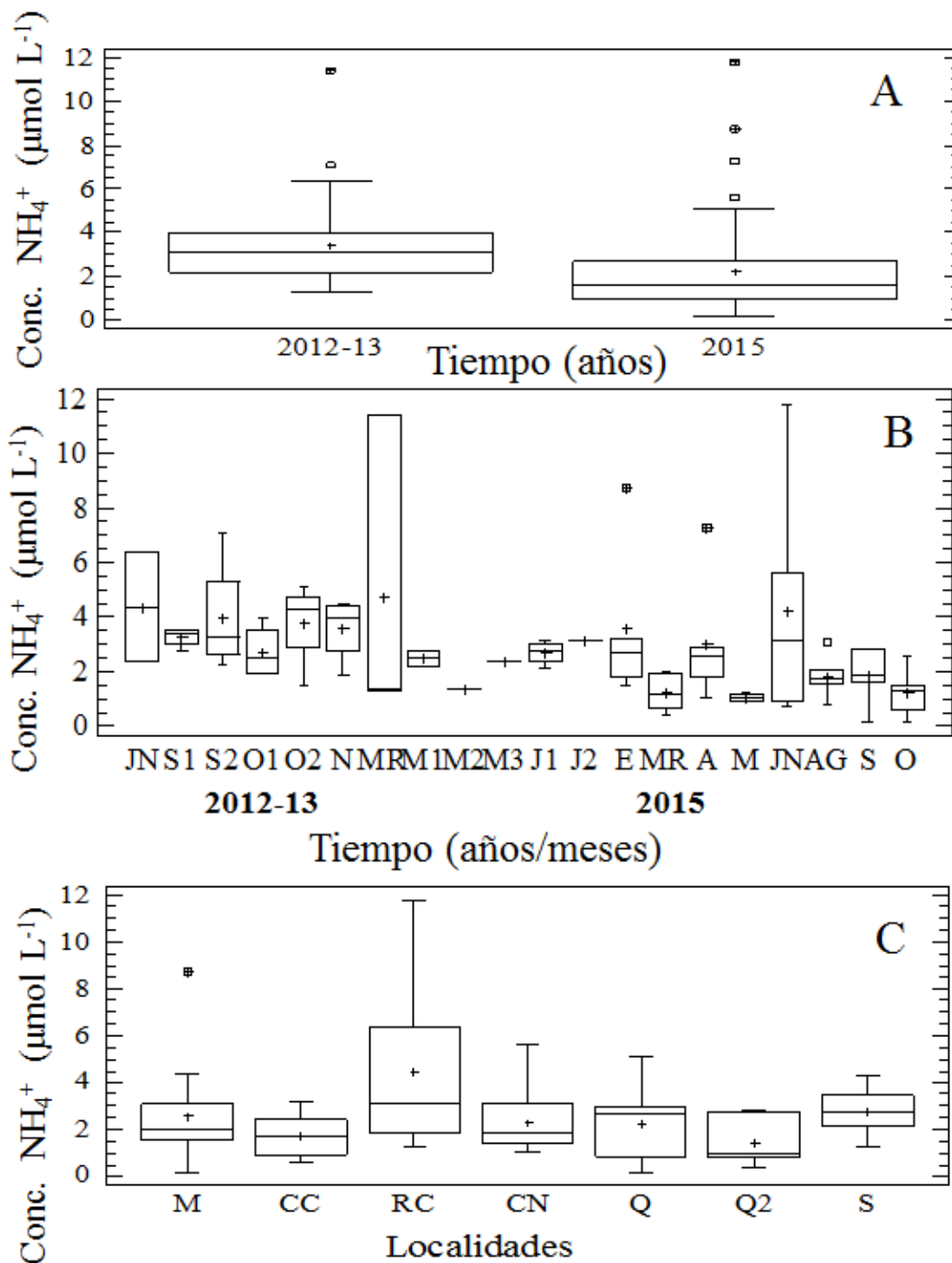
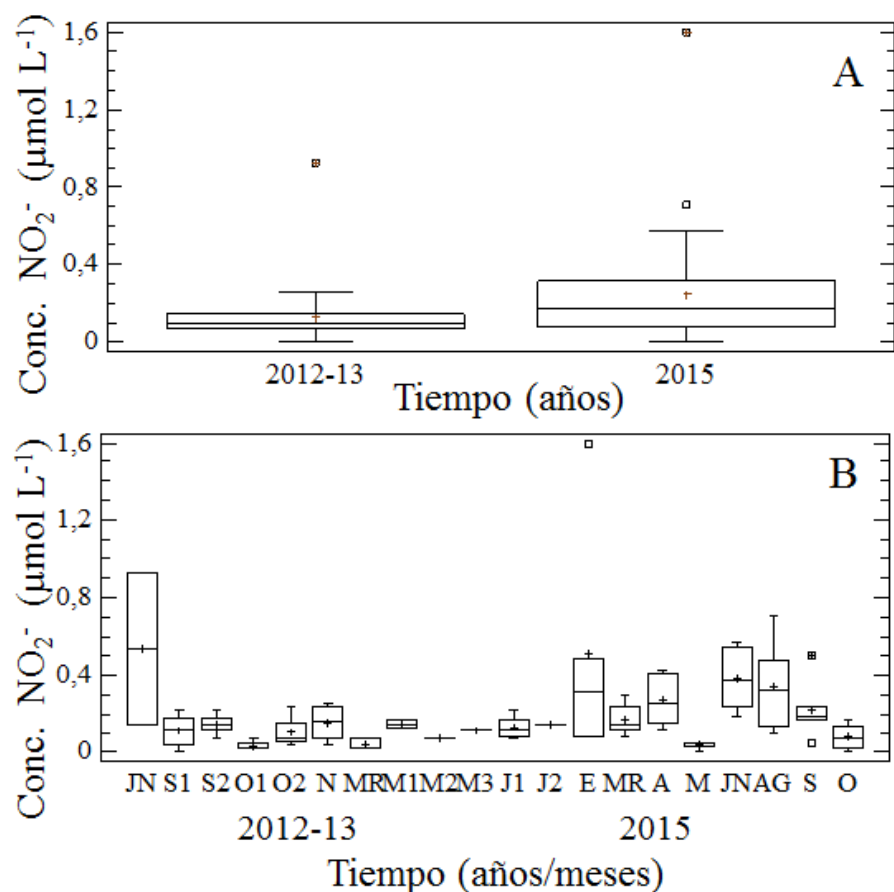


Figura 5. Variación de la concentración de  $\text{NH}_4^+$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) medida en la costa

**del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual; C, localidad.**

La concentración de  $\text{NO}_2^-$  tiene el mismo comportamiento estadístico detectado para  $\text{NH}_4^+$ , con respecto a los años (K-S=1,53;  $P < 0,05$ ,) y los meses (KW=45,41;  $P < 0,05$ ); pero difiere en relación con la variación entre las localidades (KW=10,07;  $P > 0,05$ ). En la costa del municipio Arismendi el promedio anual de la concentración de  $\text{NO}_2^-$  fue más bajo durante el periodo 2012-13 ( $0,13 \mu\text{mol L}^{-1}$ ), mientras que en el 2015 el promedio fue ligeramente mayor ( $0,25 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Fig. 6A). Entre meses, el promedio mínimo y máximo se halló en octubre del 2012 y enero del 2015 ( $0,033$  y  $0,514 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Fig. 6B ).

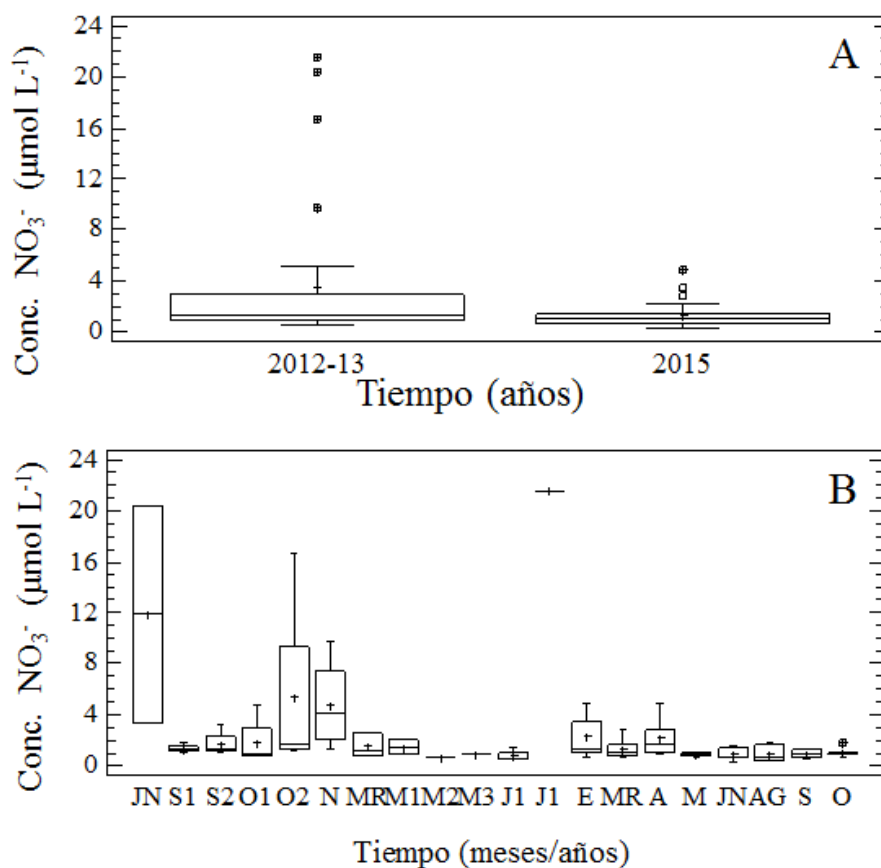


Figura

6. Variación de la concentración de  $\text{NO}_2^-$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) medida en la costa del

municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual.

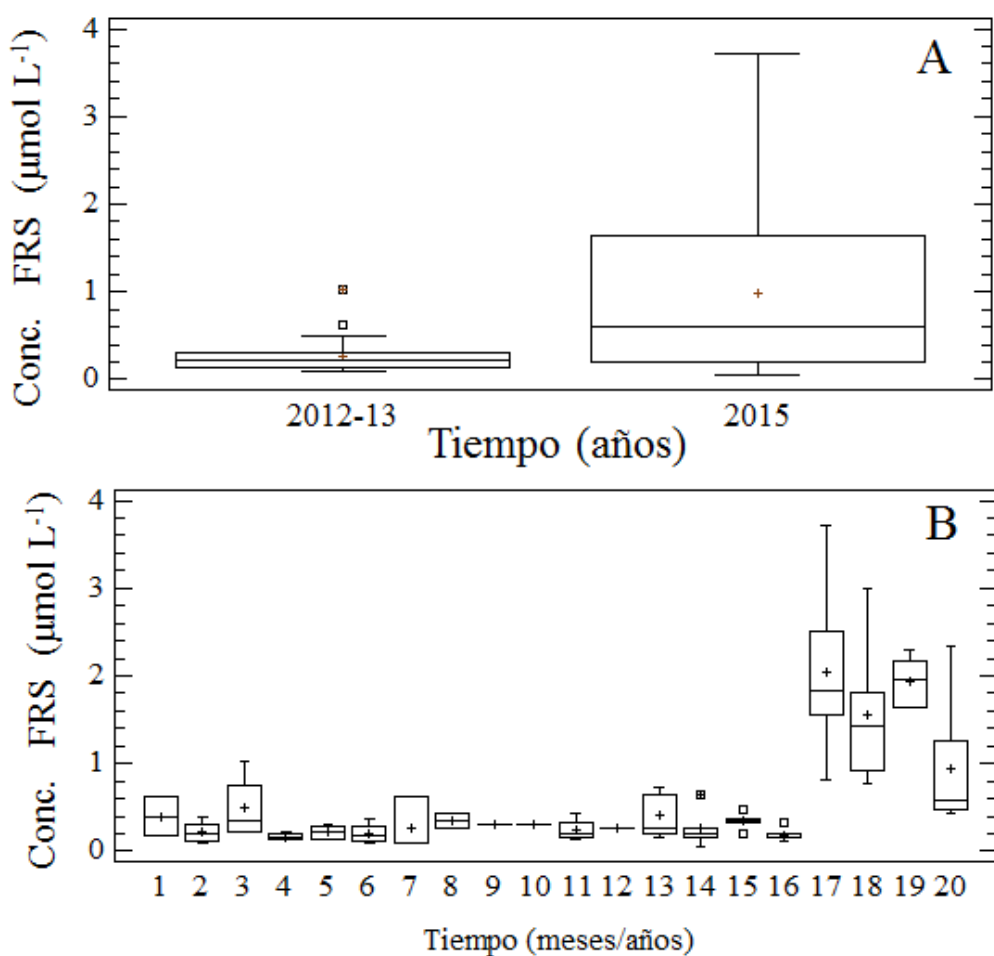
Para el  $\text{NO}_3^-$  se detectaron diferencias entre años ( $K-S=1,53$ ;  $P<0,05$ ), meses ( $KW=32,00$ ;  $P<0,05$ ); sin embargo no se detectaron diferencia entre localidades ( $KW=12,08$ ;  $P>0,05$ ) en la costa del municipio Arismendi (Figs. 7 A, B y C). En el año 2015 se detectó la concentración promedio más baja ( $1,32 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) mientras que el período 2012-13 el promedio fue mayor ( $3,20 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Fig. 7 A). La variación mensual de  $\text{NO}_3^-$  mostró sus valores mínimos y máximos en mayo y julio de 2013 ( $0,68$  y  $21,47 \mu\text{mol L}^{-1}$ , respectivamente; Fig. 7 B)



**Figura 7.**

**Variación de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual.**

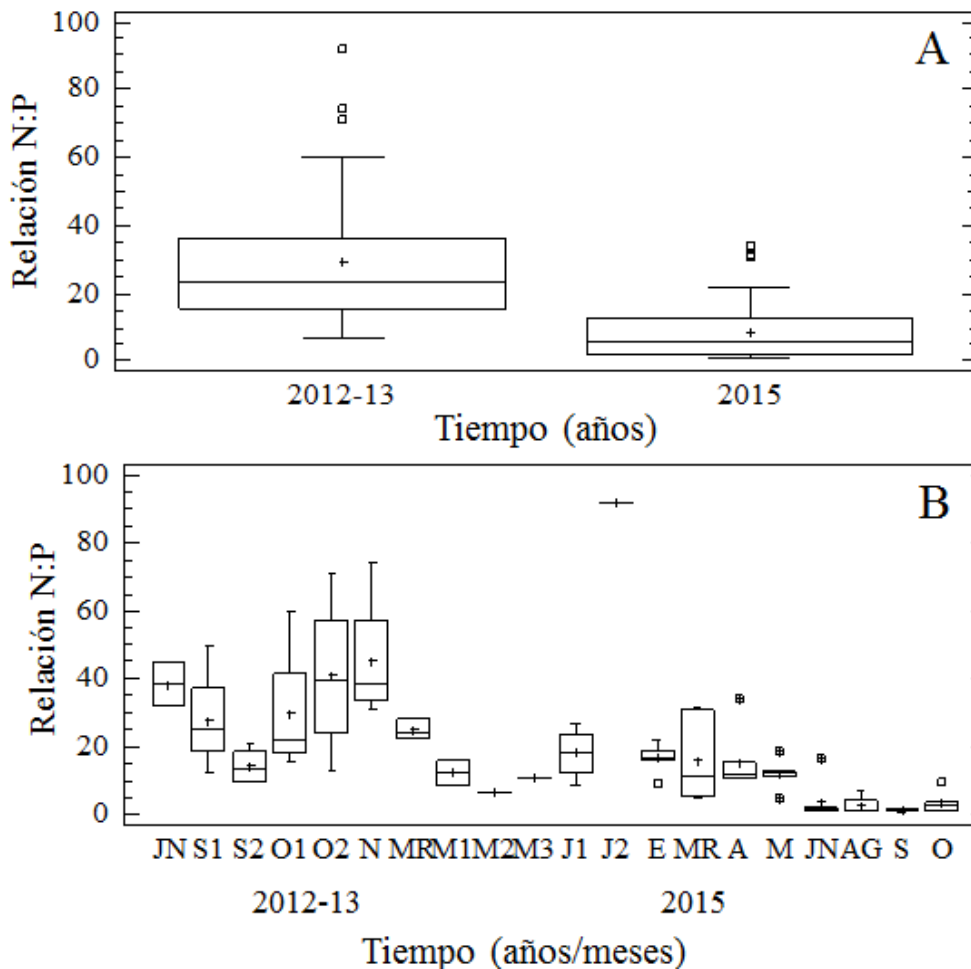
Al igual que el  $\text{NO}_2^-$ , la concentración de FRS, presentó diferencias significativas entre años ( $K-S=1,53$   $P<0,05$ ) y meses ( $KW=56,63$   $P<0,05$ ); no así para las localidades ( $KW=10,81$ ;  $P>0,05$ ). El año 2015 presentó un intervalo de fluctuación bastante amplio en relación al período 2012-13; siendo el mínimo detectado en 2012 ( $0,27 \mu\text{mol L}^{-1}$ ); mientras que el máximo se detectó en el 2015 ( $0,97 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Fig. 8 A). La distribución mensual de esta variable mostró sus valores mínimos y máximos en octubre 2012 y junio 2015 ( $0,16$  y  $2,05 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Fig. 8 B).

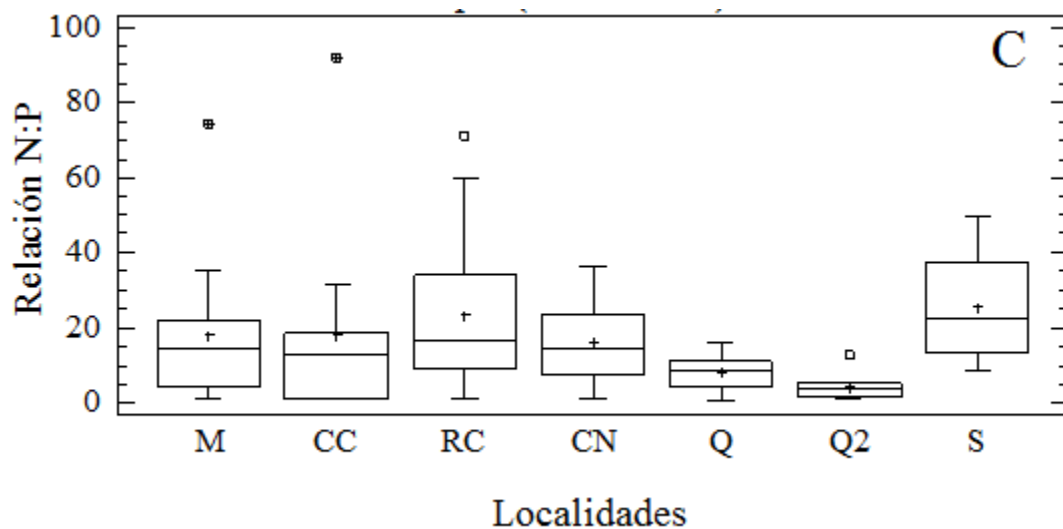


**Figura 8. Variación de la concentración de FRS (Fósforo Reactivo Soluble;  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) medido en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual.**

La relación N:P sigue el mismo comportamiento del amonio. Es decir, diferencias significativas entre años, meses y localidades (K-S=2,45; KW=58,49 KW=14,12; P<0,05; respectivamente). Durante 2012-13 el promedio fue mayor, mientras que el promedio menor se detectó en el 2015 (27,104 y 8,94; respectivamente; Fig. 9 A). Para los meses, la relación mayor de N:P se detectó en noviembre 2012, mientras que la relación menor en septiembre 2015 (45,41 y 1,58; respectivamente; Fig. 9 B). En relación con las localidades destacan Querepare2 y Río Caribe como las localidades con menor y mayor relación N:P (4,64 y 23,34, respectivamente; Fig.

9C).





**Figura 9. Variación de la relación N:P medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual; C, localidad.**

En relación con la biomasa fitoplanctónica (clor. *a*), se detectaron diferencias estadísticas significativas entre meses (KW= 54,22;  $P < 0,05$ ), localidades (KW= 14,207,  $P < 0,05$ ; Figs. 10 A,B,C) y años (K-S= 2,79;  $P < 0,05$ ). El período 2012-13 presentó los valores promedios más bajos de biomasa ( $0,92 \text{ mg m}^{-3}$  Fig. 10 A), mientras que el 2015 presentó un promedio máximo de  $3,13 \text{ mg m}^{-3}$ ; (Fig. 10A). Durante todo el período muestreado, la concentración de clor. *a*, promedio, no sobrepasó el valor de  $6,5 \text{ mg m}^{-3}$ . Esta variable osciló en el intervalo ND -  $6,24 \text{ mg m}^{-3}$  (septiembre 2012- junio 2013; Fig. 10 B). Por localidad, el promedio más bajo de la biomasa fitoplanctónica se detectó en Sipara ( $0,54 \text{ mg m}^{-3}$ ), mientras que el promedio más alto correspondió a Río Caribe ( $2,57 \text{ mg m}^{-3}$ ), donde, además, se detectó el máximo observado en el florecimiento de *A. glacialis* ( $39,45 \text{ mg m}^{-3}$ ; Fig. 10

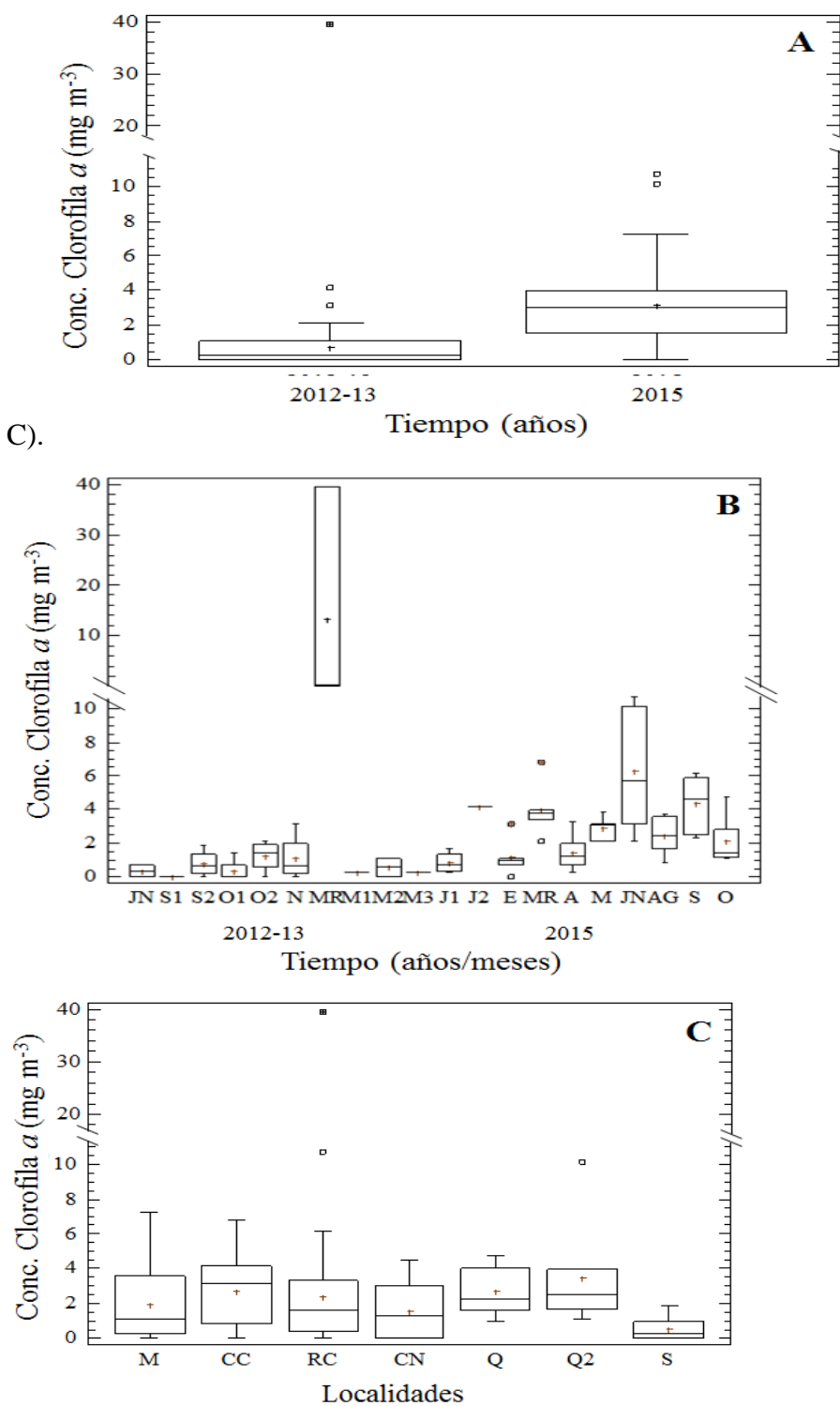
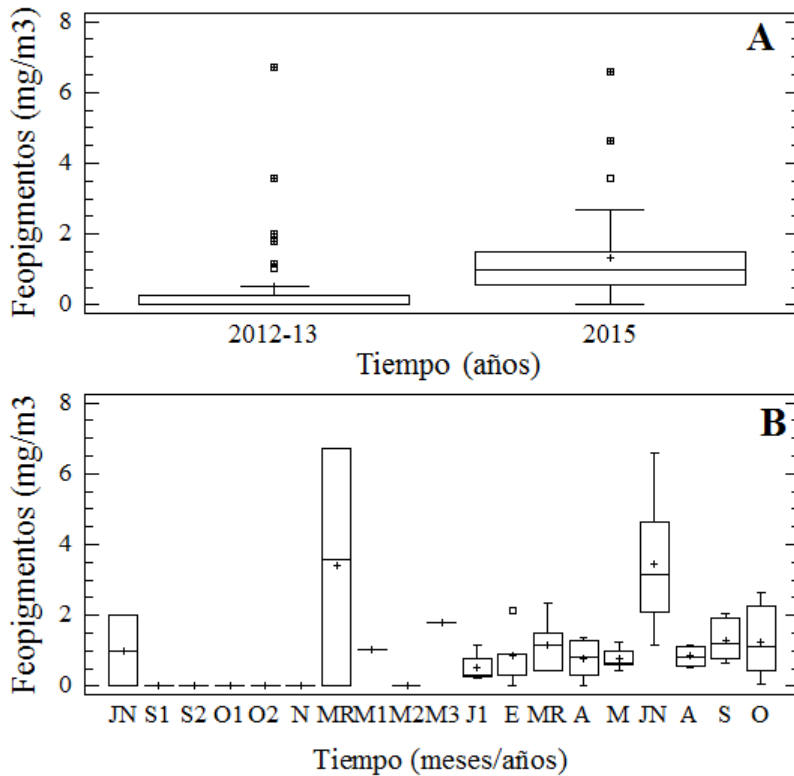


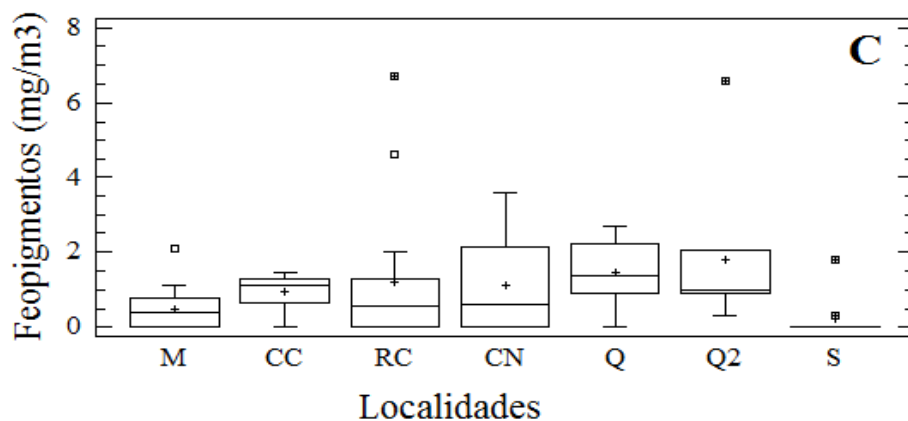
Figura 10. Variación de la concentración de clorofila *a* ( $\text{mg m}^{-3}$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y



enero octubre 2015. A. Variación anual, B. Variación mensual, C. Localidad.

La concentración de feopigmentos tuvo el mismo comportamiento estadístico que la concentración de clor. *a*; es decir, diferencias significativas entre años, meses y localidades ( $K-S=3,03$ ;  $KW=52,64$ ;  $KW=17,41$ ;  $P<0,05$ ; Figs. 11 A,B,C). El período 2012-13 presentó los valores promedio más bajos de feopigmentos ( $0,56 \text{ mg m}^{-3}$ ); mientras que el 2015 presentó un promedio máximo de  $1,32 \text{ mg m}^{-3}$  (Fig. 10A). Mensualmente esta variable osciló entre ND -  $3,45 \text{ mg m}^{-3}$  en junio 2015 (Fig.11 B). Por localidad, la concentración de feopigmentos promedio más baja se detectó en Sipara ( $0,23 \text{ mg m}^{-3}$ ), mientras que el promedio más alto correspondió a Querepare2 ( $1,82 \text{ mg m}^{-3}$ ; Fig. 11 C).



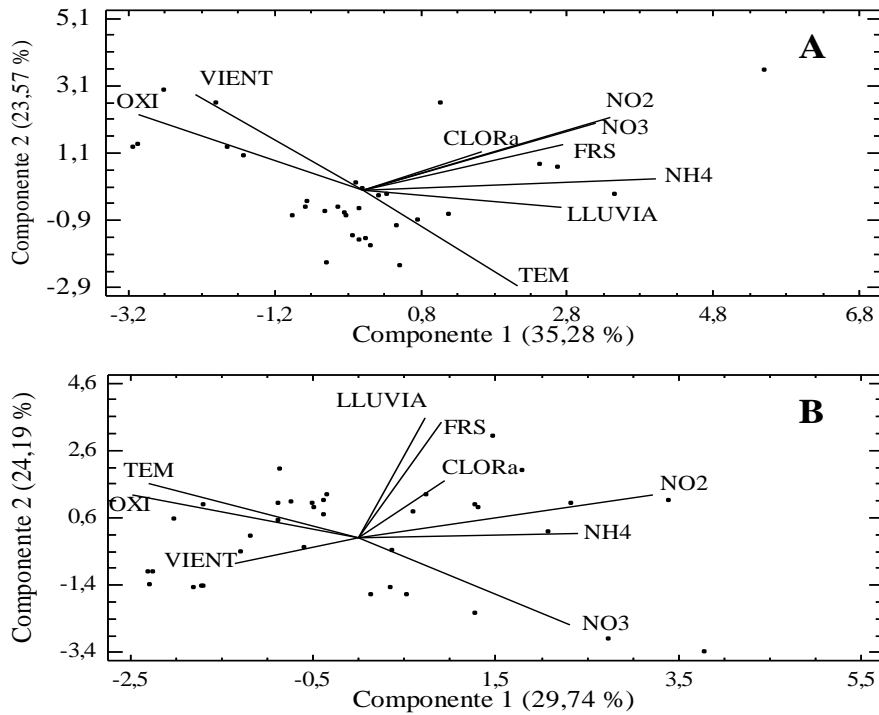


**Figura 11.**

**Variación de la concentración de feopigmentos ( $\text{mg/m}^3$ ) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012 - julio 2013 – octubre 2015. A. variación anual, B. variación mensual, C. localidad.**

Durante el período 2012-13, el ACP generó 3 componentes con una varianza acumulada de 67,08% del total. En esta época se identificó una correlación positiva entre el componente 1 (29,07%) y  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ , lluvia, FRS, temperatura del agua y negativa con oxígeno disuelto y velocidad promedio del viento. Por su parte el componente 2 (24,68%), se correlacionó positivamente con; feopigmentos, velocidad promedio del viento,  $\text{NO}_2^-$ , oxígeno,  $\text{NO}_3^-$  y FRS; siendo fuertemente negativa con la temperatura del agua (Fig. 12 A).

El ACP para los datos del 2015 generó tres componentes con valores propios mayores a 1. La varianza acumulada para los tres primeros componentes fue 70,43 %. En el primer componente (30,22 %), se presentó correlación positiva entre:  $\text{NO}_2^-$  feopigmentos,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Cl}^-$ , lluvia,  $\text{NO}_3^-$  y FRS; siendo negativa con oxígeno disuelto, temperatura del agua y la velocidad promedio del viento. Ambos grupos de variables se correlacionaron de manera inversa entre ellas. En relación con el componente 2 (22,81 %) la correlación positiva FRS Lluvia, oxígeno disuelto y temperatura del agua mientras que se detectó una fuerte correlación negativa con  $\text{NO}_3^-$  (Fig. 12 B).



**Figura 12.**

**Proyección ortogonal de algunas variables físico-químicas y biológicas en el espacio definido por los dos primeros componentes del ACP durante: A. 2012-13. B. 2015, en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela.**

**Lluvia: Lluvia, Viento: Velocidad promedio del viento, TEM: Temperatura del**

**agua, OXI: Oxígeno disuelto, CLORa: Clorofila a, FEOP: Feopigmentos, NH4:**

**Amonio, NO2: Nitrito, NO3: Nitrato, FRS: Fósforo reactivo soluble**

## DISCUSIÓN

Durante el período estudiado, la zona costera del municipio Arismendi se caracterizó por la existencia de fuerte brisa y oleaje. En este sentido APARICIO (2003) señaló que existe una marcada estacionalidad en el campo de vientos, que influencia el régimen de oleaje sobre la costa nororiental de Venezuela, estableciendo el semestre enero-junio como el período de intenso oleaje con valores de ocurrencia mayores al 10 % con máximo en febrero de 17%.

Los resultados de las variables meteorológicas señalan una velocidad del viento promedio dentro del rango favorable ( $5-9 \text{ m s}^{-1}$ ) para el fenómeno de surgencia costera (RUEDA-ROA *et al.* 2018). En cuanto a las precipitaciones, estas se detectaron en el intervalo ND - 180 mm (abril 2015 – junio 2012), por lo que se puede señalar que los meses de muestreo se caracterizaron por ser poco lluvioso. Estos resultados están dentro del rango detectados por DE SANTIS-BRAGA *et al.* (2018) para la Isla Fernando de Noronha Brazil. De SANTIS BRAGA (*op cit.*) reportaron valores de 49,4 mm en febrero 2015 (con promedio mensual histórico de 111 mm, APAC, 2017) y en marzo de ese mismo año de 112,3 mm (mientras que el promedio mensual histórico fue 267 mm; APAC, 2017). Estos autores señalan que febrero y marzo de 2015 también fueron considerados como poco lluviosos a lo esperado.

La transparencia del agua fluctuó en un intervalo relativamente corto (1,2 - 9 m), comparado con trabajos realizados en otras zonas del nororiente de Venezuela, como golfo de Cariaco (CALVO *et al.* 2018), donde la transparencia del agua osciló entre 1,5 y 19,5 m. También en el golfo de Cariaco SUBERO (2014) detectó una transparencia mínima y máxima en febrero y octubre 2013 (7 y 15 m.; respectivamente). La poca transparencia del agua en la costa del municipio Arismendi posiblemente se deba a: una fuerte actividad fotosintética que disminuye la penetración de la luz en el agua y también el hecho de tener una columna de agua muy somera ( $< 5 \text{ m}$  de profundidad). Es posible que el fuerte oleaje generado por el viento resuspenda el material sedimentario de fondo, aumentando la presencia de partículas en suspensión.

El año 2012-13 se caracterizó por la presencia de aguas cálidas cuya temperatura

superficial promedio osciló entre 25–30°C con amplitud del ciclo anual de 5°C coincidiendo con lo señalado por APARICIO (2003). Una de las razones para la alta temperatura posiblemente se debe al hecho de que la mayoría de los muestreos se realizaron durante la época de lluvia; además provienen de la capa superficial. En este sentido, OKUDA *et al.* (1978) señala que la capa superficial es la que recibe directamente la radiación solar y, por tanto, se calienta más que el resto de la columna de agua. Esto ocurre porque en la temporada de lluvia, al disminuir la velocidad del viento, se reduce el intercambio vertical y el flujo de calor desde las capas superiores hacia lo profundo, y paralelamente aumenta la evaporación superficial, causando un aumento de la temperatura (OKUDA *op. cit.*). Durante marzo y mayo 2013 la temperatura se mantiene entre 25 – 27°C (Fig. 3B). Una de las razones para la disminución de la temperatura posiblemente se debe a las corrientes en la zona (MONENTE 1986) y el transporte de agua más fría producto de la surgencia costera (RUEDA-ROA *et al.* 2018).

El oxígeno disuelto en el agua es un elemento no conservativo, su presencia en las aguas se debe a la aireación producida por las olas, algas y plantas marinas a través de la fotosíntesis; por lo tanto, tiende a acumularse en la capa superficial debido a la actividad planctónica y a ser consumido a mayores profundidades (MARTÍNEZ *et al.* 2012). En este sentido, la zona costera del municipio Arismendi, se caracterizó por aguas oxigenadas (4,54 - 6,6 mL L<sup>-1</sup> en 2012-13 y 2,34 - 6,5 mL L<sup>-1</sup> durante 2015), posiblemente debido a actividad fotosintética, aireación por las olas e interfase atmosfera-agua. El hecho de no encontrar diferencias entre estaciones posiblemente sea debido a una elevada actividad fitoplanctónica o eólica en la zona.

WATSON *et al.* (2005), ZHUA *et al.* (2016) señalan que la concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en aguas oceánicas suele ser inferior a 1 μmol L<sup>-1</sup>. En relación con la concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el agua superficial, éste sobrepasó el límite máximo para aguas marinas. Tanto en 2012-13 como en 2015, las concentraciones fueron > 4 μmol L<sup>-1</sup> (Figs. 5 A,B,C). La alta concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y el amplio intervalo de fluctuación (ND - 11,81 μmol L<sup>-1</sup>) en ambos períodos, sugiere que las aguas de la costa del municipio Arismendi podrían estar en vía hacia el proceso de eutroficación debido a la acción antropogénica. Tal como lo señala MARTÍNEZ *et al.* (2012) las concentraciones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> son mayores en las áreas cercanas a

centros más poblados; lo cual lo convierte en un buen indicador del aporte de aguas servidas, éste es el caso de El Morro y Río Caribe. Cabe destacar que en Río Caribe esta variable alcanzó la concentración más alta ( $11,81 \mu\text{mol L}^{-1}$ ), específicamente durante el mes de junio del 2015; mientras que en Querepare2, donde la abundancia y biomasa fue mayor, esta variable fue menor. En ambos sitios se presentaron turbios frecuentes, lo que supone un exceso de  $\text{NH}_4^+$  si las acciones de suministro exógeno de nutrientes fueran las mismas, lo cual no sucede, ya que en Querepare2 no se observó fuente externa de este nutriente.

El  $\text{NO}_2^-$ , en el ciclo del nitrógeno, es un intermediario inestable entre el  $\text{NO}_3^-$  y el  $\text{NH}_4^+$  lo cual hace que su duración en el ambiente marino sea corta. El  $\text{NO}_2^-$  en los ecosistemas acuáticos es originado por la reducción bacteriana del  $\text{NO}_3^-$  (BRISTOW *et al.* 2017). Las concentraciones varían, en las aguas oceánicas las concentraciones son extremadamente bajas ( $< 0,1 \mu\text{mol L}^{-1}$ ); en las aguas costeras, ellas están comprendidas entre  $0,5$  y  $1 \mu\text{mol L}^{-1}$  en el invierno, disminuyendo en el verano, siguiendo el ciclo de utilización del nitrógeno por los organismos fitoplanctónicos (SENIOR 2009). Durante el estudio esta variable alcanzó un valor cercano a  $1 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; sin embargo, la concentración de  $\text{NO}_2^-$  se considera normal para este tipo de ecosistema.

Las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  detectadas en la zona estuvieron, en la mayoría de los casos, por debajo del límite para estos ecosistemas coincidiendo con lo encontrado en aguas cubanas por MONTALVO-ESTEVEZ *et al.* (2013). Este autor señala que el  $\text{NO}_3^-$  entra en el ciclo del nitrógeno como soporte principal del crecimiento del fitoplancton; siendo seguidamente regenerado, a partir de las formas orgánicas, por las bacterias (MONTALVO-ESTEVEZ *et al.* 2013). El bajo contenido de las formas oxidadas de nitrógeno inorgánico ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ), estos autores lo atribuyen a: consumo por el fitoplancton; también puede deberse a una baja tasa de nitrificación y marcados procesos de desnitrificación (MONTALVO-ESTEVEZ *et al.* 2013).

Los resultados indican que en Río Caribe hay una fuente externa de nutrientes nitrogenados, una de ellas las aguas residuales y domesticas descargadas en la zona costera, a través del sistema de cloacas y las descargas de los ríos. Otra fuente de origen antropogénico lo constituye el lavado y vertido de residuos provenientes del procesamiento del pescado, producido por los expendedores que se ubican en la zona del muelle de la

localidad. Lo cual podría afectar a Río Caribe, playas Los Cocos y cierta zona de la localidad de el Morro.

Se ha determinado que en medio oceánico y costero no contaminado, las concentraciones de fosfato (FRS) son generalmente bajas en la superficie (0 - 1  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ). Estas concentraciones aumentan con la profundidad, por debajo de la zona eufótica y cerca de los estuarios (MARTÍNEZ *et al.* 2012). En el periodo 2012-13 y de enero a mayo 2015 la concentración de FRS se mantuvo dentro de los valores límites reportados por MARTÍNEZ *et al.* (2012); mientras que de junio a octubre 2015 esta variable sobrepasa el límite detectado para aguas costeras. Esto último coincide con alta biomasa fitoplanctónica y feopigmentos y también con el inicio del período lluvia en la zona y la intrusión de aguas provenientes del río Orinoco a través del estrecho de Boca Dragón vía golfo de Paria (MULLER-KARGER & VARELA 1990). Las altas concentraciones de FRS son indicativas de actividad agrícola, uso de plaguicidas, fertilizantes, detergentes de polifosfatos que por efecto de la hidrólisis y de la actividad bacteriana incrementan el fósforo en el medio. Otro factor importante de la contaminación por fósforo son las heces fecales de los residentes de la zona que van directamente al mar en la zona de Río Caribe. Finalmente, otra fuente de fósforo es la descomposición de los desechos de productos marinos arrojados por los expendedores en el mercado ubicado a la orilla de la playa en Río Caribe y el sector del Morro. A todos estos aportes de fósforo se suman los producidos por la surgencia costera.

La relación N:P fue diferente entre los períodos estudiados YIN *et al.* (2017) señalan que la relación de Redfield de C:N:P varía ampliamente en una amplia gama de condiciones ambientales. Durante 2012, ésta fue >16:1, lo que sugiere limitación por fósforo. De enero a marzo 2015 la relación N:P es óptima y el fitoplancton utiliza los nutrientes aumentando la biomasa fitoplanctónica. Cuando la relación N:P es baja DOWNING (1997) y ALONSO-RODRIGUEZ *et al.* (2000) señalan que se debe a un aumento de la eutrofización y, por lo tanto, ocurre una disminución de la diversidad de especies y aumenta la biomasa fitoplanctónica. MARTINY *et al.* (2013); Yin *et al.* (2017) hicieron un estudio comparativo de las proporciones elementales de materia orgánica en diferentes latitudes, incluso en la estación fija de la series de tiempo de las Bermudas en el Océano Atlántico norte y encontraron resultados similares con la relación C:N:P. YIN *et al.* (2017) haciendo estudios

de absorción secuencial de nutrientes en cultivo y señalaron que la capacidad de absorción secuencial de nutrientes es una estrategia importante para que el fitoplancton mantenga una alta productividad primaria y una estequiometría de nutrientes celulares casi óptima en la columna de agua donde hay frecuentes eventos de mezcla en aguas costeras.

La biomasa fitoplanctónica siguió los pulso de suministro de nutrientes. Esto difiere un poco de lo señalado por MARQUEZ *et al.* (2011) en el sector oriental del Golfo de Cariaco donde se observó un desfase de la clorofila con los nutrientes, atribuidos a un proceso de aclimatación de la microalgas. Sin embargo, coincide con lo reportado por RIDCHARD (1963) en el mismo Golfo de Cariaco, sugiriendo que la surgencia es la principal fuente de enriquecimiento en la zona. En la costa norte de Paria, la coincidencia de los repuntes de clorofila y de nutrientes se deben a: surgencia costera, como ocurre durante los primeros meses del año 2015 y a la descargas de los grandes ríos de la zona, y la surgencia de mediados de año (RUEDA-ROA *et al.* 2018) como lo detectado en junio-octubre 2015. En Marzo 2015, en Río Caribe se presentó un máximo de biomasa y feopigmentos (39,45 mg m<sup>-3</sup>; respectivamente). La microalga identificada fue *A. glacialis*. Este florecimiento se presentó cuando la temperatura fue de 26 °C, oxígeno 6,7 mL L<sup>-1</sup>, y en condiciones de exceso de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (11,42 μmol L<sup>-1</sup>) y limitación por fósforo (Redfield <16). *A. glacialis* ha sido detectada para otras localidades como especie formadora de turbios (SUNESSEN & SAR 2007; ODEBRECHT *et al.* 2002, para Argentina y Brazil; respectivamente).

De enero a abril 2015, la zona se caracterizó por la presencia de aguas con temperatura <25°C, poca transparencia (<4 m), poco oxígeno (abril 2015 3,43 mL L<sup>-1</sup>), disponibilidad de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y la concentración de FRS inferior a 1 μmol L<sup>-1</sup>. Estas características son indicativas de la presencia de aguas de surgencia, la cual se registra con mayor intensidad en esta época del año. En este caso, la relación de Redfield es cercana a 16:1 lo cual es indicativo de la existencia de un buen suministro de nutriente en la zona, necesarios para el crecimiento fitoplanctónico. Esto se evidenció en el aumento de la biomasa fitoplanctónica, observada en marzo 2015.

Durante la segunda parte del 2015 las condiciones cambian. La temperatura tendió a subir (25-27 °C), el oxígeno se mantuvo dentro del rango detectado para el primer período del mismo año, y se halló una alta concentración de FRS que inició en Junio 2015. lo cual



produjo un incremento de la variable biológica biomasa fitoplanctónica. Esto coincidió con el inicio del período de lluvias en la zona. En este caso los resultados no se ajustan a lo informado para aguas de estratificación (OKUDA 1978, FERRAZ-REYES 1987, QUINTERO *et al.* 2004). El enriquecimiento observado durante este período, incluso mayor al detectado durante la primera parte del año, posiblemente se debe la surgencia secundaria (RUEDA-ROA *et al.* 2018), así como a la intrusión de aguas provenientes del río Orinoco a través de Boca Dragon vía golfo de Paria. Esto último, ha sido confirmado por MULLER-KARGER & VARELA (1990), quienes han señalado que este fenómeno tiene una marcada estacionalidad; siendo la fase de descarga máxima agosto-noviembre sobre toda la plataforma continental del nororiente de Venezuela viajando en sentido noroeste hacia las más altas latitudes en el mar Caribe (CASTELLANOS *et al.* 2002 y RUEDA ROA & MULLER-KARGER 2013).

Para el periodo 2012-13 el ACP muestra correlaciones importantes entre las variables estudiadas. La correlación inversa entre la temperatura y viento, es típica de la época de calma o estratificación. También la correlación positiva significativa entre lluvia, nutrientes, *chl. a* y viento demuestra la importancia de las lluvias en la fertilización de la zona producida por las descargas del Orinoco, el cual tiene su descarga máxima durante el mes de agosto (CASTELLANOS *et al.* 2002, RUEDA ROA & MULLER-KARGER 2013).

En 2015 el ACP demuestra la existencia de dos procesos de fertilización en la zona. El primero de ellos asociado al componente 1 apoya la tesis de la surgencia costera. Esto demostrado por la correlación inversa entre temperatura y nutrientes además de biomasa fitoplanctónica. Mientras que el segundo componente se asocia al efecto de las lluvias y las descargas de los ríos a la fertilización de la zona unida a la surgencia de mediados de año. En esto último, destaca la correlación positiva entre lluvia, FRS y la temperatura del agua. Esto indica, aguas de estratificación con alto contenido de FRS y biomasa fitoplanctónica. La concentración de FRS asociada a las lluvias demuestra que las descargas de los ríos permiten reponer el fósforo de la capa superficial del mar. Éste se comporta como elemento limitante de la biomasa fitoplanctónica.

## **CAPÍTULO II. ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA EN LA ZONA COSTERA DEL MUNICIPIO ARISMENDI**

### **INTRODUCCIÓN**

El fitoplancton generalmente forma comunidades que son altamente complejas y variables en términos de diversidad y dinámica. La distribución y estructura del fitoplancton están fuertemente relacionadas con las características físicas y químicas de los cuerpos de agua. Las variaciones de las condiciones abióticas del agua ocurren naturalmente a lo largo del día y en las estaciones del año. Estas pueden ser verticales u horizontales y pueden estar estrechamente relacionadas con la estratificación y mezcla de la columna de agua, lo que resulta en cambios en la disponibilidad de luz y nutrientes para el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica (LOPES *et al.* 2005). Otros factores como la herbivoría, la turbulencia y la tasa de renovación del agua también pueden influir en la distribución vertical del fitoplancton (LITCHMAN *et al.* 2010; MELLARD *et al.* 2011). La composición de las especies y la abundancia relativa de diferentes grupos de algas en una comunidad son determinantes fundamentales de la estructura y función del ecosistema acuático. Las alteraciones en la composición de la comunidad de fitoplancton pueden llevar a impactos ecológicos negativos (SEE *et al.* 2005).

Este grupo de organismos es importante, ya que provee la primera fuente de alimento para la vida marina (ROJAS & ORTIZ 2011). Estas diminutas algas sostienen el 95% de las redes tróficas marinas y son responsables de más de 45% de la producción primaria neta del planeta (FALKOWSKY *et al.* 2004; SIMON *et al.* 2009). A partir de imágenes satelitales y los registros de transparencia del agua se ha determinado que la biomasa del fitoplancton y su producción ha disminuido en un 70% de los océanos del mundo (TAYLOR *et al.* 2012). Debido a su importancia, cualquier cambio a la estructura de esta comunidad tendrá importantes repercusiones en el ecosistema.

Los organismos del fitoplancton son susceptibles ante los cambios del ambiente, razón por la cual son considerados bioindicadores de contaminación, eutroficación y diferentes cambios en la columna de agua (PAERL *et al.* 2002; RAMÍREZ & BICUDO 2002).

En el oriente de Venezuela, numerosos investigadores han estudiado las variaciones espaciales y temporales del fitoplancton, relacionándolas con las variaciones ambientales (MARGALEF & GONZÁLEZ 1969; TRAVERS 1971, CALVO *et al.* 2018). Los estudios de la estructura de la comunidad fitoplanctónica en la costa de Paria, estado Sucre, son escasos y se refieren básicamente a observaciones puntuales. La mayoría de los trabajos han sido realizados en el golfo de Paria y áreas cercanas, pero muy pocos en la costa norte de la península de Paria, tal como lo demuestran los trabajos citados a continuación: MOIGIS & BONILLA (1985), estudiaron la productividad primaria del fitoplancton e hidrografía del golfo de Paria, Venezuela, durante la estación de lluviosa, y encontraron una época de gran productividad con tendencia al incremento hacia la desembocadura de los tributarios fluviales. FERRAZ-REYES (1992) realizó un estudio de fitoplancton de la zona de Cangua, donde determinó dominancia de diatomeas durante todo el estudio además de abundancias que oscilaron entre 3 y  $12,1 \cdot 10^2$  céls mL<sup>-1</sup>, mientras que la biomasa osciló entre nd-4,65 mg m<sup>-3</sup>. SÁNCHEZ-SUÁREZ & TRONCONE-OSORIO (1995), estudiaron el fitoplancton del golfo de Paria en relación a las variables ambientales. Se definieron tres capas de agua en relación al diagrama temperatura-salinidad, siendo la superficial proveniente del río Orinoco. SÁNCHEZ-SUÁREZ & TRONCONE-OSORIO (1994) estudiaron la diversidad y la equitabilidad del fitoplancton del golfo de Paria. Señalando que la microflora de Paria presenta un grupo de especies muy abundantes sobre las cuales recae el mayor peso de los índices de diversidad.

Más recientemente, en 2007, producto del auge de la exploración petrolera en esta región, se han realizado macro proyectos donde se ha estudiado el fitoplancton y los pigmentos en la zona. Se trata del proyecto de línea base Fachada Atlántica financiado por PDVSA, en este estudio se determinó la calidad de las aguas y la caracterización de la biota presente en esta región. En relación al fitoplancton y los pigmentos, los valores promedios fluctuaron en el intervalo 0,2 - 4,1 µg L<sup>-1</sup>. De los grupos fitoplanctónicos, las diatomeas representan el grupo taxonómico de mayor peso numérico para la comunidad.

RUEDA-ROA *et al.* (2018) señaló que el nororiente de Venezuela es la región pesquera más importante del país y del mar Caribe. La riqueza pesquera de la zona tiene su origen en la fertilidad causada por la surgencia de agua subsuperficial, la cual tiene marcada variación interanual que se observa en la producción primaria (MULLER-KARGER *et al.*

2004), hay otros factores como la descarga del ríos (Orinoco, Manzanares, Neveri, el agua de escorrentía, la resuspensión de sedimentos, las aguas servidas). BRISTOW *et al.* (2017) han señalado que la distribución del fitoplancton está relacionada con el enriquecimiento de nutrientes, la entrada de estos al sistema favorece el crecimiento del fitoplancton. Además de la riqueza biológica, está la riqueza del subsuelo marino, ya que el oriente de Venezuela, específicamente al sureste de la República de Trinidad y Tobago y al noreste del estado Delta Amacuro, se encuentran depositados 38 billones de pie cúbico de gas natural (MARTIN *et al.* 2007). Durante el proceso de exploración, explotación, procesamiento y transporte de estos hidrocarburos existe el riesgo de producir daños al ecosistema. En este sentido este estudio es importante para tener una fuente actualizada de los organismos base de la cadena trófica, ya que cualquier daño a este nivel, podría afectar los niveles tróficos inmediatos. En base a esto se planteó la siguiente hipótesis: La abundancia, biomasa fitoplanctónica, así como la estructura comunitaria del fitoplancton presentará diferencias a lo largo de la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela. Para constatar esta hipótesis se planteó el siguiente objetivo: estudiar la variación espacial y temporal de la abundancia de microalgas, estructura comunitaria y su relación con las variables ambientales determinadas en la costa del municipio Arismendi del estado Sucre, Venezuela.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Recolección y procesamiento de muestras

La toma de las muestras se realizó desde una embarcación tipo peñero, quincenalmente durante el período junio 2012 - julio 2013 y luego mensualmente de enero-octubre 2015. Las mismas fueron tomadas directamente de la superficie. La transparencia del agua se midió con un disco de *Secchi*; la temperatura se midió *in situ* con un termómetro ambiental; mientras que el oxígeno disuelto fue tomado en botellas de DBO preservadas y guardadas protegidas de la luz. Además, se recolectaron y almacenaron, muestras para la determinación de la concentración de nutrientes según la metodología clásica citada en el capítulo anterior.

Las muestras para la determinación de la abundancia y la composición fitoplanctónica fueron almacenadas en botellas plásticas (250 mL) y preservadas con formol al 4 % neutralizado con hexametilentetramina.

La abundancia microalgal se determinó por el método de sedimentación de UTERMÖHL (1958). Esta técnica consiste en colocar una muestra de agua, de volumen conocido, en una columna de sedimentación durante un tiempo no menor a 24 horas. Transcurrido este tiempo se procedió a observar la muestra con un microscopio invertido Wild Heerbrugg M40. Los organismos presentes en la muestra fueron contados con los objetivos de 10X y 40X.

La identificación de los organismos se realizó utilizando las claves taxonómicas de CUPP (1943), PERAGALLO (1965), SAUNDERS & GLENN (1969), REYES-VÁSQUEZ (1975), LA BARBERA (1993), SOURNIA (1986), BALECH (1988), SÁNCHEZ-SUÁREZ (1990, 1992 a,b; 1993), TOMAS ( 1997), BERÁRD-TERRIAULT *et al.* (1999). VAN DEN HOECK *et al.* (1995), SUBERO-PINO *et al.* 2002, 2004). Se determinó la abundancia de las especies (cels mL<sup>-1</sup>) con la siguiente fórmula:

$$\text{Abundancia (cels mL}^{-1}\text{)} = [\text{Sc}/(\text{sc.vc})]. \text{N}$$

Donde:

Sc = superficie de la cámara = 383,13 mm<sup>2</sup>

N = número de organismos contados

sc = superficie contada = N° de bandas x ancho de banda (mm) x 10 (mm)

vc = volumen de la cámara = 50 mL

ancho de la banda en 10X = 0,4 mm

ancho de la banda en 40X = 0,1 mm

La abundancia relativa se calculó como el porcentaje de la abundancia total. Tomando en cuenta su baja abundancia y frecuencia, las cianobacterias, clorofitas y euglenofitas se incluyeron en el grupo denominado “otros”. Dentro del grupo de los cocolitofóridos no fue posible diferenciar las especies *Emiliana huxleyii* y *Gephyrocapsa oceanica* ya que son organismos de pequeño tamaño; por tanto, los especímenes de ambas especies fueron agrupados como *Emiliana-Gephyrocapsa*. El ciliado *Myrionecta rubra* se incluyó junto con las microalgas debido a que contiene criptofitas endosimbiontes.

Se calculó la abundancia relativa de las especies dominantes según LOHMANN (1908 en SCHWOERBEL 1975) de acuerdo a la siguiente fórmula: Abundancia relativa:  $(n_i/4,19)^{0,33}$

Donde:

n = abundancia de la especie (i)

En relación a los índices ecológicos se utilizaron los de SHANNON-WIENER (1949): diversidad ( $H'$ ) y equitabilidad. Estos fueron calculados usando el paquete estadístico Multivariate Statistical Package (MVSP).

### **Análisis estadístico**

Se realizó un análisis de varianza no paramétrico para determinar el efecto del tiempo y de las estaciones sobre la abundancia y distribución del fitoplancton (JOHNSON & WILCHERN 1992). También se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Éste es un método de ordenación que explica la estructura varianza-covarianza de los datos mediante unas pocas combinaciones lineales de las variables originales. Las características principales de la disposición multidimensional original son mantenidas en el nuevo espacio definido, haciendo más fácil la interpretación de las posibles relaciones. Tales relaciones no son sencillas de explicar sin una reducción de la dimensionalidad. Este análisis fue realizado mediante el programa STATGRAPHICS CENTURION 5.1.

Los datos también fueron analizados mediante el método de ordenación Análisis Multidimensional No Paramétrico (MDS, siglas en inglés), usando la matriz de similaridad de Bray-Curtis de los datos transformados a raíz cuadrada (CLARKE & WARWICK 2001). La prueba de significancia para demostrar diferencias entre localidades y tiempo fue realizada utilizando el ANOVA SIMPLE (ANOSIM), que es una prueba de permutación aleatoria (CLARKE & WARWICK *op. cit.*). La evaluación de los taxa discriminantes, la cual brinda la contribución principal a la similaridad promedio entre grupos y localidades de muestreo fue realizada mediante el análisis de rutina SIMPER CLARKE (1993) usando el programa PRIMER V 5.2.

Finalmente se usó un análisis de gradiente interno para trazar los cambios temporales en la comunidad fitoplanctónica y examinar las relaciones entre la composición de especies y los factores ambientales. Se seleccionó el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC; CANOCO versión 4.5).

## RESULTADOS

En la zona costera del municipio Arismendi se halló un amplio intervalo de fluctuación en las variables biológicas: abundancia y biomasa fitoplanctónica, así como en la abundancia de los grupos fitoplanctónicos y las variables ecológicas Diversidad y equitabilidad durante los períodos 2012-2013 (Tabla 4) y 2015 (Tabla 5).

Tabla 4. Resumen de los estadísticos básicos de las variables físico-químicas y biológicas determinados en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante junio 2012- julio 2013.

	N	Promedio	Varianza	S	Mínimo	Máximo
Clorofila <i>a</i> ( $\text{mg m}^{-3}$ )	35	1,99	43,99	6,63	0	39,45
Feopigmentos ( $\text{mg m}^{-3}$ )	35	0,59	1,75	1,32	0	6,72
Abund.Total (cél $\text{s mL}^{-1}$ )	31	314	64923,7	254,80	8	1069
Diatomeas (cél $\text{s mL}^{-1}$ )	31	179	33758,0	183,73	1	807
Dinoflagelados (cél $\text{s mL}^{-1}$ )	31	22	1015,77	31,87	0	157
Cocolitofóridos (cél $\text{s mL}^{-1}$ )	31	7	216,35	14,71	0	69
Nanoflagelados (cél $\text{s mL}^{-1}$ )	31	102	11043,80	105,09	0	536
Otros (cél $\text{s mL}^{-1}$ )	31	4	91,04	9,54	0	39
Diversidad (bits $\text{ind}^{-1}$ )	31	2,33	0,51	0,71	0,81	3,43
Equitabilidad	31	0,65	0,03	0,16	0,29	0,86

N: Tamaño de la muestra; S: Desviación Estándar.

Tabla 5. Resumen de los estadísticos básicos de las variables físicas y biológicas determinados en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante enero-octubre 2015.

	N	Promedio	Varianza	S	Mínimo	Máximo
Transparencia (m)	36	3,93	2,24	1,49	1,2	9
Clorofila <i>a</i> ( $\text{mg m}^{-3}$ )	36	3,25	5,65	2,38	0,28	10,68



---

**Continuación de la Tabla**

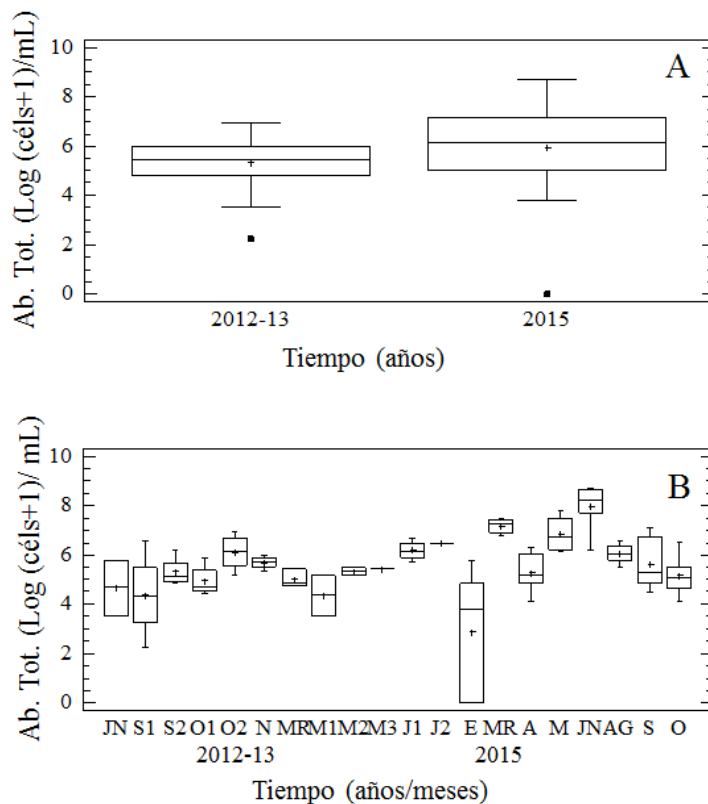
---

Feopigmentos ( <b>mg m<sup>-3</sup></b> )	36	1,40	1,73	1,32	0	6,58
Fito total ( <b>céls mL<sup>-1</sup></b> )	36	1059	2,53	1590,12	59	6024
Diatomeas ( <b>céls mL<sup>-1</sup></b> )	34	130	2,44	1562	7	5840
Dinoflagelados ( <b>céls mL<sup>-1</sup></b> )	34	43	1236,19	35,16	2	142
Cocolitofóridos ( <b>céls mL<sup>-1</sup></b> )	34	36	591,06	24,31	0	96
Nanoflagelados ( <b>céls mL<sup>-1</sup></b> )	34	96	6938,46	83,29	2	291
Otros ( <b>céls mL<sup>-1</sup></b> )	34	6	177	13,32	0	77
Diversidad ( <b>bits ind<sup>-1</sup></b> )	34	2,53	0,52	0,72	0,58	3,91
Equitabilidad	34	0,59	0,28	0,15	0,16	0,82

---

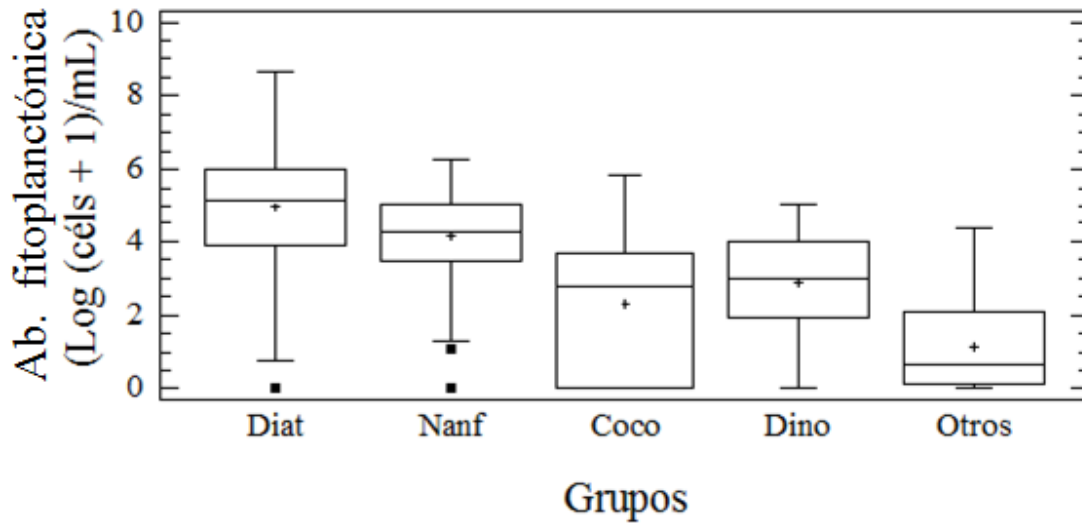
N: Tamaño de la muestra; S: Desviación Estándar.

Para un mejor ajuste al modelo lineal la variable abundancia fitoplanctónica total o por grupos, fue graficada como Log (Abundancia + 1). En cuanto a la abundancia total, ésta fue significativa por años y meses (K-S=1,49, KW=52,03; P<0,05; respectivamente), no así por localidades (KW=4,12; P>0,05). En relación con la variación interanual la menor abundancia promedio se detectó en 2012-13 (2,96 10<sup>2</sup> céls mL<sup>-1</sup>); mientras que el promedio máximo se halló en 2015 (9,90 10<sup>2</sup> céls mL<sup>-1</sup>; Fig. 13A). La abundancia mensual mostró los valores promedios mínimos y máximos en enero y junio 2015 (1.10<sup>2</sup> y 3,8 10<sup>3</sup> céls mL<sup>-1</sup>; respectivamente; Fig. 13B).



**Figura 13. Variación de la abundancia fitoplanctónica total (Log (céls + 1)/ mL) medidos en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero – octubre 2015. A. Variación anual; B. Variación mensual.**

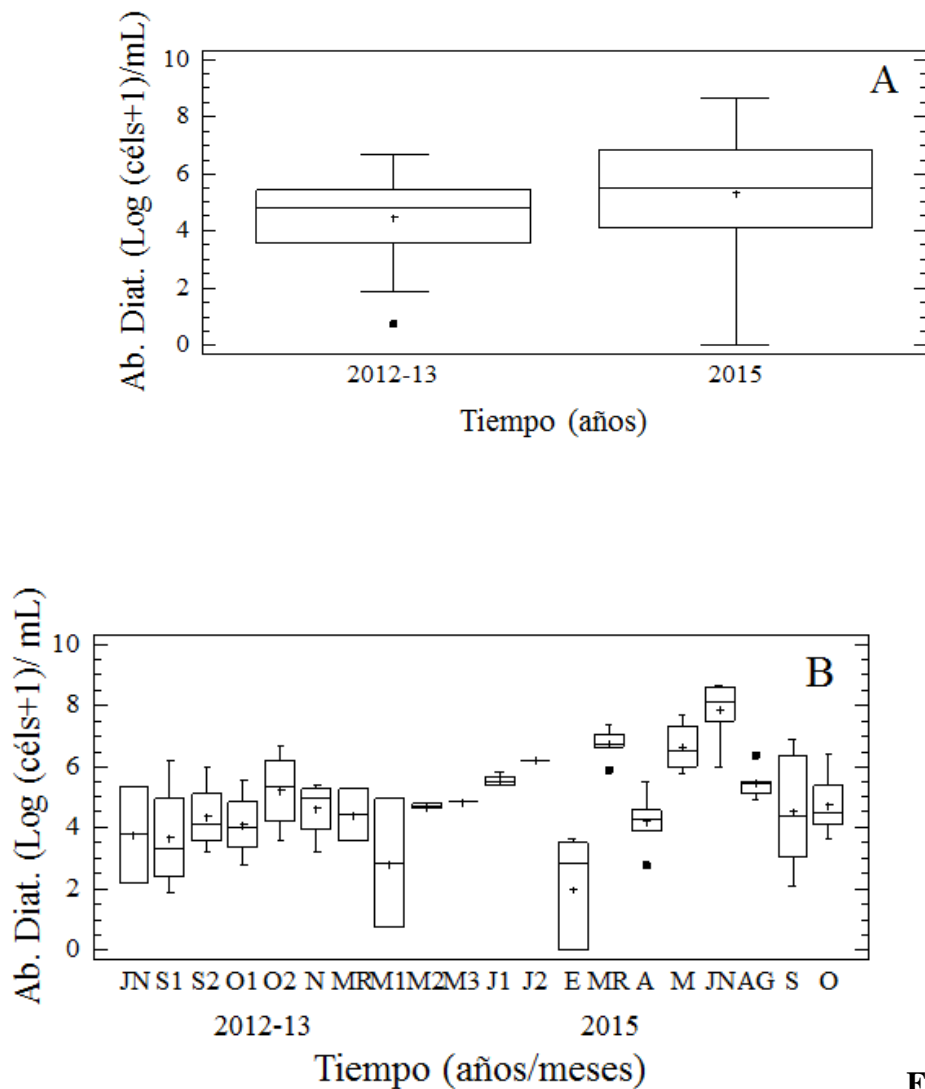
El anova no paramétrico de KW detectó diferencias significativas entre los grupos (KW=190,18; P<0,05). La abundancia de los grupos fitoplanctónicos en orden de importancia en la zona del municipio Arismendi es como sigue: diatomeas > nanoflagelados > dinoflagelados > coccolitofóridos > “otros” (Fig. 14). Las diatomeas constituyeron el grupo más abundante en toda la zona (Fig.14).



**Figur**

**a 14. Variación de la abundancia (Log (cél + 1)/mL) de los principales grupos fitoplanctónicos presentes en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela, durante el período 2012-13 y 2015. Diat. Diatomeas, Nanf. Nanoflagelados, Dino. Dinoflagelados, Coco. Cocolitofóridos y Otr. Otros.**

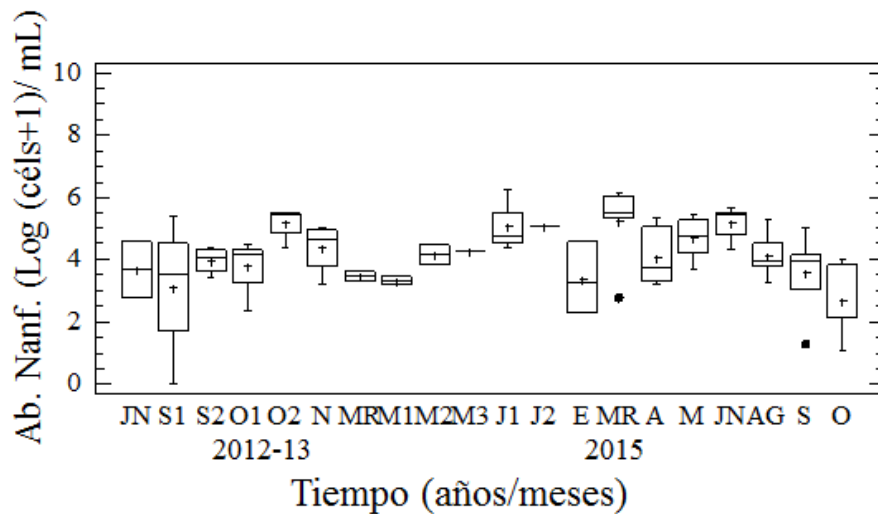
La abundancia de diatomeas exhibió diferencias significativas en años y meses (K-S=1,49, KW=50,45; P<0,05; Fig. 15A, B; respectivamente), no entre localidades (KW=4,94; P>0,05; Fig. 15C ). Temporalmente en 2012-13 y 2015 se detectaron los promedios más bajo y más alto ( $1,67 \cdot 10^2$  y  $7,98 \cdot 10^2$  céls mL<sup>-1</sup>; respectivamente). Con respecto a los meses estudiados, en enero y junio 2015 se asociaron a los promedios mínimo y máximo ( $1,7 \cdot 10^1$  y  $50,3 \cdot 10^1$  céls mL<sup>-1</sup>, respectivamente; Fig. 15B).



**Figura 15.**

**Variación de la abundancia de Diat: diatomeas (Log (cél + 1)/mL) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual, B, variación mensual.**

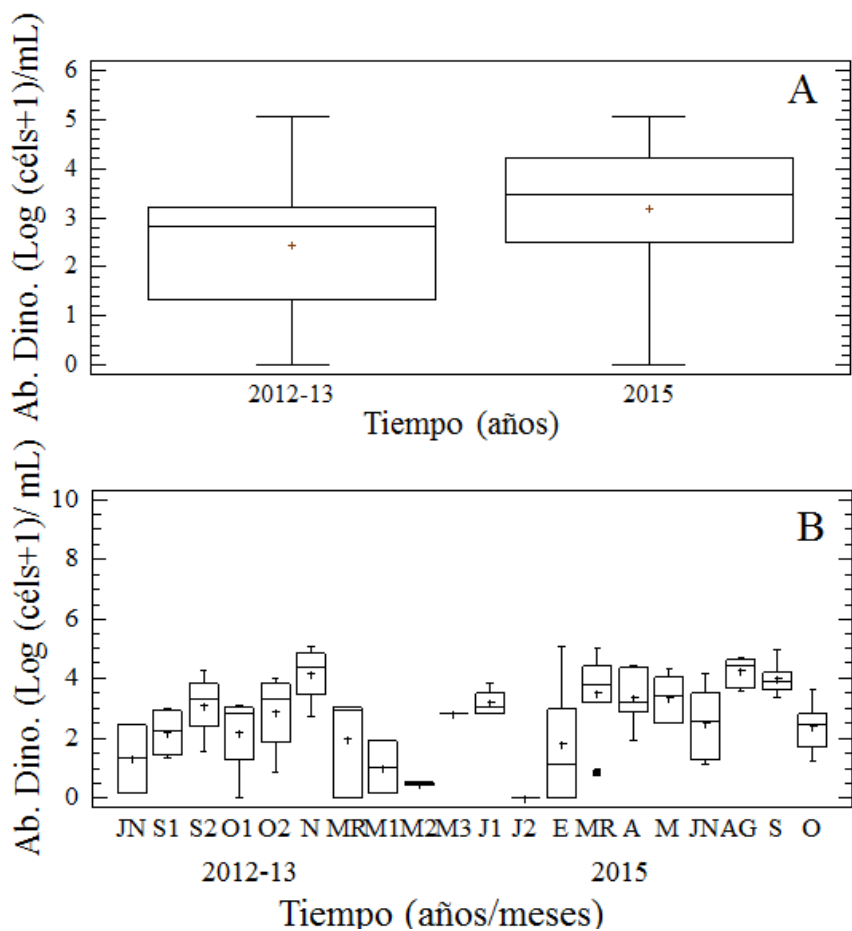
El grupo de los nanoflagelados presentó diferencias sólo entre meses (KW=36,98;  $P < 0,05$ ; Fig. 16A). No se detectaron diferencias significativas entre años ni localidades (K-S=0,849, KW=3,179;  $P > 0,05$ ; respectivamente). La abundancia mínima y máxima mensual fue detectada en octubre y marzo 2015 ( $2,3$  y  $26,3 \cdot 10^1 \text{ cel mL}^{-1}$ , respectivamente; Fig. 16).



**Figura 16.**

**Variación mensual de la abundancia de Nanf: nanoflagelados (Log (cél+s + 1)/mL) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015.**

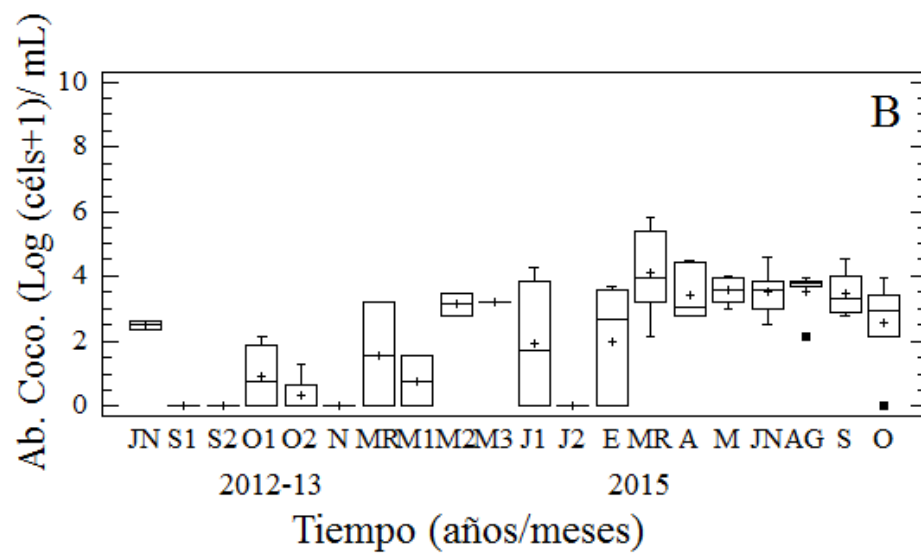
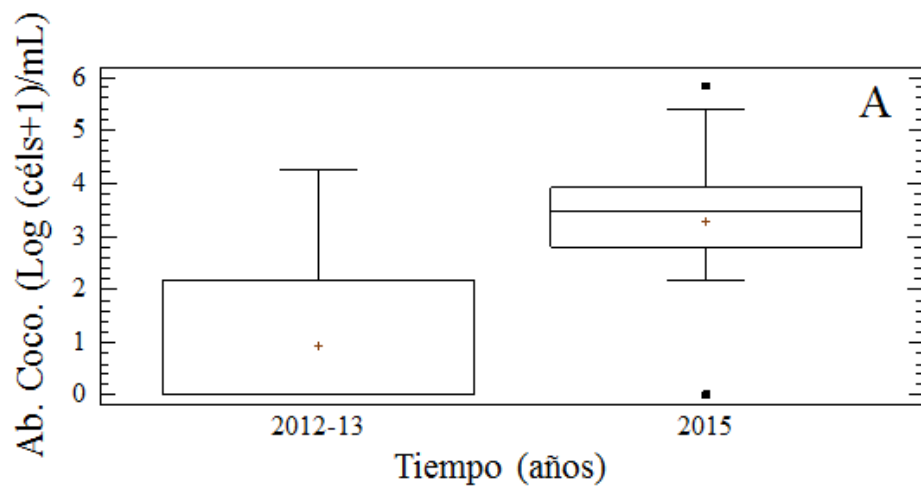
Los dinoflagelados variaron significativamente con respecto a los años y meses (K-S= 49, KW=38,18; P<0,05, respectivamente. Figs. 17A,B); mientras que no fue significativa la variación entre localidades (KW= 4,33 P>0,05). Los valores mínimos y máximos de la abundancia de dinoflagelados fueron hallados en 2012-13 y en 2015 ( $2,4$  y  $4,3 \cdot 10^1$  céls mL<sup>-1</sup>; Fig. 17A). Mensualmente, la abundancia de dinoflagelados varió en el intervalo ND -  $8,2 \cdot 10^1$  céls mL<sup>-1</sup>, en julio 2013 y noviembre 2012, respectivamente (Fig. 17B)

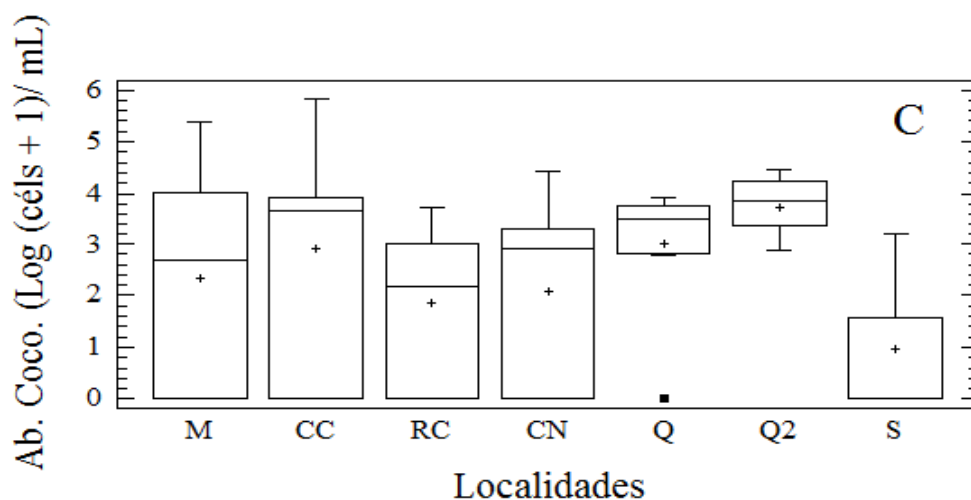


**Figura 17. Variación**

**de la abundancia de Dino: dinoflagelados (Log (cél + 1)/mL) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual.**

El grupo formado por los cocolitofóridos varió significativamente entre años, meses y localidades (K-S=3,169, KW=50,42 y KW=17,84;  $P < 0,05$ ; Figs. 18A,B y C). El período 2012-13 presentó la abundancia mínima ( $7 \text{ céls mL}^{-1}$ ); mientras que 2015 presentó el promedio más alto ( $4,4 \cdot 10^1 \text{ céls mL}^{-1}$ ). Mensualmente, la abundancia mínima de cocolitofóridos se halló durante los meses del año 2012-13 (nd; en octubre 2012), mientras que durante los meses de 2015 se detectó el máximo de cocolitofóridos ( $1,15 \cdot 10^2 \text{ céls mL}^{-1}$ ) en marzo de 2015. En relación con las localidades, Sipara presentó la abundancia promedio mínima ( $4,97 \text{ céls mL}^{-1}$ ) y la localidad de Los Cocos la abundancia promedio máxima ( $59,62 \text{ céls mL}^{-1}$ ; Fig. 18C).





**Figura 18.**

**Variación de la abundancia de cocolitofóridos (Log (cél + 1)/ mL) medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual; C, localidad.**

El inventario florístico global en la zona costera del municipio Arismendi permitió identificar 204 especies de microalgas, a saber: diatomeas 102 especies, dinoflagelados 76 especies, cocolitofóridos 8 especies y el grupo denominados “otros” que incluye: 9 especies de cianobacterias, 3 especies de clorofitas, 3 especies de euglenofitas y 3 dictiocoficeas. Esta cifra es menor que la real, dado que varias especies fueron agrupadas bajo la figura de “nanoflagelados” y “dinoflagelados desnudos”. El grupo de las especies “residentes” comprendió 82 taxones en total. De estos, 43 taxones estuvieron presentes en ambos períodos; mientras que 31 especies fueron detectadas sólo durante 2015 (Tabla 6) y sólo 8 durante el período 2012-13 (Tabla 6). Durante el período 2012-13, las especies más abundantes y frecuentes fueron: Nanodiatomeas céntricas, dinoflagelados desnudos, *P. gracile*, *N. longissima*, *Chaetoceros* sp., *R. setigera*, *S. trochoidea*, *Emiliana*+*Gephyrocapsa*, *Pseudo-nitzschia* sp., *R. imbricata*, *T. nitzschioides*, *E. gymnastica* y *P. pungens* (Tabla 6). En el 2015, las especies más abundantes y más frecuentes fueron: dinoflagelados desnudos, *S. trochoidea*, *T. nitzschioides*, *E. gymnastica*, nanodiatomeas céntricas, *P. pellucidum*, *Emiliana* + *Gephyrocapsa*, *N. longissima* y *P. pungens* (Tabla 6).



Tabla 6. Lista de especies residentes (presentes en más del 10% de las muestras identificadas) en la zona costera del municipio Arismendi, durante 2012-13 y 2015.

Especies Residentes	2012-13			2015		
	Fap	Fre %	Abs	Fap	Fre%	Abs
<i>Nanodiatomea céntrica</i>	17	48,57	358,85	31	65,96	2995,20
Dinoflagelado desnudo	16	45,71	310,98	40	85,11	1248,23
<i>Prorocentrum gracile</i> F.Schütt	16	45,71	89,30	6	12,77	16,61
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson) Ralfs	15	42,86	549,16	27	57,45	477,65
<i>Chaetoceros</i> sp.	15	42,86	203,83	15	31,91	399,35
<i>Rhizosolenia setigera</i> Brightwell	15	42,86	11,43	15	31,91	43,03
<i>Scrippsiella trochoidea</i> (F.Stein)				36	76,6	122,66
A.R.Loeblich III	14	40,00	200,33			
<i>Emiliania-Gephyrocapsa</i>	13	37,14	204,98	28	59,57	1176,49
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.	13	37,14	357,90	22	46,81	2637,70
<i>Rhizosolenia imbricata</i> Brightwell	13	37,14	13,44	5	10,64	2,95
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow)				34	72,34	189,44
Mereschkowsky	12	34,29	49,95			
<i>Eutreptiella gymnastica</i> Thronsen	12	34,29	5,45	31	65,96	89,17
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i> (Grunow ex Cleve) G.R.Hasle	12	34,29	227,84	25	53,19	1879,54
<i>Nanodiatomea pennada</i>	12	34,29	192,82	24	51,06	147,80
<i>Coscinosira polychorda</i> (Gran) Gran	12	34,29	814,15	15	31,91	257,72
<i>Proboscia alata</i> (Brightwell)				7	14,89	1,85
Sundström	12	34,29	16,02			
<i>Guinardia</i> sp.	12	34,29	69,08	5	10,64	125,54
<i>Leptocylindrus danicus</i> Schutt	11	31,43	203,14	22	46,81	303,72
<i>Guinardia striata</i> (Stolterfoth) Hasle	11	31,43	435,87	21	44,68	333,07
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg	9	25,71	3,41	10	21,28	24,93
<i>Guinardia delicatula</i> (Cleve) Hasle	8	22,86	147,60	20	42,55	485,49
<i>Chaetoceros pseudocurvisetus</i> Mangin	8	22,86	96,93			
<i>Prorocentrum mexicanum</i> Osorio-Tafall	8	22,86	68,07			
<i>Pseudo-nitzschia lineola</i> (Cleve) Hasle	7	20,00	114,78	24	51,06	1912,22
<i>Navicula</i> sp.	7	20,00	30,32	21	44,68	41,62
<i>Tripos lineatus</i> (Ehrenberg) F.Gómez	7	20,00	12,34	21	44,68	8,96
<i>T. furca</i> (Ehrenberg) F.Gómez	7	20,00	3,39	11	23,40	31,47
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg)				10	21,28	54,52
Reimann & J.C.Lewin	7	20,00	74,72			
<i>Hemiaulus sinensis</i> Greville	7	20,00	46,06			

---

**Continuación de la tabla**


---

Filamento de cianobacteria	7	20,00	2,26			
<i>Protoperidinium pellucidum</i> Bergh	6	17,14	2,78	30	63,83	25,14
<i>P. diabolus</i> (Cleve) Balech	6	17,14	5,25	16	34,04	14,29
<i>Chaetoceros decipiens</i> Cleve	6	17,14	42,36	8	17,02	74,28
<i>P. quinquecorne</i> (Abé) Balech	6	17,14	40,89	8	17,02	10,42
<i>Chaetoceros curvisetus</i> Cleve	6	17,14	69,11	7	14,89	165,43
<i>Akashiwo sanguinea</i> (K.Hirasaka) Gert Hansen & Moestrup	6	17,14	5,60	5	10,64	1,37
<i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow	6	17,14	149,05			
<i>Euglena</i> sp.	6	17,14	45,74			
<i>Hemiaulus hauckii</i> Grunow ex Van Heurck	6	17,14	12,39			
<i>Gyrodinium</i> sp.	5	14,29	8,18	18	38,30	32,21
<i>Thalassiosira</i> sp.	5	14,29	2,79	15	31,91	992,8
<i>Diplopsalis lenticula</i> Bergh	5	14,29	1,45	11	23,40	4,36
<i>Prorocentrum minimum</i> (Pavillard) J.Schiller	5	14,29	25,73	10	21,28	50,88
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W.Smith	5	14,29	12,10	7	14,89	6,23
<i>Thalassiosira rotula</i> Meunier	4	11,43	14,86	26	55,32	157,70
<i>Odontella aurita</i> (Lyngbye) C.Agardh	4	11,43	27,21	21	44,68	35,67
<i>Nitzschia</i> sp.	4	11,43	301,25	12	25,53	71,62
<i>Prorocentrum</i> sp.	4	11,43	17,46	6	12,77	1,63
<i>Protoperidinium</i> sp.	4	11,43	6,59	5	10,64	1,28
<i>Chaetoceros</i> sp.	4	11,43	284,78			
<i>Pleurosigma balticum</i> (Ehrenberg) W.Smith	4	11,43	1,44	5	10,64	0,91
<i>Gymnodinium</i> sp.				16	34,04	67,19
<i>Calcidiscus leptoporus</i> (G.Murray & V.H.Blackman) Loeblich Jr. & Tappan				16	34,04	233,71
<i>Ebria tripartita</i> (Schumann) Lemmermann				15	31,91	14,23
<i>Gymnodinium catenatum</i> H.W.Graham				15	31,91	23,79
<i>Emiliania huxleyi</i> (Lohmann) W.W. Hay & H.P.Mohler				14	29,79	372,92
<i>Asterionellopsis glacialis</i> (Castracane) Round				13	27,66	10978,01
<i>Thalassiosira subtilis</i> (Ostenfeld) Gran				13	27,66	2966,86
<i>Gyrodinium spirale</i> (Bergh) Kofoid & Swezy				12	25,53	7,11
<i>Protoperidinium oceanicum</i> (VanHöffen) Balech				11	23,40	3,86
<i>Oscillatoria</i> sp.				11	23,40	99,16

---

---

**Continuación de la tabla**

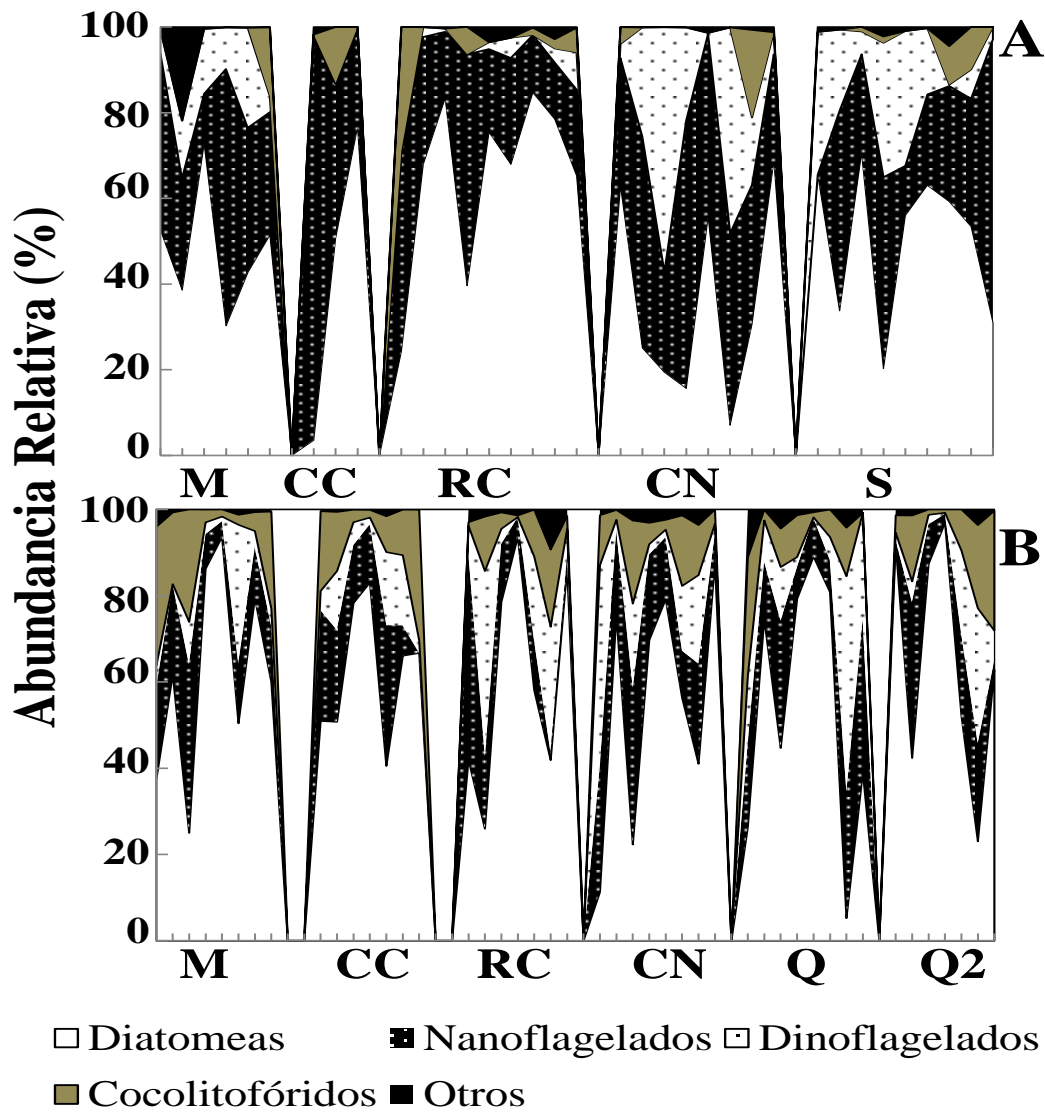

---

<i>Lauderia borealis</i> Gran	10	21,28	11,91
<i>Prorocentrum scutellum</i> Schröder	9	19,15	8,41
<i>Alexandrium</i> sp.	9	19,15	2,25
<i>Leptocylindrus</i> sp.	8	17,02	735,68
<i>Gyrodinium</i> sp.	8	17,02	6,17
<i>Calciosolenia murrayi</i> Gran	8	17,02	48,15
<i>Paralia sulcata</i> (Ehrenberg) Cleve	7	14,89	13,26
<i>Myrionecta rubra</i> Lohmann	7	14,89	19,88
<i>Chaetoceros subtilis</i> Cleve	6	12,77	229,13
<i>Diploneis crabro</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	6	12,77	1,78
<i>Skeletonema</i> sp.	6	12,77	1863,04
<i>Protoperidinium pentagonum</i> (Gran) Balech	6	12,77	5,25
<i>Calciopappus caudatus</i> K.R.Gaarder & Ramsfjell	6	12,77	155,81
<i>Protoperidinium claudicans</i> (Paulsen) Balech	6	12,77	0,82
<i>P. conicum</i> (Gran) Balech	6	12,77	2,10
<i>Thalassiothrix frauenfeldii</i> (Grunow) Grunow	5	10,64	5,69
<i>Prorocentrum lima</i> (Ehrenberg) F.Stein	5	10,64	0,86
<i>Closteriopsis</i> sp.	5	10,64	17,24
<i>Amphora</i> sp.	5	10,64	40,53
<i>Gonyaulax</i> sp.	5	10,64	1,524
<i>Prorocentrum rostratum</i> F.Stein	5	10,64	31,42

---

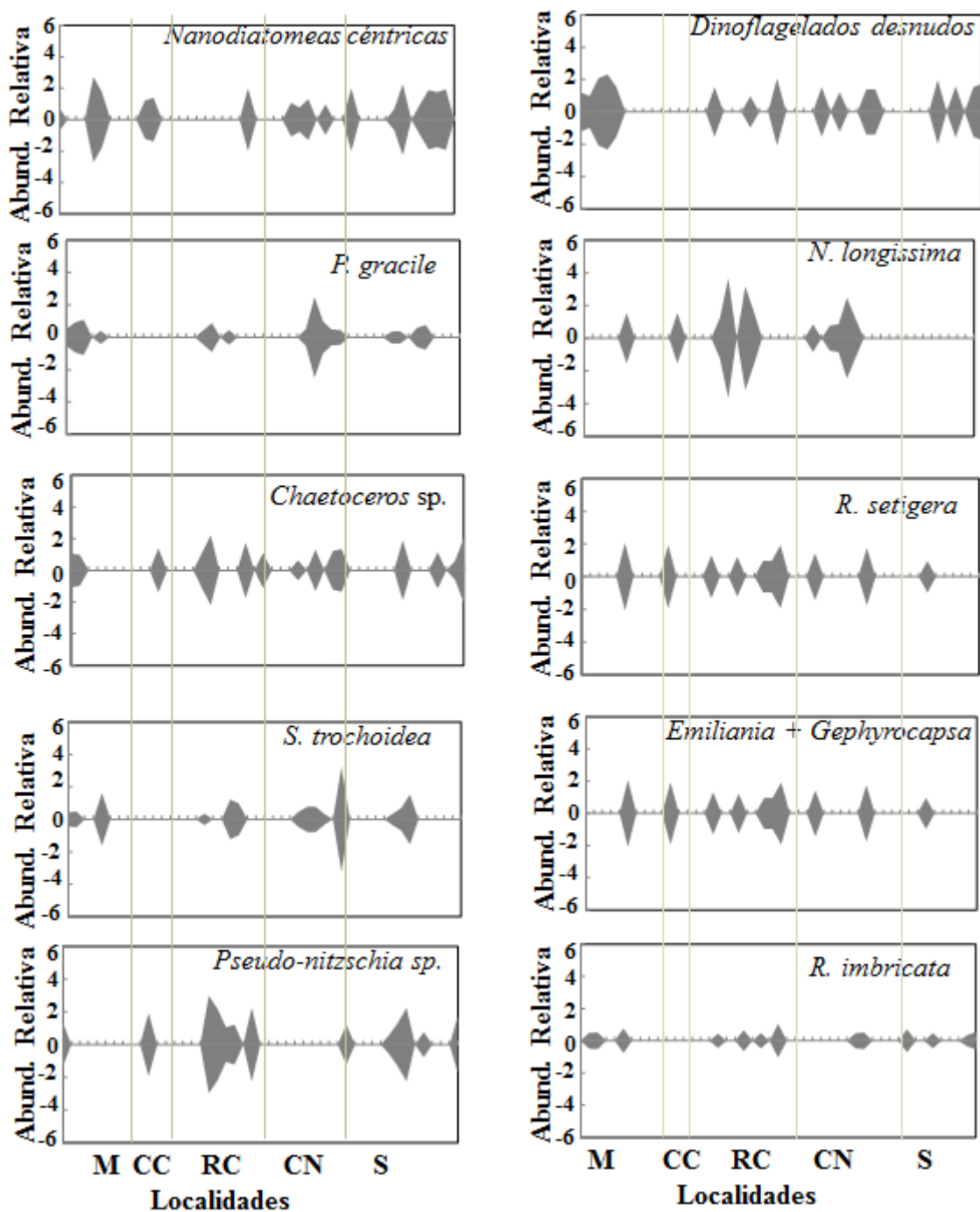
Fap. Frecuencia de aparición, Abs: Abundancia absoluta, Fre .Frecuencia relativa (%)

Durante 2012-13 y posteriormente en 2015 la flora diatomológica fue el grupo dominante en las localidades. Se excluye Cangua 2012-13 donde hubo codominancia con el resto de los grupos (Figs. 19A,B).



**Figura 19.** Abundancia relativa (%) de los principales grupos del fitoplancton en la zona costera del municipio Arismendi durante el período: (A) junio 2012-julio 2013 y (B) enero - octubre 2015.

Durante el período 2012-13 las especies dominantes según LOHMANN fueron: dinoflagelados desnudos, nanodiatomeas céntricas, *Chaetoceros* sp., *P. gracile*, *R. setigera*, *N. longissima*, entre otros. Esta última estuvo ausente en la localidad de Sipara (Fig. 20).



Fig

ura 20. Representaciones de Lohmann de las diez especies más frecuentes en la costa del municipio Arismendi, Sucre, Venezuela, durante el período junio 2012-julio 2013.

En el caso del período 2015, las especies dominante fueron: Dinoflagelados desnudos, *S. trochoidea*, *T. nitzschoides*, nanodiatomea céntrica, *E. gymnastica* y *P.*

*pellucidum* entre otros. Todas estas especies estuvieron presentes en todas las localidades (Fig. 21).

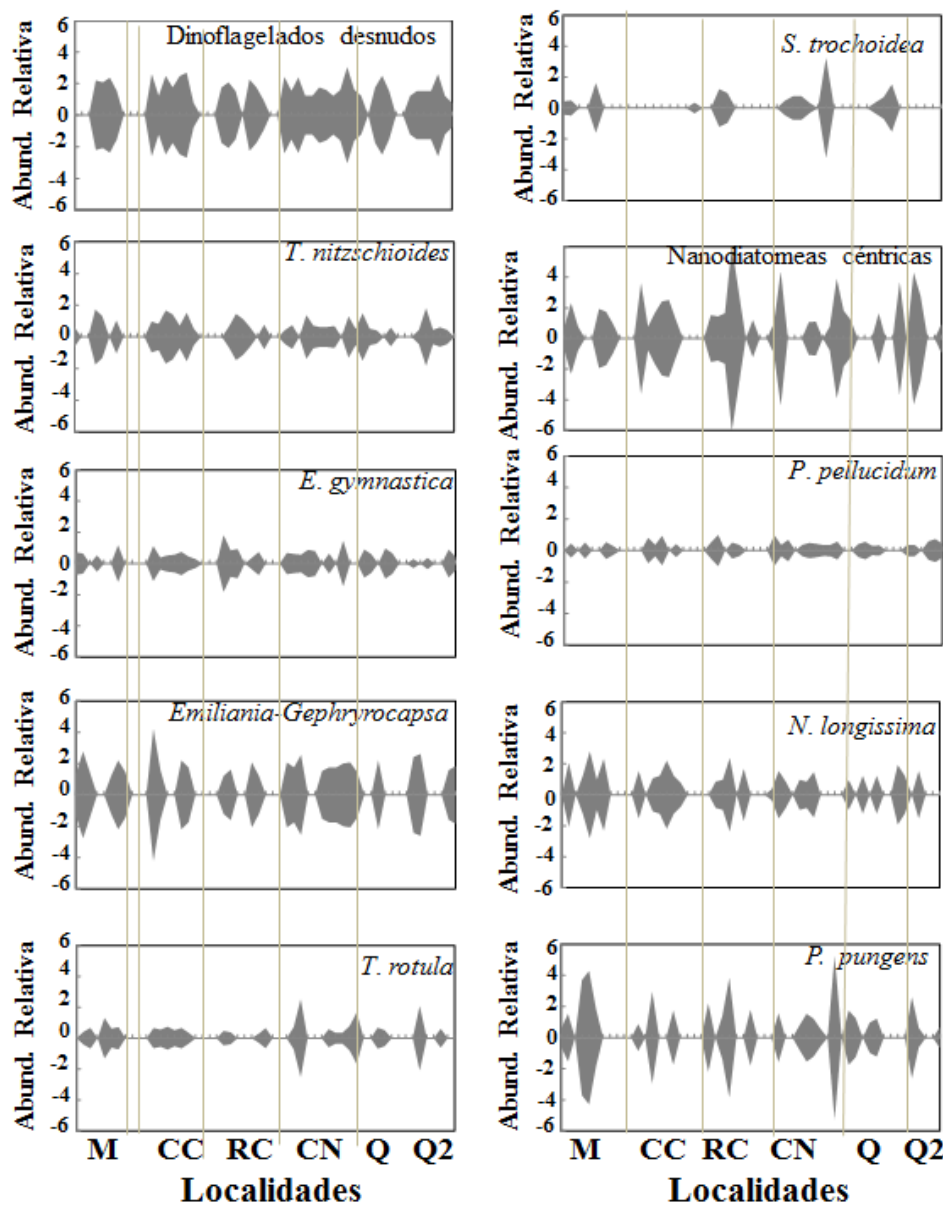
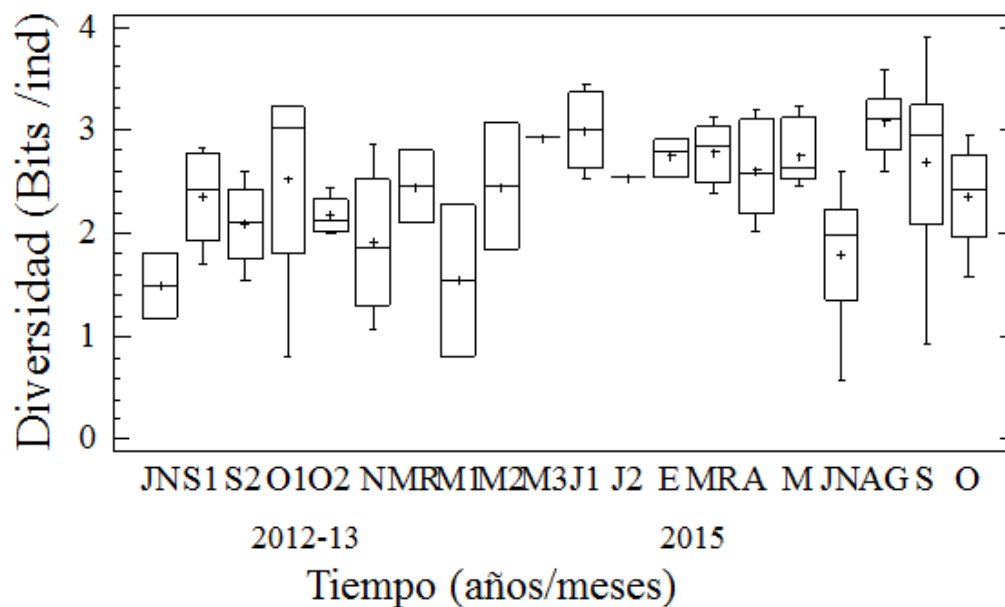


Figura 21. Representaciones de Lohmann de las diez especies más frecuentes en la costa del municipio Arismendi, Sucre, Venezuela, durante el período enero-octubre 2015.

En relación con las variables ecológicas, el primero de los índices aplicados fue el de diversidad de Shannon – Wiener. En la zona costera del municipio Arismendi la diversidad varió solo entre meses (KW=33,37,  $P < 0,05$ ). No se detectaron diferencias entre años (K-

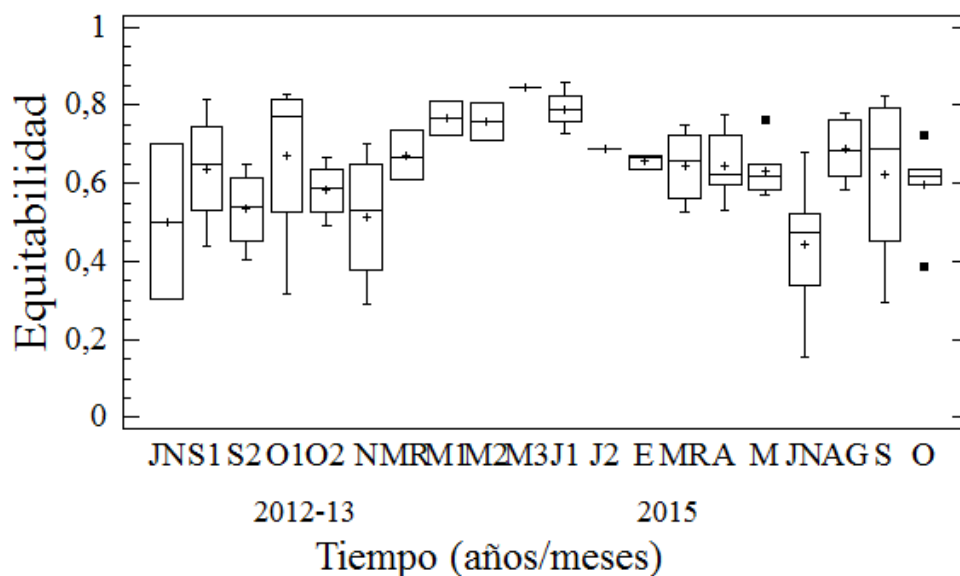
S=1,20;  $p>0,05$ ) y localidades (KW= 2,14,  $P>0,05$ ). El primer período de estudio (2012-13), se caracterizó por presentar los valores promedios mínimos y máximo en junio 2012 y al final de julio 2013 (1,50 y 2,99 bits  $\text{ind}^{-1}$ ; respectivamente; Fig. 22).



**Figura 22.**

**Variación mensual del índice de diversidad fitoplanctónica (Bits/ind) medido en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015.**

Estadísticamente la equitabilidad varió entre meses (KW= 31,12  $P<0,05$ ). No se detectaron diferencias significativas entre los años ni localidades (K-S=0,958, KW=7,4  $P>0,05$ ). Los meses de menor y mayor equitabilidad fueron: junio 2015 y mayo 2013 (0,44 y 0,77; Fig. 23).



**Figura 23.**

**Variación mensual de la equitabilidad fitoplanctónica medida en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015.**

Para determinar la estructura comunitaria durante los años estudiados en la zona costera del municipio Arismendi el Anova simple (ANOSIM) detectó un  $r$  global de 0,195 a un nivel de significancia estadística del 0,1 %, estableciendo diferencias estadísticas significativas en relación a la estructura de la comunidad fitoplanctónica durante los dos períodos estudiados (junio 2012- julio 2013 y enero-octubre 2015).

Para establecer las diferentes especies responsables de las diferencias o similitudes entre períodos, se aplicó la prueba SIMPER, la cual señaló que durante el primer período los dinoflagelados desnudos contribuyeron en 17%, le sigue *Pseudo-nitzschia* sp., (8,62 %), *N. longissima* (8,49 %), nanodiatomea céntrica (8,22 %), *Chaetoceros* sp. (8,01%). nanodiatomea pennada (6,05 %), *P. pungens* (5,58 %) y el cocolitofórido perteneciente al grupo *Emiliana-Gephyrocapsa*, entre otros, fueron las especies que más contribuyeron a las diferencias en la estructura comunitaria (Tabla 7). Por su parte en el 2015, las especies responsables de estas diferencias fueron: dinoflagelados desnudos (18,97 %) *Emiliana – Gephyrocapsa* (12,38 %), seguidos de las nanodiatomeas céntricas (8,31 %), *Pseudo-*

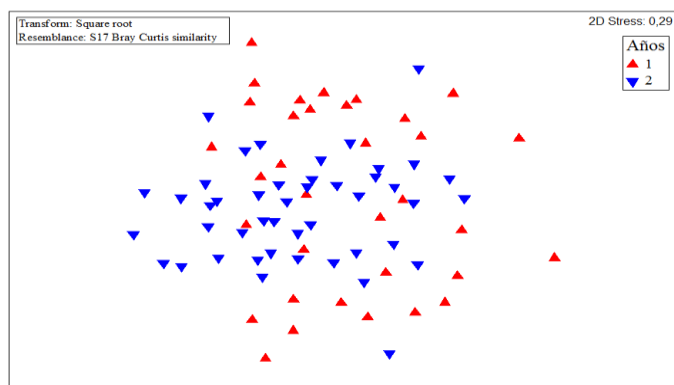


*nitzschia* sp. (1,73 %), *P. lineola* (7,01 %) y *S. costatum* (Tabla 7).

Tabla 7. Taxa discriminantes y porcentajes de similaridad de Bray-Curtis en la zona costera del municipio Arismendi durante los años 2012-13 y 2015.

<b>Especies</b>	<b>2012-13 (13,54 %)</b>		<b>2015 (21,27%)</b>	
<b>Dinoflagelado desnudo</b>	<b>17,69</b>	<b>17,69</b>	<b>18,97</b>	<b>18,97</b>
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.	8,62	26,31	7,73	47,40
<i>Nitzschia longissima</i>	8,49	34,80		
Nanodiatomea céntrica	8,22	43,02	<b>8,31</b>	<b>39,67</b>
<i>Chaetoceros</i> sp.	8,01	51,03		
Nanodiatomea pennada	6,08	57,11	3,58	72,06
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>	5,58	62,69	4,04	68,48
<i>Emiliania-Gephyrocapsa</i>	4,73	67,42	<b>12,38</b>	<b>31,35</b>
<i>Guinardia</i> sp.	4,09	71,51		
<i>Leptocylindrus danicum</i>	2,66	74,17	1,71	85,19
<i>Guinardia striata</i>	2,64	76,81	1,43	88,31
<i>Cyclotella</i> sp.	2,43	79,24		
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	2,28	81,52	0,96	90,59
<i>Chaetoceros</i> sp.	1,89	83,41		
<i>Pseudo-nitzschia lineola</i>	1,79	85,20	7,01	54,41
<i>Prorocentrum gracile</i>	1,68	86,88		
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	1,53	88,42	1,32	89,63
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	1,51	89,93		
<i>Coscinocira polychorda</i>	1,48	91,41		
<i>Skeletonema costatum</i>			5,04	59,45
<i>Nitzschia longissima</i>			4,99	64,44
<i>Guinardia delicatula</i>			2,80	74,86
<i>Asterionellopsis glacialis</i>			2,28	77,14
<i>Eutreptiella gymnastica</i>			2,22	79,36

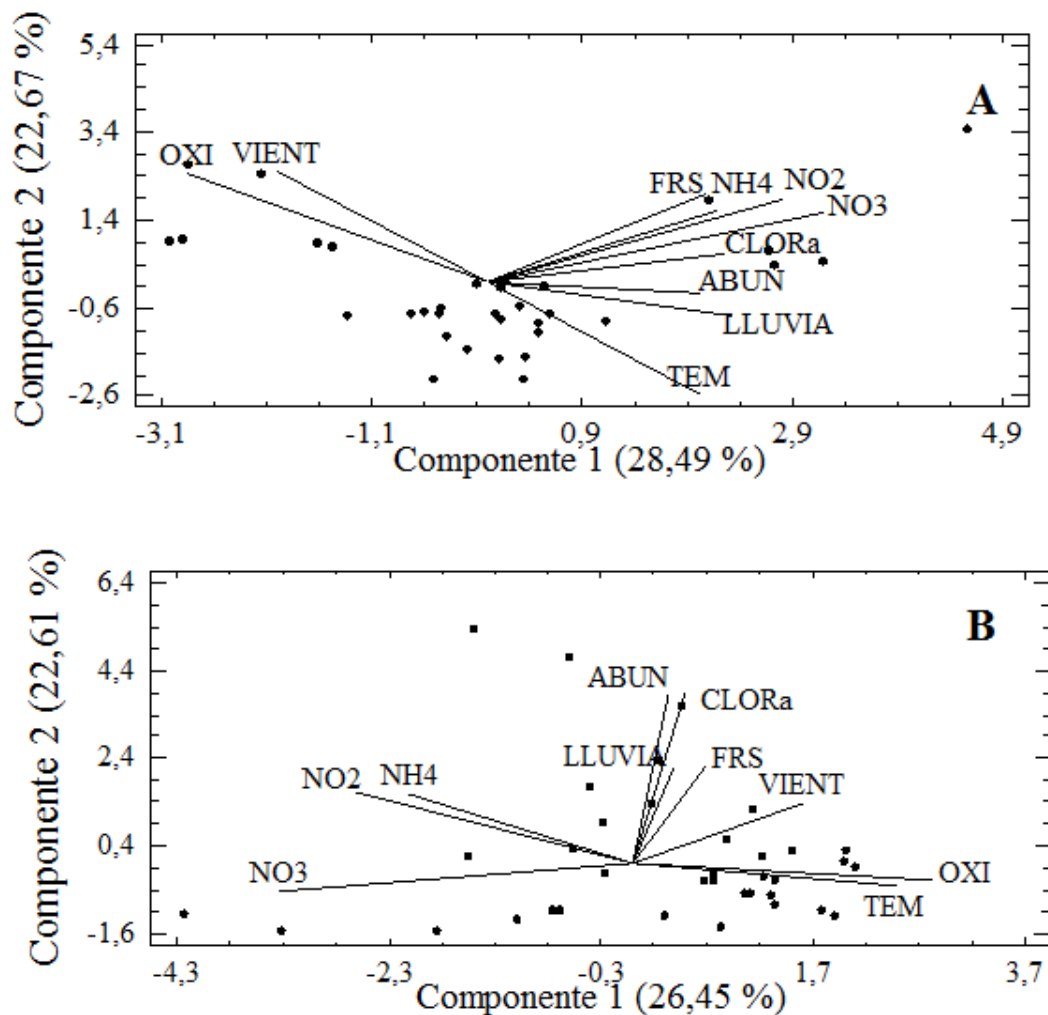
El método de ordenamiento MDS (estrés 0,29) no permitió una clara separación de los grupos de especies de acuerdo a los períodos de muestreo (Fig. 24). La mayor dispersión de los datos se observó durante el período 2012-13, en relación con el 2015. Esto, a pesar de que el Anosim detectó diferencias significativas entre ambos períodos estudiados, en relación a la estructura comunitaria.



**Figura 24. Ordenación MDS de las similitudes de Bray-Curtis de los datos transformados a raíz cuadrada de la abundancia de las especies en la costa del municipio Arismendi, Sucre, Venezuela, durante junio 2012 – julio 2013 y enero-octubre 2015.**

El ACP para el primer (2012-13) y segundo período (2015) de estudio extrajo 4 componentes que cuantifican un 79,82 y 83,66 % de la variabilidad de los datos; respectivamente. En el caso del primer período, el componente 1 (28,49 %) se correlacionó positivamente con: con nutrientes ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , y  $\text{NH}_4^+$ ), lluvia, *clor. a* y abundancia fitoplanctónica; siendo negativa con oxígeno disuelto y velocidad promedio del viento; las demás correlaciones son débiles. El componente 2 (22,67%) se correlacionó positivamente con velocidad promedio del viento, oxígeno disuelto y FRS. La correlación negativa fuerte fue con la temperatura del agua, las demás correlaciones fueron muy débiles (Fig. 25 A).

Para el 2015 el componente 1 (26,45 %) se correlacionó positivamente con: oxígeno disuelto, temperatura del agua y velocidad promedio del viento; mientras que la correlación fue negativa con  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ . Finalmente el componente 2 (22,61 %) se correlacionó de forma positiva con *clor. a*, abundancia, FRS y lluvia; siendo negativa temperatura y oxígeno disuelto (Fig. 25 B).



**Figura**

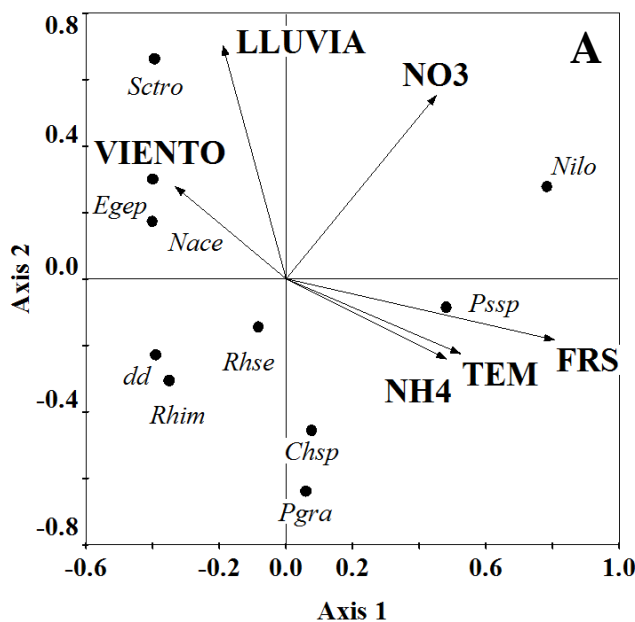
**25. Proyección ortogonal de algunas variables físico-químicas y biológicas en el espacio definido por los dos primeros componentes del ACP en la costa del municipio Arismendi durante: A. período 2012-13 y B. período 2015. Lluvia: Lluvia, Viento: velocidad promedio del viento, TEM, temperatura del agua; OXI, oxígeno disuelto; NH<sub>4</sub>, amonio; NO<sub>2</sub>, nitrito; NO<sub>3</sub>, nitrato; FRS, fósforo reactivo soluble; Clor. a, clorofila a; FEOP, feopigmentos; ABUND, abundancia total fitoplanctónica; DIV. Diversidad, EQUIT: equitabilidad.**

Tanto para el período 2012-13 y 2015, la prueba de Monte Carlo determinó diferencias significativas ( $F = 2,858$ ;  $F = 1,66$ ;  $P < 0,05$ ) los 4 ejes canónicos. Para el primer período los valores propios de los ejes 1 y 2 ( $\lambda = 0,182$  y  $\lambda = 0,040$ ) cuantificaron un 68 % de

la varianza acumulada en la relación especie-ambiente). La variable más importante fue la velocidad promedio del viento, a la cual se asoció el complejo de diatomeas *Pseudo-nitzschia* sp. En el segundo eje aparecen como variables importantes las lluvias y la concentración de  $\text{NO}_3^-$ . En este caso la especie *S. trochoidea* se asoció a las precipitaciones en la zona. El resto de las variables no se asociaron a ninguna de las variables (Fig. 26A).

El ACC para el período 2012-13 determinó que las variables que más influyeron en la estructura comunitaria fueron: FRS, temperatura superficial del agua y  $\text{NH}_4^+$ . El complejo *Pseudo-nitzschia* sp., se asoció al FRS. En el segundo eje canónico las variables más importantes fueron: lluvia y  $\text{NO}_3^-$ . En este caso *S. trochoidea* se asoció a lluvia y el complejo *Emiliana-Gephyrocapsa* y las nanodiatomeas céntricas se asociaron a la velocidad promedio del viento (Fig. 26 A).

Para año 2015 el ACC demostró que las variables más importantes fueron: la velocidad promedio del viento en el eje 1. A éste último se asociaron las diatomeas *P. pungens* y *T. nitzschoides*. En el eje 2 las variables determinantes en la estructura comunitaria fueron: la concentración de  $\text{NH}_4^+$  con el grupo de nanodiatomeas céntricas asociadas y la temperatura del agua y FRS se asociaron las especies dd, *E. gymnastica* y *S. trochoidea* (Fig. 26 B).



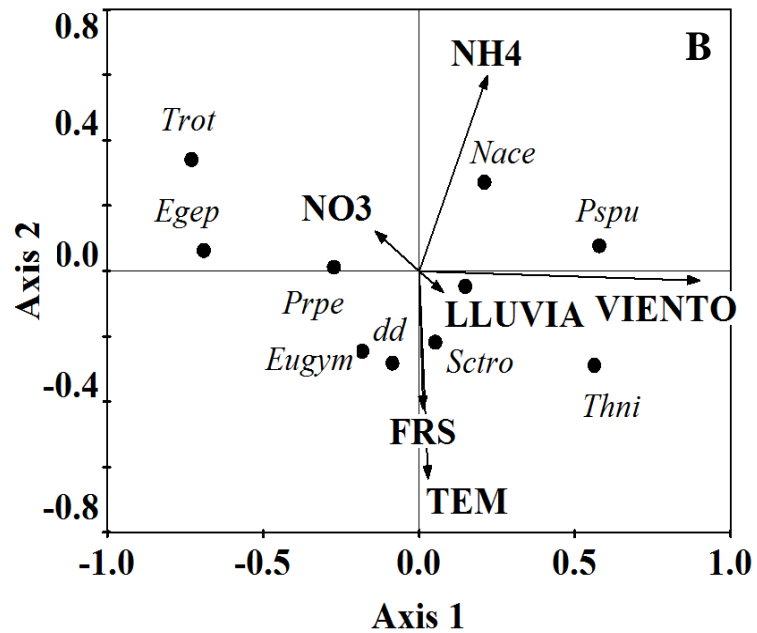


Figura 26. Proyección ortogonal del ACC entre las variables ambientales y los organismos más abundantes y frecuentes en la costa del municipio Arismendi durante: A:2012-13 y B. 2015. **LLUVIA, VIENTO**: velocidad promedio del viento, **TEM**: temperatura, **NH4**: amonio, **NO3**: nitrato, **FRS**: Fósforo reactivo soluble. **Chsp**: *Chaetoceros* sp., **Dd**: dinoflagelados desnudos, **Egep**: *Emiliana-Gephyrocapsa*, **Eugym**: *E. gymnastica*, **Nace**: nanodiatomea céntrica, **Nilo**: *N. longissima*, **Pgra**: *P. gracile*, **Pspu**: *Pseudo-nitzschia pungens*, **Rhim**: *R. imbricata*, **Rhse**: *R. setigera*, **Sctro**: *S. trochoidea*, **Prpe**: *P. pellucidum*, **Thni**: *T. nitzschiodes*.

## DISCUSIÓN

En la zona de estudio con frecuencia se observó la presencia de turbios, particularmente en las localidades de: el Morro, Río Caribe y Querepare<sup>2</sup>. En Cangua, aunque no se observó la presencia de turbios, en algunas oportunidades, se detectó la presencia de espuma y mucilago. En este sentido DOERING *et al.* (2016) señalan que las áreas más productivas como, por ejemplo, la costa peruana la comunidad de fitoplancton se compone generalmente de etapas sucesionales tempranas dominadas por diatomeas pequeñas (5-30  $\mu\text{m}$ ) con altas tasas de reproducción SIEBURTH *et al.* (1978), mientras que las etapas sucesionales posteriores se caracterizan por especies de mayor tamaño. Este cambio en la composición específica está estrechamente relacionado con la transición de condiciones de mezcla vertical a condiciones más estratificadas. VESNA (2008) señala que este grupo excreta cantidades importantes de materia orgánica visible como mucilago que rodea a la célula, percibiéndose espuma en el agua. En este sentido VESNA (*op. cit.*) señala que los agregados representan un ambiente favorable para el desarrollo secundario de diatomeas oportunistas que fomentan la formación de mucilago. FRAISSE *et al.* (2015) señalan que la presencia de mucilago y espuma, es también evidencia de pequeñas turbulencias

Durante los años estudiados, los valores mínimos y máximo de abundancia fitoplanctónica coinciden con los mínimos y máximos de Clor. *a*. Cabe destacar que los períodos de alta abundancia coincidieron con los meses de baja diversidad y una estructura comunitaria fitoplanctónica dominada por diatomeas. GONZÁLEZ *et al.* (2007), en un área de surgencia de la corriente de Humboldt (Chile) encuentran resultados similares y señalan que la turbulencia de la columna de agua en la capa superior, inducida por la surgencia estacional, contribuye directamente a un aumento estacional sustancial en la comunidad de microfitoplancton dominada por diatomeas.

La abundancia y riqueza de diatomeas en la zona es la responsable de la alta productividad biológica característica de la costa de Paria. ESTRADA 1972, ESTRADA & WAGENSBERG 1977, BASTERRETxea *et al.* 2020), abordaron la importancia de la hidrodinámica del agua en la composición del fitoplancton, y demostraron que la turbulencia

alta en nutrientes favorece el dominio de diatomeas (MARGALEF *et al.* 1979). La turbulencia puede regular la estructura de la comunidad de fitoplancton en los ecosistemas acuáticos al afectar la tasa de sedimentación y adquisición de nutrientes. Por lo tanto, la turbulencia actúa principalmente sobre el fitoplancton controlando su posición vertical (FRAISSE *et al.* 2015).

En cuanto al modelo de sucesión detectado en este estudio, éste se corresponde con lo descrito para la misma zona por FERRAZ-REYES (1992) y en otros bancos naturales de mejillones del oriente venezolano (FERRAZ-REYES 1976); además el de PIRELA-OCHOA *et al.* (2008); y también por el trabajo realizado en la misma zona durante la ejecución del proyecto Plataforma Deltana y Gran Mariscal de Ayacucho, donde se destaca la presencia de diatomeas como organismos dominantes. Sin embargo, difiere con lo reportado para aguas del golfo de Cariaco por CALVO-TRUJILLO *et al.* (2018), quienes encontraron que los cocolitofóridos *C. murrayi* y el complejo *Emiliania-Gephyrocapsa* formaron parte de los organismos dominantes.

Las especies más frecuentes no siempre fueron las más abundantes, tal es el caso de dinoflagelados desnudos, cuya frecuencia de aparición 62 %, mientras que su abundancia absoluta y relativa 75 céls mL<sup>-1</sup> y 2,44 %; respectivamente. El caso inverso sería el complejo *Emiliania-Gephyrocapsa* cuya frecuencia de aparición fue 57%, mientras que su abundancia absoluta y relativa fue mayor que el anterior (4,4.10<sup>2</sup> céls mL<sup>-1</sup> y 14,57 %; Tabla 7). Otro ejemplo sería la diatomea *A. glacialis* con una frecuencia de aparición de 13 % mientras que su frecuencia relativa y abundancia absoluta fueron: 28 % y 10,98.10<sup>3</sup> céls mL<sup>-1</sup>. *A. glacialis* es una especie comúnmente productora de floraciones en aguas costeras del sur de Brasil y de Uruguay (MÉNDEZ & FERRARI 2002, ODEBRECHT *et al.* 2002), que puede ser considerada beneficiosa pues constituye una importante fuente de alimento para la fauna litoral. Sin embargo, ZAVALA-CAMIN & YAMANAKA (1980) la han asociado a un evento de mortandad de peces en Itanhaém, Brasil; así mismo SUNESEN & ZAR (2007) señalan que ésta especie es uno de los componentes habituales del plancton en mares de Argentina y ha estado asociada a floraciones nocivas en los meses de febrero y marzo de 2000, produciendo un fenómeno similar al descrito para Uruguay. En esta trabajo su frecuencia es baja, pero ha sido productora de decoloraciones del agua durante junio 2015 en el Morro, Río Caribe, Cangua y Querepare.

Es necesario destacar que durante 2012-13 así como en el 2015 los organismos más abundantes y frecuentes fueron los de pequeño tamaño (nanoplancton); Estos resultados coinciden con los detectados por WOLLSCHLÄGER *et al.* (2015) y BERGESCH *et al.* (2008). Al respecto, WOLLSCHLÄGER *et al.* (2015) señala que el microfitoplancton ha sido identificado como el principal contribuyente a la biomasa, seguido por el nanofitoplancton. Estos autores demostraron que la contribución global del fitoplancton pequeño es mayor en áreas mar adentro y también en las áreas de mayor turbidez. BERGESCH *et al.* (2008) señalan que los nanoflagelados son dominantes en las áreas oceánicas bajo la influencia de las aguas tropicales, mientras comparten el dominio con las diatomeas y los dinoflagelados sobre la plataforma costera.

Durante los períodos estudiados se detectó comportamiento inverso entre la abundancia total fitoplanctónica y las variables ecológicas. Esto es característico de sistemas de surgencia. Es decir, en algunos casos, alta abundancia total fitoplanctónica mensual se corresponde con baja diversidad y equitabilidad (abundancia alta repartida entre pocas especies).

En cuanto al grupo de los cocolitofóridos es posible que las variaciones se deban más bien a cambios temporales y locales posiblemente debidos a cambios de pH del agua de mar. Al respecto, ALVITES-GUTIÉRREZ (2016) indicó que en aguas peruanas el grado de calcificación y distribución de cocolitofóridos está relacionado con la intensidad del afloramiento costero y la distribución de las masas de agua que modifican factores claves como la temperatura, pH, oxígeno y nutrientes. SOLÉ *et al.* (2016) señalan que los cocolitofóridos son un importante grupo funcional de fitoplancton caracterizado por su cubierta externa de escamas de calcita o cocolitos. Estos organismos tienen ciclos de vida haplodiplónticos muy complejos asociados con diferentes morfologías. FORTUÑO & ESTRADA (2013) mostraron como la alternancia de las etapas del ciclo de vida y la heteromorfología dan a los cocolitofóridos la capacidad de explotar diferentes nichos ecológicos en los ecosistemas marinos.

Ahora bien, los grupos constituidos por taxa heterogénea, como: nanoflagelados varió sólo entre meses; mientras que el grupo “otros” varió solo entre años. Tal vez por la misma naturaleza heterogénea de los grupos, posiblemente a su modo de nutrición, presencia



de flagelos y/o, emisión de mucilago, entre otros. Estas condiciones les permiten adaptarse a las condiciones turbulentas del medio. Según BERGESCH *et al.* (2008) los nanoflagelados (< 20  $\mu\text{m}$ ) son un grupo abundante y filogenéticamente diverso, autotrófico de rápido crecimiento y organismos heterotróficos que comúnmente dominan la comunidad microbiana (RAVEN 2000).

El ACP aplicado a las variables físicas, químicas y biológicas durante el 2012-13 (Fig. 25 A, B) reveló la influencia de las lluvias en el suministro de nutrientes en la zona. Esto coincide con la toma de muestras, ya que esto se inició durante la segunda mitad del año 2012, y corroborado también por la presencia de aguas cálidas en la zona. Estas condiciones influyeron en la estructura comunitaria fitoplanctónica la cual tuvo una abundancia y biomasa moderada. Inverso a estas condiciones se encuentra la velocidad promedio del viento, la concentración de oxígeno y las variables ecológicas. El ACC, señala entre las variables importantes que determinan la estructura de la comunidad fitoplanctónica los nutrientes y las lluvias; asociando al primer grupo las diatomeas: *N. longissima*, *Chaetoceros* sp., y el complejo de *Pseudo-nitzschia* sp.

Los resultados del ACP durante el 2015 constatan la alta productividad de la zona durante todo el año. En un principio la fertilización la produce la surgencia mientras que durante la época de lluvia la fuente de fertilización viene dada por las descargas del Orinoco tal como lo revelan las imágenes satelitales y los estudios recientes de JURY (2017) y RUEDA-ROA *et al.* (2018). En este sentido, GRIFFITHS & SIMPSON (1972), señalan que además de la surgencia costera (primera parte del año), en el período de calma se evidencia un segundo pulso de enriquecimiento, atribuido a la presencia de aguas provenientes de los ríos sudamericanos, que inundan la plataforma durante ésta época del año. Esto último también corroborado por JURY (2017) y RUEDA-ROA *et al.* (2018). En este caso el ACC señala entre las variables importantes en la estructura comunitaria la velocidad promedio del viento, abundancia y biomasa fitoplanctónica. Aquí las nanodiatomeas céntricas se asocian a clorofila, feopigmentos y  $\text{NH}_4^+$ . El hecho de que otras especies no se asociaran a ninguna de las variables estudiadas, pueden obedecer a diversos factores. Por ejemplo el modo nutrición y la presencia de flagelos en dinoflagelados desnudos, *S. trochoidea* y *E. gymnastica*. Eso le permite vivir en las condiciones imperantes en la zona.

# **CAPÍTULO III. ÁCIDO DOMOICO EN MEJILLONES P. PERNA, RELACIÓN CON LAS MICROALGAS DEL GÉNERO PSEUDO-NITZSCHIA, Y ALGUNAS VARIABLES AMBIENTALES EN LA COSTA DEL MUNICIPIO ARISMENDI, ESTADO SUCRE, VENEZUELA.**

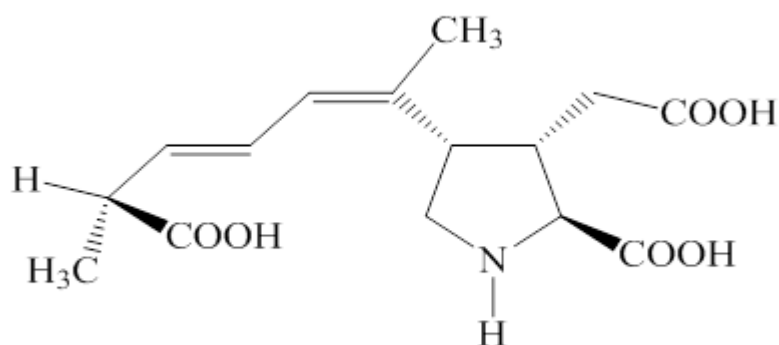
## **INTRODUCCIÓN**

Se ha determinado que las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* producen un compuesto neuroexcitatorio que interfiere con mecanismos de neurotransmisión, provocando daño a la célula neuronal y muerte celular, este compuesto es el ácido domoico (AD). Una potente neurotoxina producida naturalmente por varias especies de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* (LEFEBVRE & ROBERTSON 2010). Ésta toxina actúa como antagonista del glutamato y es excitotóxico en el sistema nervioso de vertebrados y otros órganos ricos en receptores glutamato. La exposición al AD ocurre durante la ingesta de moluscos contaminados que han acumulado la toxina cuando se alimentan filtrando microalgas tóxicas durante un florecimiento.

El AD es un compuesto natural perteneciente a la categoría de los cainoides, aislados de diversas fuentes marinas, incluidas macro y microalgas (WRIGHT & QUILLIAM 1995). La biotoxina también producida por algas unicelulares, que ocasionalmente pueden contaminar a organismos marinos filtradores (ÁLVAREZ & SANTIAGO 2006). Es un aminoácido cristalino, no proteico, soluble en agua con un peso molecular de 311 Da. Puede purificarse por diversos métodos cromatográficos y su detección se facilita por espectroscopia UV, por poseer un cromóforo fuerte.

La estructura del AD confirmada siguiente a la síntesis total, fue primero presentada por OHFUNE & TOMITA (1982). Contiene un anillo de prolina, un grupo imino y tres grupos carboxilos (Fig. 27). Estos últimos son responsables de la alta hidrofiliidad y polaridad de la molécula (WALTER *et al.* 1992). La estructura química es similar a la de otras neurotoxinas como el ácido kainico (AK) y ácido glutámico (Glu). El AD tiene muchos derivados, incluyendo ácido iso-domoico (iso-DAs) (designado A-H) y ácido epidomoico (ácido 5'-epidomoico; CLAYDEN *et al.* 2005). Desde la identificación de los Iso-DAs en *C. armata* (MAEDA *et al.* 1986), la producción de algunos de ellos ha sido confirmada en otras

diatomeas marinas incluyendo *Nitzschia navisvaringica* (ROMERO *et al.* 2011), *P. australis* (RHODES *et al.* 2006) y *P. seriata* (HANSEN *et al.* 2011). Algunas veces, se encuentran pequeñas cantidades de Iso-Das en plancton y mariscos (HOLLAND *et al.* 2005). Los isodomoicos también constituyen productos de degradación del AD formado bajo exposición a la radiación UV o calentamiento (WRIGHT & QUILLIAM 1995). Según ZABAGLO *et al.* (2016), los isómeros están presentes en el ambiente a concentraciones más bajas que el AD. Sin embargo, la afinidad de los isodomoicos a los receptores glutamato es aproximadamente 240 veces más bajas que el AD, esta afinidad está relacionada a la pérdida de los dos doble enlaces conjugados entre el grupos conjugados entre los átomos de carbono 1'-2' en la estructura molecular de iso-Das (HAMPSON *et al.* 1992). Por lo tanto, los isodomoicos no son un problema mayor a animales o humanos, en contraste con la toxina parental (MUNDAY *et al.* 2008).



**Figura 27.**

**Estructura del ácido domoico (Tomado de LÓPEZ-RIVERA *et al.* 2005).**

Se ha determinado que las señales ambientales que causan floraciones tóxicas de *Pseudo-nitzschia* spp. son complejas y pueden ser únicas en regiones de golfo, costa o mar abierto. Las presiones en la zona costera están relacionadas principalmente con: la densidad de población, turismo, urbanismos, industria, agricultura, pesca y el transporte marítimo. Sin embargo, otros factores como la morfología de la línea costera también deben tenerse en

cuenta cuando se trata de la presión (DURSUN *et al.* 2016).

El primer registro que se tiene de la intoxicación por AD ocurrió en noviembre de 1987, específicamente en la Isla *Prince Edward* (este de Canadá; WRIGHT *et al.* 1989). Este episodio produjo tres fallecidos y cientos de intoxicados. En dicho episodio tóxico el microorganismo fitoplanctónico implicado fue la diatomea *P. multiseriis* (PAN *et al.* 2001). A partir de allí la biotoxina ha sido detectada en casi todos los mares del mundo (TRAINER *et al.* 2012). Su amplia presencia ha sido atribuida a varios factores entre ellos la eutrofización.

A partir del evento de 1987, el incremento en frecuencia y la prevalencia de periódicos y repentinos florecimientos de algas tóxicas en aguas marinas se ha convertido en un problema creciente a nivel mundial. Sin embargo, antes de este evento, en 1961, aves marinas que se alimentan de peces en Capitola-California (CA), mostraron un extraño comportamiento atacando a humanos, chocando contra ventanas y rompiendo vidrios. Se pensó que las aves habían ingerido una toxina; posiblemente el AD, que es producido por múltiples especies de *Pseudo-nitzschia* y causó este evento en Capitola, CA (GRANT *et al.* 2010). Este evento dio origen al film denominado *The Bird*. Ya en 1967 se había determinado la estructura absoluta y la química de AD (TAKEMOTO *et al.* 1966).

Entre los numerosos incidentes de envenenamiento por AD destacan los sucedidos en: Estados Unidos (EE. UU.) de 1991 a 1993 en playas del estado de Washington, lo cual provocó el cierre de la pesca recreativa, comercial y playas. Además, las aves marinas que vivían cerca de la bahía de Monterey (California), mostraron un comportamiento inusual seguido de síntomas neurológicos. Las aves intoxicadas habían consumido anchoas contaminadas con AD (HEISLER *et al.* 2008, WALS *et al.* 1994).

En 1993 en Nueva Zelanda el AD fue detectado por primera vez en mariscos, mediante el seguimiento de toxinas dentro de programas de monitoreo de mariscos. Estudios de ARN ribosomal (rRNA) y de inmunoensayos de AD llevaron al descubrimiento de varias especies del género *Pseudo-nitzschia* que se relacionó con brotes específicos de AD (RHODES *et al.* 1998).

La prevalencia de AD, en Europa, ha sido reportada en mariscos de poblaciones naturales o cultivados en la costa de Portugal (VALE & SAMPAYO 2001), regiones mediterráneas de Francia (AMZIL *et al.* 2001), Italia (CIMINELLO *et al.* 2005), Isla del

Hombre, al noroeste de España, (BOGAN *et al.* 2007, LEIRA *et al.* 1998) y Grecia (KANIYOU *et al.* 2005). El monitoreo de la vieira real (*P. maximus*) en Irlanda reveló los niveles más altos de AD jamás registrados (2820  $\mu\text{g g}^{-1}$  de tejidos totales). Además, el 55% de las muestras estaban por encima del límite reglamentario (240  $\mu\text{g g}^{-1}$ ; JAMES *et al.* 2005). El informe de episodios de envenenamiento de AD de 2007 a 2008 fue documentado en el Museo de Historia Natural de Santa Bárbara. El cual reveló una gran intoxicación de leones marinos, delfines y aves con altos niveles de AD en aguas costeras. El primer informe de la observación de AD fue del plancton recogido con redes de 2010 a 2011 en las aguas costeras del mar de Marmara, Turquía. Se analizó la concentración de neurotoxina de algas mediante cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) utilizando técnica de derivación de fluorescencia de fluorenilmetoxicarbonilo (límite de detección 0,2  $\text{ng mL}^{-1}$ ; DURSUN *et al.* 2016). El análisis mediante HPLC reveló que la concentración de AD varió entre 0,96 y 5,25  $\mu\text{g mL}^{-1}$  (DURSUN *et al.* 2016). El primer caso de intoxicación AD se detectó en el puerto de Escocia en focas (*Phoca vitulina*) de muestras recolectadas entre 2008 y 2013. Esto ha traído una disminución de las poblaciones de animales en los últimos 15 años debido al consumo a través de la cadena trófica de peces contaminados. Esto se ha constatado con la presencia de AD en orina y heces de estos animales (JENSEN *et al.* 2015).

En Australia entre 2012 y 2013 las recolecciones anuales de abulón representaron el 80% de la producción pesquera australiana y se determinó bajos niveles de AD, incluso por debajo de los límites regulatorios (MALHI *et al.* 2014). En Malasia durante 2015 se registró el primer informe de detección de AD en mariscos. Esto se llevó a cabo en cultivos en jaulas dos sitios en el estrecho de Tebrau, Johor, Malasia. Cultivos de *Nitzschia* y *Pseudo-nitzschia* de aguas estuarinas se analizaron mediante Análisis de espectrometría (UV) ultravioleta HPLC y confirmado mediante cromatografía líquida-espectrometría de masas (LC-MS). Se detectó cepa tóxica de *Nitzschia navis-varingica* con un contenido de toxina de 1,8  $\text{pg cél}^{-1}$ . a una salinidad de 28 PSU (SURIYANTI & USUP 2015).

También en 2015, el incidente de floración *Pseudo-nitzschia* más extendido fue documentado en la costa del Pacífico desde California hasta Alaska. En este se registraron altos niveles de AD en mariscos, lo que resultó en extensos cierres de cosecha de mariscos y la muerte de numerosos mamíferos marinos (SAEED *et al.* 2017).

En América del Sur, la toxina se ha encontrado en mares de Argentina, Brasil, Chile y Uruguay, aunque no en el mar peruano (ÁLVAREZ & SANTIAGO 2006, TENORIO *et al.* 2016). Sin embargo, TENORIO *et al.* (2018) aislaron y cultivaron células de *Pseudo-nitzschia* de bahía Paracas e identificaron a *P. multistriata*, la concentración de AD en la muestra fue cuantificada usando un Dionex HPLC 3000, acoplado a un Orbitrap Q Exactive Focus espectrofotómetro de masa por medio de una fuente HESI II (Thermo Fisher Scientific) siguiendo el método DE LA IGLESIA *et al.* (2008) con diferentes condiciones cromatográficas, y determinaron cantidades de AD en el intervalo 0,004-0,01pg cel<sup>-1</sup>. Este hecho lo convierte en el primer reporte de AD en aguas peruanas. LEFEBVRE & ROBERTSON (2010) y TRAINER *et al.* (2012) no incluyen a Venezuela entre los países suramericanos con registro epidemiológicos de intoxicación por AD. Estos resultados demuestran que la biotoxina está apareciendo paulatinamente en casi todos los mares del mundo, atribuido a varios factores entre ellos la eutrofización (PAERL *et al.* 2006, SAEED *et al.* 2017).

En cuanto al AD, en nuestro país no existen estudios epidemiológicos. Lo reportado en la literatura corresponde a descripciones de eventos tóxicos y de casos aislados de veneno paralizantes por consumo de moluscos (VPM) (PSP, Paralytic shellfish poisoning, siglas en inglés). En este sentido, ROJAS-ASTUDILLO *et al.* (2002), utilizando muestras de mejillones verdes (*P. viridis*) y ostras (*Crassostrea* sp.), en localidades venezolanas y trinitarias, evaluaron y optimizaron la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC; siglas en inglés), con previa oxidación, logrando la separación de importantes pares de toxinas paralizantes (SXT/NEO, GTX1,4/GTX2,3) determinando variación en la resolución y altura de los picos de los productos de oxidación de esas toxinas. Además, encontraron contaminación por VPM en las muestras, pero las concentraciones estuvieron por debajo de los límites permisibles. Demostrando, además, que el método de reacción pre columna provee una información rápida acerca de la composición de las toxinas. Por su parte, LA BARBERA *et al.* (2004) estudiaron un turbio en la isla de Margarita, específicamente en Manzanillo y Guayacán, entre agosto y octubre 1991. CHANG YEN *et al.* (2006) y GARCÍA-MARCANO *et al.* (2021) también utilizan HPLC con detector de fluorescencia para la determinación de VPM en bivalvos de la zona. Bajo este contexto se hace necesario un estudio en la zona de bancos naturales de mejillón *P. perna* (L.), existentes en la costa del

municipio Arismendi, donde además de la pesquería, este recurso constituye una de las fuentes alternativas de proteínas en la zona, así como un recurso que se explota con fines comerciales para satisfacer las demandas del municipio y gran parte del país.

En costa norte del estado Sucre, existen numerosos bancos naturales de moluscos. Estos organismos utilizan como fuente de alimentación al fitoplancton. Cabe destacar que las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* forman parte importante del fitoplancton de las aguas del oriente de Venezuela (FERRAZ-REYES 1992, PIRELA-OCHOA *et al.* 2012, CALVO-TRUJILLO *et al.* 2018). La presencia de especies de algas tóxicas pueden indicar que la toxina es de esperarse en períodos de floraciones de algas y que los productos pesqueros deberían ser sometidos a procedimientos analíticos. Por lo tanto se supone que la concentración de AD estará relacionada con la presencia de las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* presentes y su abundancia a lo largo de la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela. Para contrastar esta hipótesis se planteó el siguiente objetivo: Analizar la variación espacial y temporal del ácido domoico obtenido mediante cromatografía Líquida de Alto Rendimiento con detector UV (CLAR-UV), presente en los extractos de fitoplancton y moluscos, relacionándolo con abundancia de *Pseudo-nitzschia* presente en la zona.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Recolección y procesamiento de muestras**

La toma de las muestras se realizó desde una embarcación tipo peñero, durante el período junio 2012 - julio 2013 y luego de enero-octubre 2015. Las mismas fueron tomadas mensualmente, directamente de la superficie, en el caso de las de ácido domoico particulado; mientras que las de mejillones fueron tomadas mediante buceo a una profundidad aproximada de 3 m.

### **Determinación cuantitativa de ácido domoico**

Se utilizó el protocolo de extracción sugerido por el LABORATORIO DE TOXINAS MARINAS DE LA UNIVERSIDAD DE CHILE (2010) - Sede Santiago (Código: LTMS-10-03P). El método está basado en la extracción de ácido domoico desde el tejido de moluscos, con una mezcla de metanol:agua (1:1), para análisis por técnica HPLC con un detector UV con arreglo de diodos. El cálculo de la concentración de la toxina se basó en una curva de calibración usando un estándar certificado (National Research Council Canada).

#### **a). Preparación de muestras biológicas**

Se colectaron alrededor de 200 g de tejido comestible, usando al menos 12 ejemplares por muestra, y se procedió a limpiar las valvas con abundante agua fresca y luego a la apertura de las valvas cortando el músculo aductor. Se enjuagó el interior con agua fresca para remover la arena seguida de la separación de la carne de la concha por ruptura del músculo aductor y tejido conectivo de la bisagra. Se abrieron las valvas tratando de minimizar daño al cuerpo del molusco. El material colectado fue colocado en bolsas con cierre hermético, pesado y guardado en el congelador hasta el momento del análisis.

#### **b). Extracción del ácido domoico en las muestras de moluscos y fitoplancton**

Se homogeneizaron 50 g del tejido (del pool de 12 individuos). Luego, se tomaron 4 g del homogenizado y se mezclaron con 8 ml metanol:H<sub>2</sub>O (1:1). La mezcla fue homogenizada nuevamente durante 1 a 2 minutos y se procedió a centrifugar por 10 min a



30 000 rpm en una centrifuga refrigerada (Eppendor Modelo 5702R). Se tomó 1 mL del sobrenadante, el cual fue centrifugado durante 10 min a 10.000 rpm. Posteriormente, se diluyó 0,5 mL del extracto con 2 mL de H<sub>2</sub>O desionizada.

Para la extracción de ADp, se tomaron los filtros con el material filtrado y fueron colocados en tubos con 8 ml de una solución metanol:agua (1:1), se sonicaron y luego centrifugados en una centrifuga refrigerada (Eppendor Modelo 5702R) procediéndose como en el paso anterior.

### **c). Condiciones cromatográficas**

Se utilizó una columna cromatográfica Hypersil ODS Supelco de acero inoxidable C-18 para fase reversa, de 150 por 4,6 mm de diámetro interno y 5 µm de diámetro de partícula. El ensayo cromatográfico se realizó en un sistema isocrático con flujo de 1,0 mL min<sup>-1</sup>.

### **d). Inyección de muestras**

La inyección de muestras (20 µL) se realizó manualmente. Las condiciones de la corrida fueron: detección UV a 242 nm, temperatura del horno a 25° C y tiempo de corrida de 10 min. La fase móvil consistió de una solución de acetonitrilo: agua: ácido trifluoracético (10: 89,9: 0,1; v/v). Los reactivos utilizados fueron de la marca Merck® grado HPLC y el agua utilizada fue tridestilada. Para la observación se consideró el tiempo de retención de un estándar de ácido domoico. Cada 10 muestras se inyectó una solución estándar de trabajo (mezcla de ácido domoico/triptófano (2,0/20 µg mL<sup>-1</sup> aproximadamente), seguida de al menos una inyección de fase móvil. Esto se hizo para separar la señal del triptófano del AD, ya que el triptófano es un aminoácido esencial implicado en varios procesos metabólicos y encontrado en tejidos animales, por lo que los protocolos deben de adecuarse para tener una resolución a nivel de línea base entre el AD y este aminoácido. El protocolo usado en este estudio cumple con este requisito.

### **e). Curva de calibración y cálculo de la concentración de ácido domoico**

Para la cuantificación se construyó una curva de calibración con un estándar de ácido domoico (0,2 mg mL<sup>-1</sup>) en acetonitrilo al 10%. Se utilizaron al menos seis puntos de

concentraciones en el intervalo entre 5 - 40  $\mu\text{g mL}^{-1}$ . La concentración de ácido domoico ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ ) en las muestras se determinó mediante los datos obtenidos de la curva de calibración ó mediante la comparación de los  $t_R$  de los patrones con los  $t_R$  de las muestras.

### **Análisis de los datos**

Se construyó una matriz biológica con los datos de abundancia de *Pseudo-nitzschia* y una matriz ambiental con las variables: transparencia, temperatura del agua, nutrientes, clorofila *a*, feopigmento y ácido domoico. Luego fueron probados los supuestos de normalidad y homogeneidad de las varianzas. Para determinar diferencias temporales y entre localidades con respecto a las variables físicas, químicas y biológicas en las localidades muestreadas (costa norte del municipio Arismendi, Sucre), se aplicó la prueba no paramétrica de KRUSKAL-WALLIS (BOYER *et al.* 1997, 2000) y la de KOLMOGOROV-SMIRNOV (K-S) para determinar diferencias temporales entre los años estudiados mediante el software STATGRAPHICS CENTURION XVI.

Para relacionar la abundancia de *Pseudo-nitzschia*, la concentración de AD presente en mejillones *P. perna* y las variables ambientales se usó el Análisis de Correspondencia Canonica (ACC utilizando el programa CANOCO 4.5). Ya que éste, no puede probar la significancia de los ejes de ordenación se usó la prueba de Monte Carlo para evaluar la significancia de las relaciones entre las especies y las variables ambientales. Ésta fue probada con al menos 499 permutaciones. Las relaciones entre variables, se hizo a partir de la matriz de correlación múltiple de Bray-Curtis de los datos transformados a raíz cuadrada.

## RESULTADOS

El resumen de los estadísticos básicos en relación a las variables físicas, químicas y biológicas se presentan en las Tablas 8 y 9. La mayoría de las variables fluctuaron ampliamente.

Tabla 8. Resumen de los estadísticos básicos de las variables determinadas en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante junio 2012- julio 2013.

	N	Promedio	Varianza	S	Mínimo	Máximo
Temperatura (°C)	35	27,54	2,26	1,51	25	30
Clorofila <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	35	1,99	43,99	6,63	0	39,45
Abund.Total (céls mL <sup>-1</sup> )	35	300	51158,0	247,30	8	1069
<i>Pseudo-nitzschia</i> (céls mL <sup>-1</sup> )	14	26	988,63	31,44	1	115
ADP. <i>perna</i> (µg g <sup>-1</sup> )	1	12,4	0	0	12,4	12,4

N: Tamaño de la muestra; S: Desviación Estándar.

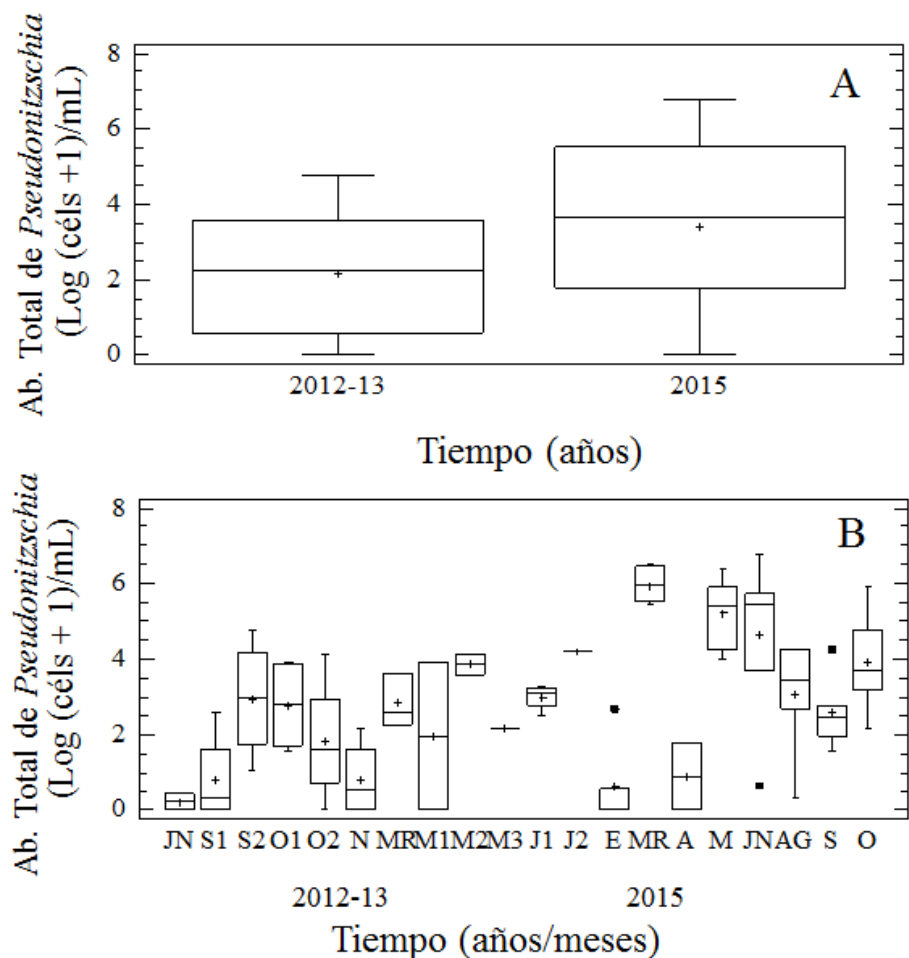
Tabla 9. Resumen de los estadísticos básicos de las variables determinadas en la zona costera del municipio Arismendi, estado Sucre Venezuela, durante enero-octubre 2015.

	N	Promedio	Varianza	S	Mínimo	Máximo
Temperatura (°C)	36	25,79	1,55	1,25	23	28
Clorofila <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	36	3,25	5,65	2,38	0,28	10,68
Abund. total (céls mL <sup>-1</sup> )	36	1060	2,53	1590,12	59	6024
<i>Pseudo-nitzschia</i> (céls mL <sup>-1</sup> )	22	238	63354,7	251,70	5	843
ADP. <i>perna</i> (µg g <sup>-1</sup> )	6	6,35	0	0,88	5,1	7,50
ADp (µg mL <sup>-1</sup> )	2	2,41	125,01	11,18	2,31	2,51

N: Tamaño de la muestra; S: Desviación Estándar.

La abundancia de *Pseudo-nitzschia* varió entre los dos años y meses estudiados (K-S= 0,873; KW=54,62; P<0,05; respectivamente). No se detectaron diferencias entre las localidades muestreadas (KW=2,28 P > 0,05). Durante el primer período de muestreo, se halló la abundancia promedio mínima (2,1.10<sup>1</sup>cels mL<sup>-1</sup>), mientras que la abundancia

promedio máxima se detectó en el 2015 ( $1,43 \cdot 10^2$  cels  $\text{mL}^{-1}$ ; Fig. 28A). En relación con la variación mensual, las abundancias de *Pseudo-nitzschia* promedio mínima y máxima se detectaron en junio del 2012 ( $2,9 \cdot 10^{-2}$  cels  $\text{mL}^{-1}$ ) y marzo del 2015 ( $4,22 \cdot 10^2$  cels  $\text{mL}^{-1}$ ; Fig. 28B).

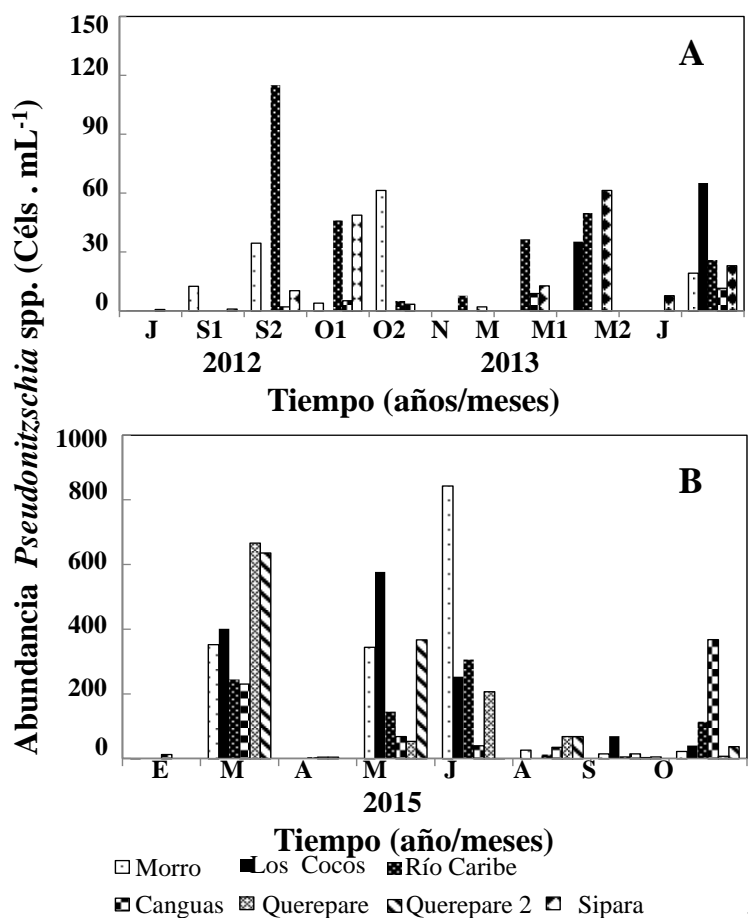


**Figura 28.**

**Variación de la abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp (.Log (cél + 1)/mL) determinada en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual.**

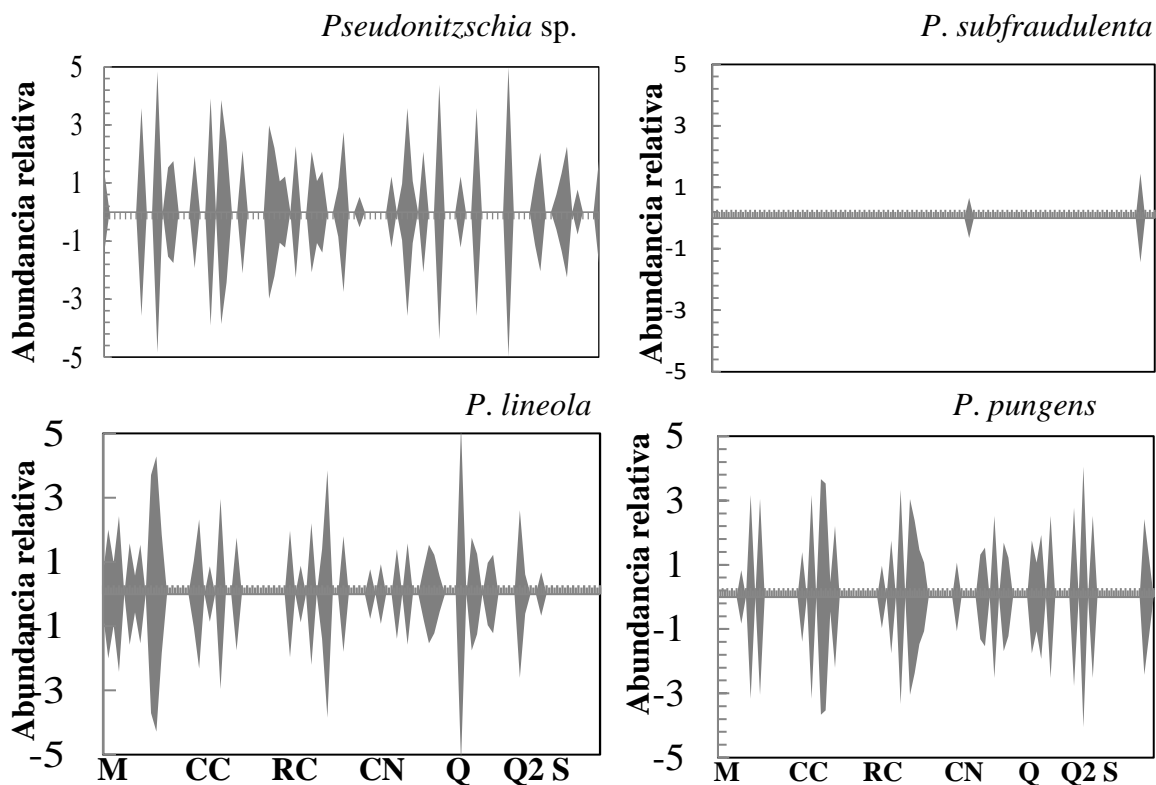
En el período 2012-13 la abundancia de *Pseudo-nitzschia* sp. se mantuvo por debajo de  $6,52 \times 10^1$  cels  $\text{mL}^{-1}$  en la mayoría de las localidades, a excepción de Río Caribe, donde esta variable alcanzó el valor de  $1,15 \times 10^2$  cels  $\text{mL}^{-1}$  (Fig. 29A). Enero y abril del 2015 se detectaron abundancias menores a 5 cels  $\text{mL}^{-1}$ , agosto y septiembre 2015 las abundancias

fueron menores a  $100 \text{ céls mL}^{-1}$  y el resto de los meses del 2015 las abundancia de *Pseudo-nitzschia* sp. fueron mayores a  $100 \text{ céls mL}^{-1}$  en todas las localidades. Y finalmente, en los meses marzo, mayo y junio del 2015 la abundancia de *Pseudo-nitzschia* sp. estuvo entre  $1 \times 10^1$  y  $9 \times 10^3 \text{ céls mL}^{-1}$  (Fig. 29B).



**Figura 29. Variación de la abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp. (céls  $\text{mL}^{-1}$ ) medida en las localidades de la costa del municipio Arismendi, estado Sucre durante A. 2012-2013 y B. 2015.**

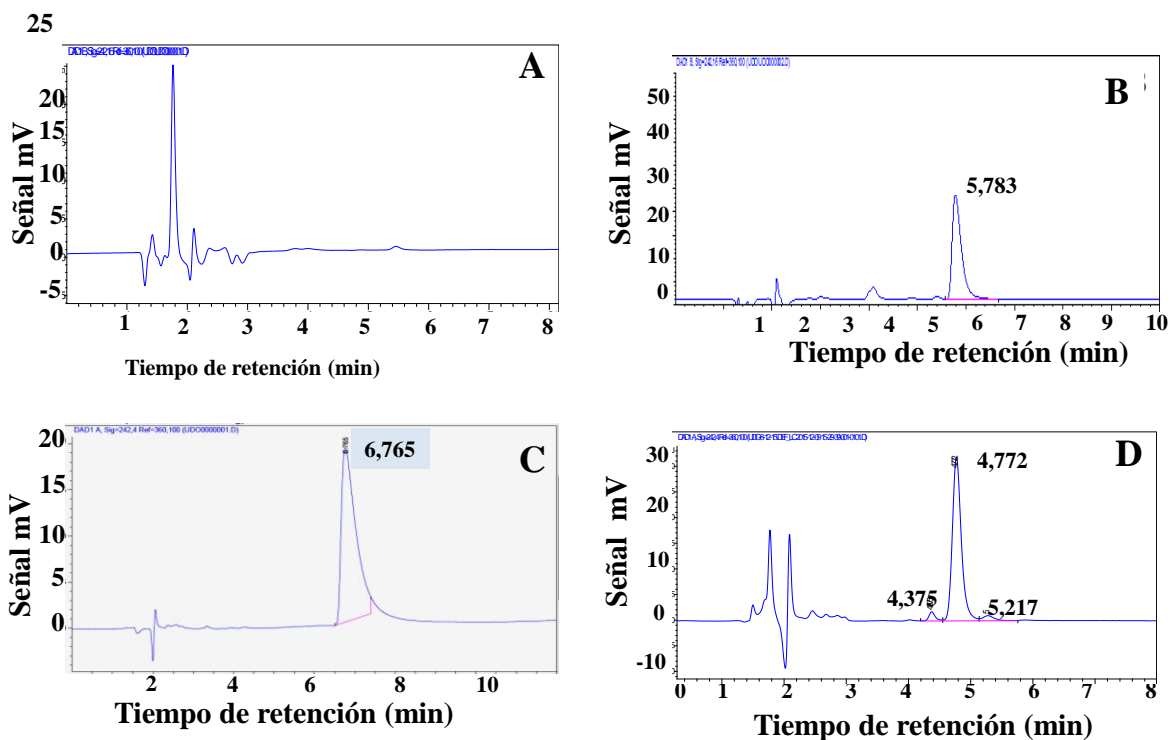
En relación con la abundancia relativa de LOGHMAN, para el grupo de la *Pseudo-nitzschia*, la especie más abundante y frecuente fue *Pseudo-nitzschia* cf. *lineola* la cual estuvo presente en casi todas las localidades muestreadas. En Sipara se detectó sólo a final del 2013. *P. pungens* y *Pseudo-nitzschia* sp., se comportaron de manera similar. Sin embargo, en Sipara estas diatomeas estuvieron presentes al principio de 2012. La especie *P. subfraudulenta* apareció sólo en las localidades de Cangua y Sipara (Fig. 30A-D).



**Figura 30. Representaciones de LOHMANN de las diatomeas del género *Pseudonitzschia* más abundantes y frecuentes en la costa del municipio Arismendi estado Sucre, Venezuela.**

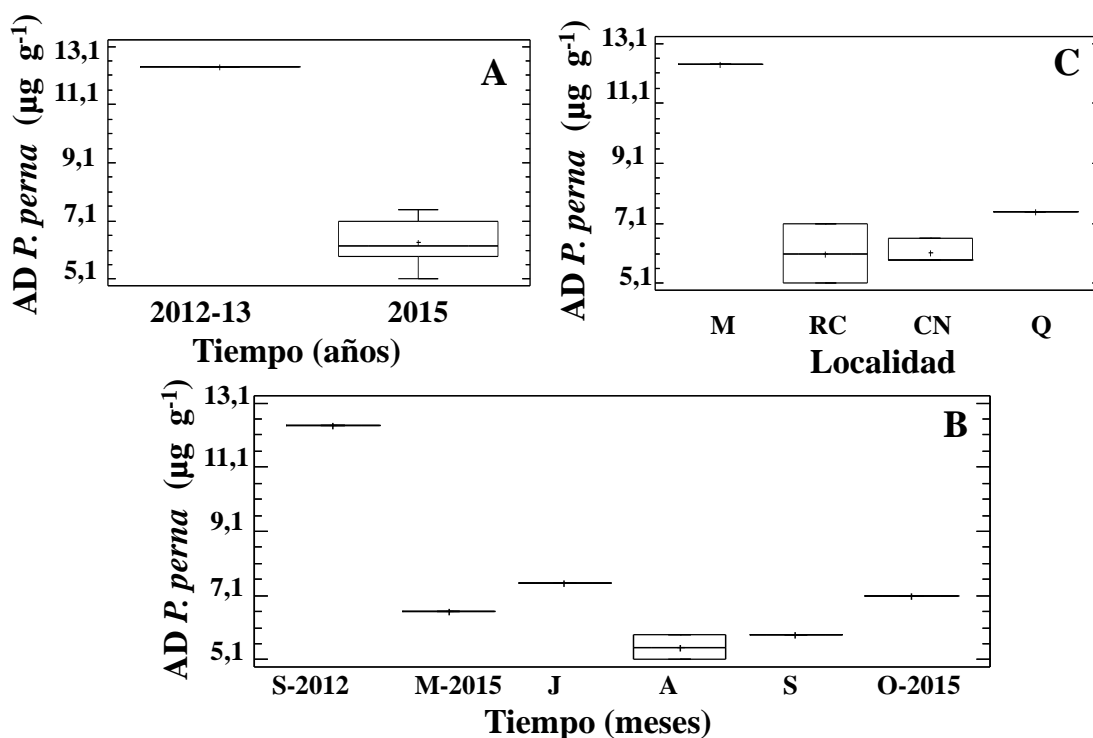
Para la determinación del AD, se procedió a hacer las corridas del blanco de muestra, el estándar de triptófano de concentración  $50 \mu\text{g mL}^{-1}$  cuyo  $t_R$  fue de 6,77 min, el estándar de AD de concentración  $9,7 \mu\text{g mL}^{-1}$  con un  $t_R$  4,853 min, mezcla de ácido domoico + patrón y la de una muestra con un  $t_R= 4,77$  y 5,2 min (Fig. 31). El cromatograma del blanco de la muestra no mostró ninguna señal que pudiera interferir con los resultados.

La curva de calibración construida con los patrones en el intervalo  $5 - 40 \mu\text{g mL}^{-1}$  de AD permitieron evaluar la linealidad del método dando como resultado un coeficiente de correlación  $R^2= 0,9965$ . El  $t_R$  promedio fue de 4,927 min. (Fig. 31).



**Figura 31. Cromatogramas de A: blanco, B: patrón de concentración  $9,7 \mu\text{g mL}^{-1}$ , C: triptófano de concentración  $50 \mu\text{g L}^{-1}$  y D: muestra + patrón ( $7,5$  y  $30 \mu\text{g L}^{-1}$ ).**

El relación con el contenido de *ADP.perna*, entre períodos, no se pudo detectar diferencias significativas entre períodos, debido a la no existencia de datos suficientes. En 2012-13, sólo los mejillones colectados en la localidad de El Morro, resultaron contaminados con AD en concentración de  $12,4 \mu\text{g g}^{-1}$ . En 2015 se detectó un promedio de *ADP.perna*  $6,35 \mu\text{g g}^{-1}$ ; Fig. 32A). En relación con la variación temporal mensual, máximos y mínimos fueron determinados durante septiembre 2012 y agosto 2015 ( $12,4$  y  $5,5 \mu\text{g g}^{-1}$ ; respectivamente; Fig. 32B). Entre localidades, la concentración promedio mayor y menor de *ADP.perna* fue detectado en El Morro y Río Caribe ( $12,4$  y  $6,10 \mu\text{g g}^{-1}$ ; Fig. 32C).



**Figur**

**a 32. Variación temporal de la concentración de ácido domoico en mejillones *P. perna* (ADP.perna; µg g<sup>-1</sup>) en la costa del municipio Arismendi, Sucre, Venezuela, durante junio 2012-13 y enero-octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual; C, localidad**

La abundancia de *Pseudo-nitzschia*, su relación con la presencia de ADP.Perna, ADp y la temperatura del agua fue diferente en las localidades estudiadas. En el Morro, se detectó ADP.perna en los mejillones recolectados el 04/09/12. En este caso su tiempo de retención y la concentración fue de 4,7 min y 12,4 µg g<sup>-1</sup> asociado a temperatura del agua alta (28 °C) y abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp. de 1,2 10<sup>1</sup> céls mL<sup>-1</sup>; Fig. 33 A). Otras muestras analizadas fueron las del 17/09 y 23/10/2012; sin embargo, sus tiempos de retención de 4,442 min y 5,314 min. No coinciden con la de los patrones analizados. En 2015, no se detectó AD, sino que los t<sub>R</sub> de detectados posiblemente se correspondan a isómeros del AD; sin embargo no fue posible confirmar esta suposición.

En la localidad de los Cocos, el ADp solo fue detectado en mayo y septiembre 2015



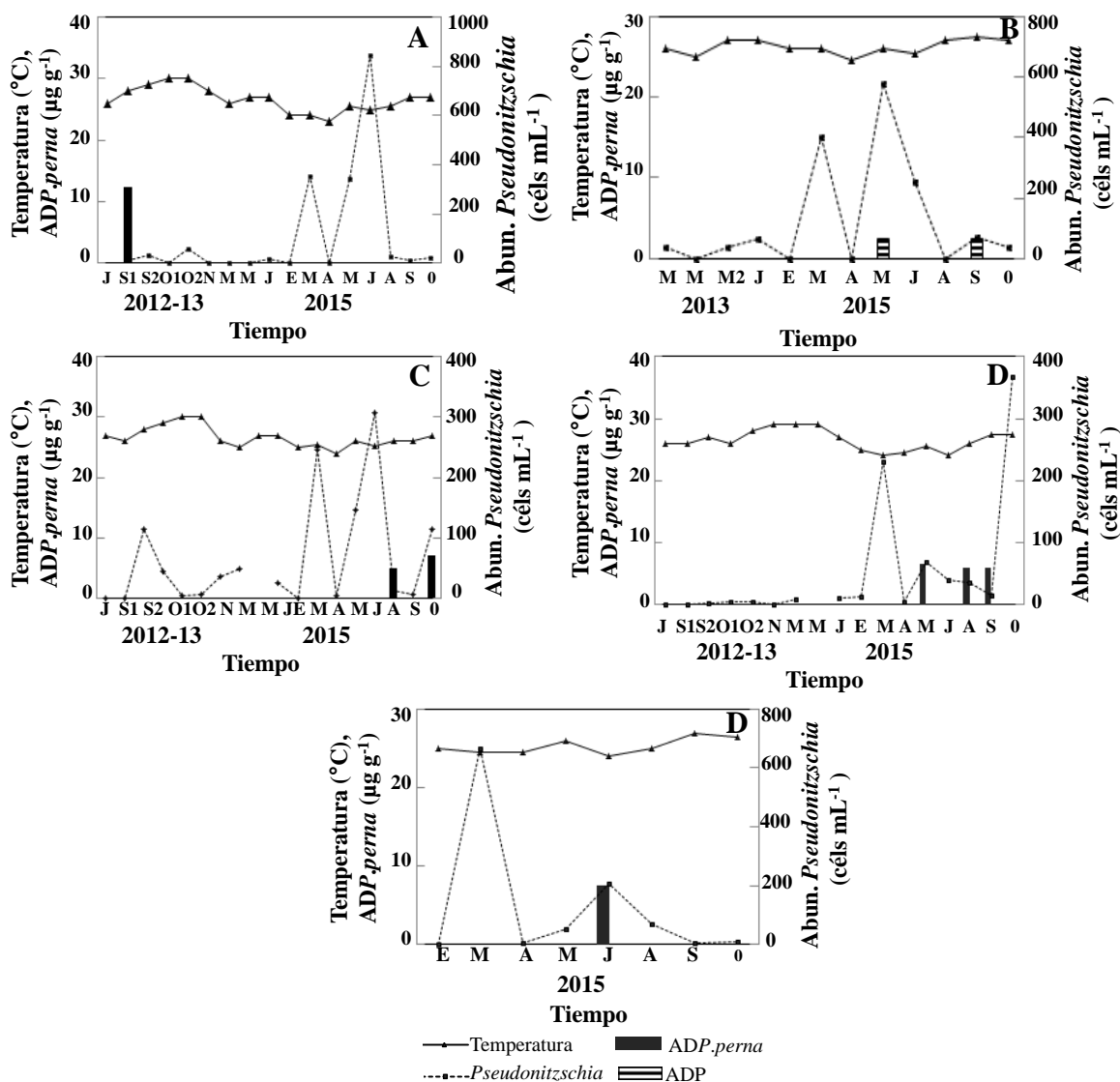
(2,31 y 2,51  $\mu\text{g mL}^{-1}$ ; y sus  $t_R$  ; 4,922 y 4, 840 min; respectivamente). En esta oportunidad, las temperaturas y abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp., asociadas fueron de 26 y 27,5 °C y  $5,8 \cdot 10^2$  y  $6,9 \cdot 10^1$  céls  $\text{mL}^{-1}$ ; respectivamente; Fig. 33B).

Durante el período 2012-13, los cromatogramas analizados, correspondiente a la localidad de Río Caribe, mostraron la ausencia total de toxina, En el año 2015, sólo se detectó *ADP.perna* en agosto y octubre (5,10 - 7,14 $\mu\text{g g}^{-1}$ ;  $t_{R=}$  5,013 y 4,825; respectivamente). Asociadas a las temperaturas más altas detectadas en esa época del año (26 – 27 °C); mientras que la abundancia de *Pseudo-nitzschia* fue de 13 y 115 céls  $\text{mL}^{-1}$ , respectivamente; Fig. 33 C).

La localidad de Cangua tuvo un comportamiento similar a la localidad de Río Caribe, es decir, ausencia de toxina durante el período 2012-13 y presencia de *ADP.perna* en 2015. Esto específicamente en mayo y septiembre entre 6,58 y 5,88  $\mu\text{g g}^{-1}$ ; siendo sus  $t_{R=}$  4,830 y 4,898 min; respectivamente. Así mismo, la temperatura del agua tendió a subir de mayo a septiembre (25,5 - 27,5 °C); mientras que la abundancia de *Pseudo-nitzschia* tendió hacia la baja desde  $6,8 \cdot 10^1$  -  $1,53 \cdot 10^1$  céls  $\text{mL}^{-1}$ ; Fig. 33 D).

Querepare y Querepare2 sólo fueron muestreados durante 2015. Sólo los mejillones de Querepare presentaron AD en concentración de 7,5  $\mu\text{g g}^{-1}$ , ( $t_{R=}$  4,838 min), asociado a abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp. de  $2,07 \cdot 10^2$  céls  $\text{mL}$  y la temperatura más baja del período (24 °C; Fig. 33 E).

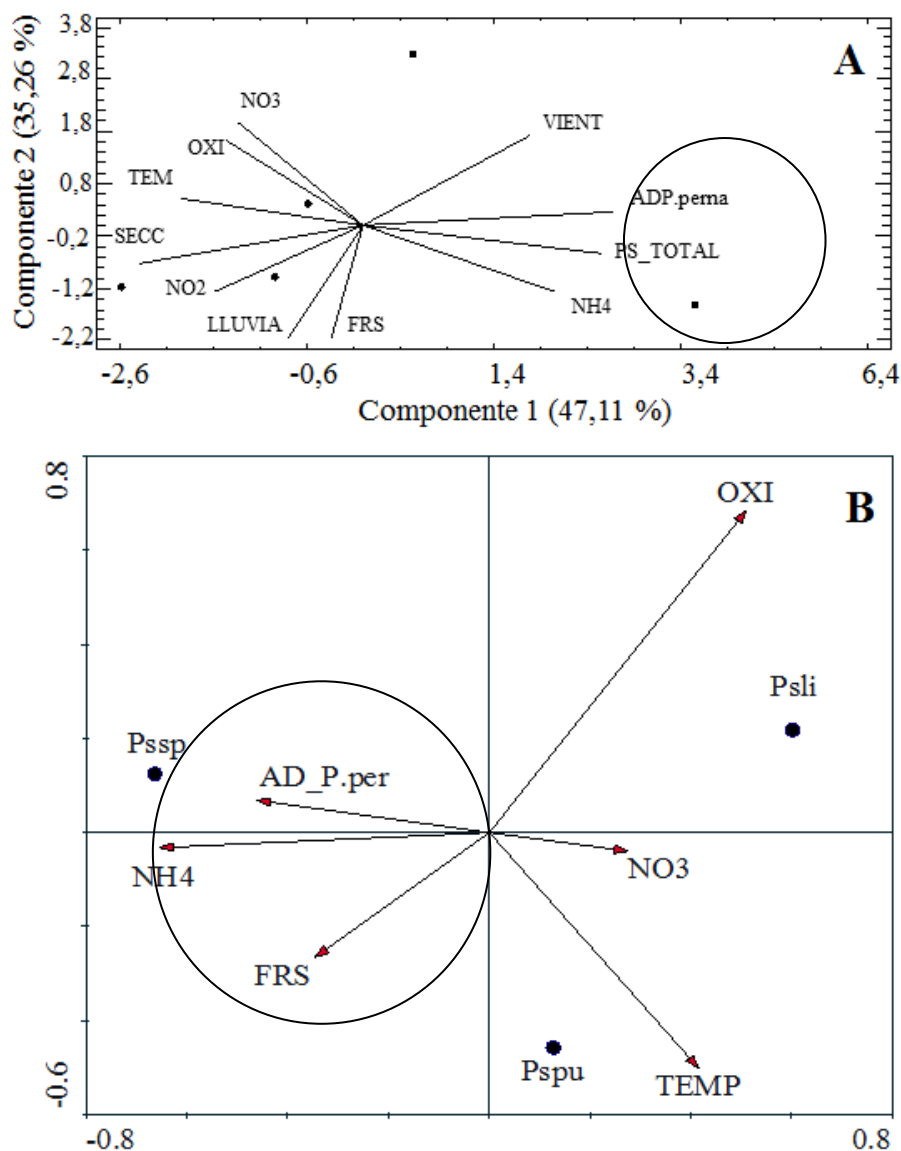
En el caso de Sipara, ésta sólo fue muestreada en 2012-13 y no se detectó la toxina en los mejillones de la zona. Cabe destacar que en esta localidad la abundancia de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* fue la más baja.



**Figura 33. Variación temporal de la temperatura del agua (°C), abundancia de *Pseudo-nitzschia* (célts mL<sup>-1</sup>), *ADP.perna* (µg g<sup>-1</sup>) obtenidos de costa del municipio Arismendi, estado Sucre. A. Morro, B. Los Cocos, C. Río Caribe, D. Canguas, E. Querepare.**

Para determinar la relación entre la abundancia de *Pseudo-nitzschia*, concentración de *ADP.perna* y las variables ambientales sólo se realizó un ACP debido a la no existencia de datos suficientes durante el primer periodo de estudio. Esta prueba extrajo tres componentes los cuales cuantifican un 93,09 % de la varianza acumulada. El componente 1 (47,11 %), se correlacionó positivamente con la concentración de *ADP.perna*, abundancia

total de *Pseudo-nitzschia* spp., concentración de  $\text{NH}_4^+$  y velocidad promedio del viento; Siendo negativas con: transparencia, temperatura, oxígeno disuelto en el agua y  $\text{NO}_2^-$  (Fig. 34).



**Figura 34.**

**Proyección ortogonal de algunas variables físico-químicas y biológicas en el espacio definido por los dos primeros componentes del:** A. ACP en la costa del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela. SECC. Transparencia del agua, Lluvia, Viento: velocidad promedio del viento, OXI. Oxígeno disuelto en el agua, TEM: Temperatura del agua;  $\text{NH}_4$ : amonio;  $\text{NO}_2$ : nitrito;  $\text{NO}_3$ : nitrato; FRS: fósforo reactivo soluble;

**CLORa: clorofila a; PS\_TOTAL. Abundancia total de *Pseudo-nitzschia*; ADP. perna: concentración de AD en mejillones *P. perna*. y B ACC Psli: *P. lineola*, Pspu: *P. pungens*, Pssp: *Pseudo-nitzschia* sp.**

El ACC detectó correlación de las variables ambientales (oxígeno disuelto y temperatura del agua  $r= 0,404$  y  $0,329$ ; respectivamente), al eje 1. Las correlaciones con el eje 1 fueron negativas con  $AD\_P.perna$   $NH_4^+$  y FRS ( $r=-0,519$ ;  $-0,365$  y  $-0,274$ ). El grupo constituido por el complejo *Pseudo-nitzschia* sp., se asoció a este grupo de variables. Las demás especies no se correlacionaron con ninguna de las variables estudiadas (Fig. 34). Los valores propios de los ejes 1 y 2 ( $\lambda=0,298$  y  $\lambda=0,079$ ) cuantificaron un 52,2 % de la varianza acumulada de los datos bióticos y 79% de la varianza acumulada en la relación especie-ambiente).

## DISCUSIÓN

En la costa del municipio Arismendi, además del complejo *Pseudo-nitzschia* spp., se identificaron 5 especies de *Pseudo-nitzschia*: *P. lineola*, *P. pseudodelicatissima*, *P. pungens*, *P. seriata* y *P. subfraudulenta*. La abundancia promedio de *Pseudo-nitzschia* fue mayor en el 2015, cuando la temperatura promedio del agua fue más baja (25,4 °C). En relación con la temperatura, estudios previos han detectado a *Pseudo-nitzschia* en un amplio rango de temperatura (DORTCH *et al.* 1997, LIEFER *et al.* 2009, TAS *et al.* 2016). Las relaciones entre la abundancia de *Pseudo-nitzschia* y la temperatura indican que temperaturas 24-27 °C, en esta zona, con disponibilidad de nutrientes producida por la surgencia y la descargas de los ríos, en cierta época del año, favorecen el crecimiento y la formación de la floración de *Pseudo-nitzschia*. LIEFER *et al.* (2013) señalan que las floraciones de *Pseudo-nitzschia* spp. están asociadas a sistemas inestables y alta disponibilidad de nutrientes, condiciones físicas turbulentas y pulsos de aportes de nutrientes, incluidos eventos de surgencia, como ocurre a lo largo de la costa oeste de USA (TRAINER *et al.* 2000; ANDERSON *et al.* 2006); pulsos de nutrientes debido a la escorrentía como en Chesapeake Bay (HEISLER *et al.* 2008) y la plataforma de Louisiana cerca del río Mississippi (DORTCH *et al.* 1997). Estos resultados demuestran que las condiciones hidroquímicas que favorecen el crecimiento y la abundancia de *Pseudo-nitzschia* en la costa norte de Paria, coinciden con características detectadas en otras regiones. Por lo que su presencia podría ser de suma importancia para la salud pública.

Estudios realizados en el área en relación con la abundancia y distribución del fitoplancton como los realizados por: FERRAZ-REYES (1992), PIRELA-OCHOA *et al.* (2008) y este estudio, han demostrado un aumento en la frecuencia de aparición de especies de *Pseudo-nitzschia* en la zona. Es difícil identificar los factores causales debido a la falta de datos de serie de tiempo. Sin embargo, es posible que esto se deba al creciente fenómeno de eutroficación confirmado por las altas concentraciones de nutrientes nitrogenados y FRS detectados. Lo que indica que existe un alto riesgo de que la toxicidad aparezca repentinamente en algunas áreas.

La abundancia de *Pseudo-nitzschia*, las concentraciones de ADP.perna y ADp no

varió con respecto a las localidades, tal vez favorecidas por un nicho ecológico muy similar en la zona. Durante el primer período, la abundancia promedio de *Pseudo-nitzschia* ( $2,6 \cdot 10^1$  céls  $\text{mL}^{-1}$ ) coincidió con la temperatura promedio del agua más elevada ( $27,5^\circ\text{C}$ ); altos nutrientes nitrogenados y poco FRS ( $0,269 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Durante este período sólo se detectó *ADP. perna* en la localidad de El Morro ( $12,4 \mu\text{g g}^{-1}$ ). En 2015 la abundancia de *Pseudo-nitzschia* fue mayor ( $4,22 \cdot 10^2$  céls  $\text{mL}^{-1}$ ) y la concentración de *ADP.perna* y ADp fue de  $6,35 \mu\text{g g}^{-1}$  y  $2,41 \mu\text{g mL}^{-1}$ ; respectivamente. Aunque estos últimos son más bajos, también es necesario destacar que se detectó *ADP.perna*, no sólo en los mejillones de El Morro sino también de otras localidades, excepto Querepare 2 y Sipara. La presencia de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*, la presencia de AD en los mejillones de esas localidades y la detección de ADp, en bajas concentraciones no están claras. Al respecto TRAINER *et al.* (2012) indica que las señales ambientales que causan las floraciones tóxicas de *Pseudo-nitzschia* son complejas y pueden ser exclusivas de las bahías, las zonas costeras o las regiones de mar abierto donde se producen.

En relación con el AD, el tiempo de retención ( $t_R$ ) promedio para las muestras de 2012-13 y el 2015 fue de 4,813 y 4,930 min; respectivamente. Mientras que el triptófano tuvo un  $t_R$  5,783 y 6,765 min; respectivamente. Estos resultados permitieron separar claramente ambos compuestos y evitar falsos positivos. UJEVIĆ (2010) en un estudio similar con muestras de mejillones de aguas croatas señala un  $t_R=12,8$  min. En este último se utilizó una columna más grande con las siguientes características: Pinnacle II C18,  $250 \times 4,6$  mm (Restek), con un cartucho de protección C18 (20 por 4 mm). La ventaja de las condiciones cromatográficas mantenidas en este trabajo son importantes. En este caso se usó una columna de menor longitud, lo cual permite un menor tiempo de análisis, menos consumo de solventes, más muestras a analizar.

En cuanto al ADp, éste sólo fue detectado en Los Cocos en concentraciones por debajo de  $5 \mu\text{g mL}^{-1}$ . Resultado que difiere de lo detectado por TAS *et al.* (2016). Estos autores hallan ADp en concentraciones en el intervalo de  $0,03-1,0 \mu\text{g mL}^{-1}$ . Sin embargo, DURSUN *et al.* (2017) en el mismo estuario (Golden Horn en Turquía). detectaron concentraciones de ADp entre  $0,24 - 21,03 \mu\text{g mL}^{-1}$  (mayo 2012). Las concentraciones de ADp detectadas en este estudio, están en el intervalo detectado por DURSUN *et al.* (*op. cit.*).

En Los Cocos, la distribución de ADp coincidió con la presencia de *Pseudo-nitzschia*, en la zona, particularmente en mayo y septiembre 2015. En aguas marinas, la presencia de ADp extracelular no es un riesgo porque ADp no se acumula en la columna de agua, debido a fotodegradación BOUILLON *et al.* (2006) o biodegradación HAGSTRÖM *et al.* (2007); (STEWART *et al.* 1998). Las pequeñas cantidades de ADp liberado en la columna de agua se diluye rápidamente a concentraciones que no son potencialmente mortales (SILVER *et al.* 2010). Sin embargo, la absorción de ADp en los sedimentos pueden tener un impacto duradero en la cadena alimentaria bentónica (TRAINER *et al.* 2012). Con relación a la fotodegradación ZABAGLO *et al.* (2016) señalan que la fotodegradación no es la única forma de eliminar AD en agua de mar. Los estudios han demostrado que las bacterias también tienen la capacidad de degradar AD.

La toxicidad en los mejillones de Paria comenzó a aparecer a partir del segundo semestre del año 2015 asociado a la época de lluvia; siendo agosto el mes con mayor número de muestras tóxicas. Se pudo observar que la concentración de *ADP.perna* no siempre coincidió con la abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp.; específicamente en El Morro, Río Caribe, Cangua y Querepare. Mientras que en Sipara no se detectó *ADP.perna*, además las abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp., fueron las más bajas. *P. subfraudulenta* apareció en una sola ocasión tanto en Cangua como en Sipara, no asociada a la presencia de *ADP.perna*. Según SAEED *et al.* (2017) *P. subfraudulenta* aún no ha sido confirmada como productora de AD, lo cual coincide con lo detectado en este trabajo para la localidad de Sipara.

El ACC revela que sólo el complejo *Pseudo-nitzschia* sp., se asoció a la concentración de  $\text{NH}_4^+$  y presencia de *ADP.perna*. Esta asociación pone en evidencia que la cepa productora de AD podría encontrarse dentro del complejo *Pseudo-nitzschia* spp., lo cual es posible ya que en este grupo se encuentra un conjunto de especies sin identificación exacta debido a sus características morfológicas. Esto sugiere la necesidad de continuar con estudios taxonómicos. La producción de AD en *Pseudo-nitzschia*, es muy variable, RHODES (1998), señala que *P. pungens* es una diatomea productora confirmada de AD, pero sus cuotas de toxinas son bajas ( $<0,5 \text{ pg AD c\acute{e}l}^{-1}$ ). También existe un alto grado de variabilidad dentro de una determinada variedad de especies tóxicas, ya que la producción de AD parece variar con las condiciones ambientales o la fase de crecimiento.

A pesar que las concentraciones de AD *P. perna* y ADp, en la mayoría de los casos estuvieron por debajo del límite permitido, se ha determinado que exposición crónica a dosis bajas al AD ha demostrado tener un efecto sobre los seres humanos (LEFEBVRE & ROBERTSON 2010), en peces (LEFEBVRE *et al.* 2009) y mamíferos marinos (GOLDSTEIN *et al.* 2008). Señala BRUNSON *et al.* (2018), que el consumo crónico a bajos niveles de AD pueden conducir a daños en el riñón y deterioros del desarrollo fetal. Esto hace que los brotes de AD constituyan un problema importante de salud pública.

La no coincidencia de la presencia de *Pseudo-nitzschia* en la zona y la concentración de ADp. *perna*, podría deberse a diferencias en la tasa de depuración de estos organismos. Al respecto TRAINER *et al.* (2012), señala que el AD finalmente se depura, pero las tasas depuración pueden variar, desde horas en *M. edulis*, Berberecho mediterráneo (*Acanthocardia tuberculatum*) y el mejillón concha verde (*Perna canaliculus*), a varios días en el mejillón mediterráneo (*M. galloprovincialis*) y ostra oriental (*Crassostrea virginica*) (NOVACZEK *et al.* 1992; WOHLGESCHAFFEN *et al.* 1992; MACKENZIE *et al.* 1993; VALE & SAMPAYO 2001; MAFRA *et al.* 2010). Tres bivalvos que son muy lentos para depurar son la navaja *Siliqua patula* (> 86 días), la vieira *P. magellanicus* (> 14 días) y la vieira *Pecten maximus* (416 días; WOHLGESCHAFFEN *et al.* 1992, DOUGLAS *et al.* 1997; BLANCO *et al.* 2002). Es posible que la tasa de depuración del mejillón marrón *P. perna*, sea lento explicando la toxicidad de estos organismos cuando la abundancia de *Pseudo-nitzschia* es baja o ausente.

EL ACP determinó que el ADp.*perna* se correlacionó con la abundancia total de *Pseudo-nitzschia* e inversamente a la temperatura, transparencia del agua. Este hecho sugiere la preferencia de estas microalgas por las aguas de temperatura relativamente fría. ANDERSON *et al.* (2006) señalan correlaciones negativas significativas entre la abundancia celular y ADp, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y FRS, durante floraciones de *P. australis* en aguas costeras del sur de California (SCHNETZER *et al.* 2007). TRAINER *et al.* (2012) señala que la vinculación de la producción de AD a la fisiología de nutrientes nitrogenados, la adquisición de metales traza e incluso la salinidad, sugiere que el control de la producción de toxinas es complejo y probablemente esté influenciado por un conjunto de factores ambientales que pueden ser exclusivos de una región en particular.



En este estudio el ACC señaló que la concentración de *ADP.perna* se asoció a  $\text{NH}_4^+$  y FRS. Se ha demostrado que las condiciones limitantes con respecto al fósforo, el silicato promueven la producción de toxinas (PAN *et al.* 1996; BATES *et al.* 1999; WELLS *et al.* 2005). Las altas concentraciones de urea, altas salinidades y disponibilidad de carbono inorgánico también se han asociado con una mayor producción de AD (HOWARD *et al.* 2007; DOUCETTE *et al.* 2008; SUN *et al.* 2011).

Determinar las relaciones exactas entre la presencia de *Pseudo-nitzschia*, la presencia de *ADP. perna* y ADp., y las variables ambientales en este trabajo, es complejo ya que las variables determinadas en este estudio fueron las clásicas.

## DISCUSIÓN GENERAL

Las masas de agua continental de la plataforma de Venezuela, particularmente la región del delta, golfo de Paria y toda la región nororiental, no tienen características estables, sino que son una mezcla compleja siempre cambiante (MONENTE 1986). Las variaciones que presentan a lo largo del año dependen de varios factores entre los que se encuentran en forma primaria: el caudal del Orinoco, los vientos alisios y en menor proporción otros ríos del área (MONENTE 1986, MULLER-KARGER & APARICIO 1994, RUEDA-ROA & MULLER-KARGER 2013, JURY 2017, RUEDA-ROA *et al.* 2018).

Durante el primer período la temperatura relativamente alta detectada en la zona de estudio se debió al hecho de que las muestras de agua provienen de la capa superficial. También es necesario señalar que las muestras del primer período de estudio fueron tomadas a partir del segundo semestre del año 2012 (época de lluvia). Otra de las razones probables pudo haber sido debido a la corriente de Guayana, señalada por MONENTE (1986). Este autor señala que las temperaturas que prevalecen en la zona costera norte de América del sur son altas, ya que las masas de aguas que arrastra la corriente de Guayana tiene temperatura superior a 27°C en julio y alcanzan los 29°C en septiembre. Los valores menores se consiguen en marzo, pero aún así son del orden de 26,5°C en superficie, y en profundidad 25°C a 75 m. Los resultados de este estudio coinciden totalmente con los reportados por MONENTE (1986). Por otra parte, FEBRES & HERRERA (1976) señala que la mezcla de aguas frías y calientes neutralizan, parcialmente las altas temperaturas, y se dificulta la posibilidad de identificar las aguas del Orinoco en el Caribe, por medio de la temperatura.

La distribución de las especies de nitrógeno mostró sus máximos durante junio 2012, marzo 2013 luego en junio 2015. En este último, se detectó aumento de la concentración de FRS, coincidiendo con los aumentos de abundancia y biomasa fitoplanctónica. Específicamente la concentración de  $\text{NH}_4^+$ , fue más alta en las localidades de El Morro y Río Caribe; estos son signos de eutroficación en la zona. Los máximos de nutrientes coincidieron con máximos de abundancia y biomasa en la zona como los detectados en junio 2012 y 2015, marzo 2013 y 2015. En este caso RICHARD (1963)

atribuye las coincidencias durante la primera parte del año al hecho de que la surgencia es la fuente principal de enriquecimiento de la zona. Sin embargo, en el caso, del segundo repunte de nutrientes y coincidencia con abundancia y biomasa otros autores lo atribuyen a las descargas del Orinoco (MULLER–KARGER & APARICIO1994, RUEDA-ROA & MULLER-KARGER 2013, JURY 2017, RUEDA-ROA *et al.* 2018).

En cuanto al fitoplancton, el predominio de diatomeas es típico de zonas altamente productivas como las zonas de surgencia. Estos resultados coinciden con lo encontrado por CLOERN & DUFFORD (2009) en un estudio comunitario en la bahía de San Francisco. Estos autores apoyan la tesis de que las diatomeas responden rápidamente a condiciones de alta iluminación y concentración de nutrientes. Desde el punto de vista científico este grupo de organismos se divide aún más rápido que otros taxones y tiene una acelerada asimilación en condiciones ricas en nutrientes y una alta eficiencia en el crecimiento con poca luz (CLOERN & DUFFORD *op. cit.*). Otra de las razones para la proliferación de las diatomeas puede ser la pared celular de sílice, la cual es resistente a ciertas estructuras como las mandíbulas de los copépodos y al ataque de pequeños depredadores flagelados o patógenos.

Se determinó que la estructura comunitaria para los dos años estudiados fue diferente. Esto posiblemente se relaciona con aquellos grupos que estén mejor adaptados para sobrevivir ante características ambientales locales cambiantes. En este sentido, KRUK *et al.* (2010) señala que debido a que los organismos del fitoplancton se dispersan relativamente bien, se espera que los ensamblajes estén formados principalmente por las condiciones locales. Por lo tanto, las condiciones deberían favorecer a grupos de especies que comparten características adaptativas similares. Se asume que las especies relacionadas filogenéticamente también son ecológicamente similares. Sin embargo, la "sobredispersión" filogenética es común en el sentido de que incluso los taxones estrechamente relacionados pueden diferir ampliamente en el uso del hábitat y las características fenotípicas.

En relación a la abundancia de *Pseudonitzshia* y su relación con la concentración de AD *P.perna* y los factores ambientales, en los períodos estudiados, en la zona costera del municipio Arismendi son muy complejos. LIEFER *et al.* (2013), señala que las floraciones de *Pseudo-nitzschia* se han asociado a varios factores: en primer lugar a sistemas inestables y alta disponibilidad de nutrientes, condiciones que describen el nicho ecológico

clásicamente atribuido a las diatomeas que forman la floración (MARGALEF 1978; REYNOLDS 1988). También se han asociado a condiciones físicas turbulentas y pulsos de aportes de nutrientes, incluidos eventos de surgencia a lo largo de la costa oeste de EE. UU. (TRAINER *et al.* 2000; ANDERSON *et al.* 2006). Pulsos de nutrientes debido a sistemas de escorrentía como Chesapeake Bay y la plataforma de Louisiana cerca del río Mississippi (HEISLER *et al.* 2008). También se han asociado con cambios en la estequiometría de nutrientes que se asocian típicamente con grandes eventos de entrada de nutrientes. Se ha determinado que aumentos de *Pseudo-nitzschia* spp. en sitios con bajo silicio, puede ser debido a la silicificación relativamente ligera de *Pseudo-nitzschia*, que proporciona una ventaja competitiva en condiciones limitantes de Si (SOMMER 1994).

Se ha determinado que las entradas de ríos estimulan floraciones de *Pseudo-nitzschia* tóxicas en muchas regiones y se caracterizan por salinidades más bajas y temperaturas más altas que las zonas de surgencia (TRAINER *et al.* 1998, SCHOLIN *et al.* 2000, SPATHARIS *et al.* 2007; KUDELA *et al.* 2008). Una diferencia entre los nutrientes en surgencia y las plumas de los ríos es que los aportes fluviales son probablemente el resultado de la carga de nutrientes antropogénicos, incluyendo los escurrimientos agrícolas y las aguas residuales. Los datos sedimentológicos muestran un aumento en la abundancia de *Pseudo-nitzschia* en la pluma del río Mississippi desde 1950, lo cual sugiere una respuesta a la eutrofización (PARSONS *et al.* 2002). Tal vez esta sea una razón por la cual se ha detectado la presencia de AD en la zona costera de Arismendi, ya que la zona es inundada periódicamente por las aguas del Orinoco y las descargas locales que también traen un aporte de nutrientes de origen antropogénico.

El hecho de que el ACC haya determinado que la especie mejor relacionada a la producción de AD *P. perna* sea el complejo *Pseudo-nitzschia* spp., sugiere la realización de estudios posteriores que permitan la exacta identificación de los miembros que conforman el complejo *Pseudo-nitzschia* spp.

COSTA & GIORDANO (2014) han señalado que la producción de AD se atribuye a varios factores, entre estos se encuentran: el estrés, ubicación geográfica y factores ambientales. En este sentido MAC INTYRE *et al.* (2011) encontraron que las concentraciones celulares de AD en los ensamblajes naturales estaban altamente correlacionadas con alta

luz, salinidad y carbono inorgánico disuelto y bajo Si entre variables. La vinculación de la producción de AD a la fisiología de nutrientes nitrogenados, la adquisición de metales traza e incluso la salinidad, sugiere que el control de la producción de toxinas es complejo y probablemente esté influenciado por un conjunto de factores ambientales que pueden ser exclusivos de una región en particular.

Otros factores como la reproducción sexual y la producción de AD por *Pseudo-nitzschia* spp., BATES *et al.* (1999) señaló que las células viejas y cortas que han sufrido muchas generaciones de división vegetativa producen menos AD que células grandes y nuevas formadas después de la reproducción sexual. Sin embargo, no se ha encontrado que esta toxina desempeñe un papel en la reproducción sexual. BATES *et al.* (*op. cit.*) señalan que cuando las células parentales de *P. multiseriata* que han perdido su capacidad de producir AD se aparean y su descendencia puede ser tóxica. También se ha señalado que los clones hermanos pueden tener una variabilidad significativa en la producción de AD que podría explicarse por diferencias genéticas o por la presencia de diferentes tipos y números de bacterias de vida libre o epibionte. BATES (2000) señala que los cultivos clonales de *Pseudo-nitzschia* disminuyen en tamaño con el tiempo, y también pierden su capacidad de producir AD. TRAINER *et al.* (2012) hace énfasis en la importancia de la reproducción sexual en *Pseudo-nitzschia* para la producción de AD.

Se han propuesto varias hipótesis que explican el papel potencial de la síntesis de AD, pero requieren más estudios. Uno sugiere que la molécula de toxina podría servir como un osmolito bajo un aumento de la salinidad. DOUCETTE *et al.* (2008) notaron la intensificación de la producción de AD con el aumento de la salinidad, aunque no encontraron evidencia de que AD funciona como un osmolito. Otra hipótesis postula que AD puede actuar como un "elemento de disuasión del pastoreo" (LINCOLN *et al.* 2001). Por el contrario, OLSON *et al.* (2006) sugirió que el impacto del pastoreo de copépodos en las poblaciones de *Pseudo-nitzschia* es insignificante. TAMMILEHTO *et al.* (2015) estudió el efecto de los copépodos *Calanus hyperboreus* y *C. dialogus* sobre la toxicidad de *P. seriata*. La presencia de copépodos aumentó la toxicidad de *P. seriata*, lo que sugiere que la producción de AD pudiera estar relacionada con una defensa contra el pastoreo y que la ocurrencia de zooplancton puede ser uno de los factores que afectan la toxicidad de las

floraciones de *Pseudo-nitzschia* en el mar. Este efecto se observó incluso sin el contacto directo de estos organismos, cuando estaban separados por una membrana. En este caso, la producción de AD fue inducida por señales potenciales transmitidas por el agua de los copépodos o cambios en la química del agua (TAMMILEHTO *et al.* 2015). El aumento de la toxicidad de *P. seriata* en presencia de copépodos también fue notado por HARÐARDÓTTIR *et al.* (2015).

Una de las hipótesis más comunes es que el AD puede estimular cambios en la dinámica y la composición del fitoplancton, permitiendo así que las diatomeas obtengan una ventaja ecológica. XU *et al.* (2015) demostraron la capacidad de *P. pungens* y *P. multiseriata* para producir compuestos extracelulares capaces de lisar y/o inhibir el crecimiento de fitoplancton concurrente. Tanto *P. pungens* como *P. multiseriata* produjeron AD, pero el efecto alelopático observado de *Pseudo-nitzschia* fue poco probable relacionado con la toxina. Por el contrario, otros compuestos aún no identificados, clasificados como aleloquímicos, que actúan directamente sobre las especies objetivo, pueden ser responsables de esto. Además, LUNDHOLM & HANSEN (2005) mostró que la adición de *P. multiseriata* productoras de AD para cultivos de otras especies de fitoplancton *Chrysochromulina ericina*, *Heterocapsa triquetra*, *Eutreptiella gymnastica*, *Rhodomonas marina* no tuvieron efecto alelopático. Del mismo modo, PRINCE *et al.* (2013) demostraron que la adición de AD tenía poco efecto sobre el crecimiento de la diatomea *Skeletonema marinoi* en monocultivos. Sin embargo, cuando *S. marinoi* fue cocultivado con *Pseudo-nitzschia delicatissima*, AD causó un aumento en el número de células de *P. delicatissima* en un 17% y una disminución en el número de células *S. marinoi* en un 38%, después de 22 días de cultivo, en comparación con cultivos sin AD. Estos resultados se observaron solo bajo condiciones de preparación de hierro y no se repitieron en condiciones deficientes de hierro. Esto proporciona evidencia de que AD puede mejorar la capacidad competitiva de las especies de *Pseudo-nitzschia*, y que el hierro puede jugar un papel clave en este proceso (PRINCE *et al.* 2013). TRICK *et al.* (2010) observó cambios causados por la adición de AD y hierro a muestras de comunidades de fitoplancton natural en aguas superficiales del Pacífico subártico. La adición de hierro estimuló el crecimiento de *Pseudo-nitzschia* spp. toxigénica, al tiempo que limitaba la biomasa de otros organismos del fitoplancton y la

abundancia de otras diatomeas. La producción y lanzamiento de AD en una respuesta a la adición de hierro por lo que aparentemente proporciona a *Pseudo-nitzschia* una ventaja competitiva sobre otros organismos del fitoplancton.

Los estudios también han indicado el papel de AD como un ligando vinculante para los metales traza. El AD liberado en la columna de agua es un quelante efectivo para Cu (II) y Fe (III), que aumenta la biodisponibilidad del hierro y disminuye la toxicidad del cobre (TRICK *et al.* 2010; RUE & BRULAND 2001). Los iones metálicos trazados enlazados no están directamente biodisponibles para el fitoplancton. Por lo tanto, el AD puede estar involucrado en un sistema de absorción de hierro de alta afinidad (RUE & BRULAND 2001, MALDONADO *et al.* 2002).

Una última hipótesis es que el AD puede servir como un mecanismo para eliminar el exceso de energía fotosintética cuando las células ya no son capaces de un crecimiento óptimo. El apoyo para esto es que la producción más alta de AD fue cuando el ATP y el NADPH de la fotofosforilación no se usaron en el metabolismo primario (PAN *et al.* 1998) Cada una de estas hipótesis requiere una minuciosa investigación. Es bien sabido que la síntesis de AD está estimulada por diversos factores, lo que sugiere que es útil, pero no esencial, para el crecimiento vegetativo de *Pseudo-nitzschia*, especialmente porque muchas especies y cepas de *Pseudo-nitzschia* no producen AD detectable (TRAINER *et al.* 2012, LELONG *et al.* 2012).

El aumento en la frecuencia, intensidad y distribución geográfica de las floraciones de diatomeas productoras de AD se ha convertido en un problema creciente en todo el mundo. La salud humana se ve amenazada por el consumo de organismos contaminados con AD. Al tiempo, que el consumo de mariscos y, por lo tanto, su demanda, está creciendo constantemente a nivel mundial (CHINABUT *et al.* 2006). Por lo tanto, el conocimiento sobre el riesgo de la exposición humana a AD debe difundirse ampliamente y hacerse más accesible tanto para los médicos como para los legos. Todavía hay poca información sobre los efectos de la exposición a largo plazo a bajos niveles de AD. Estudios previos sugieren que el límite aceptado para el consumo de AD ocasiona regularmente cambios a nivel celular. También se desconocen los métodos efectivos para eliminar el AD de los tejidos de los moluscos. En consecuencia, existe una necesidad urgente de un monitoreo continuo,

pero mejorado, efectivo de la ocurrencia de diatomeas productoras de AD en el agua de mar, especialmente alrededor de los sitios de acuicultura. Los alimentos contaminados con AD no se pueden consumir, lo que ocasiona dificultades financieras para los cosechadores. Las investigaciones actuales y novedosas que usan tecnología avanzada pueden permitir una mejor predicción de las floraciones de diatomeas productoras de AD, así como una evaluación más completa del impacto de AD en la salud humana.



## CONCLUSIONES

El calentamiento del agua detectado en el primer período se debe a que las muestras pertenecen en su mayoría a la época lluviosa, además provienen de la capa superficial.

La concentración de amonio estuvo por encima del máximo en agua de mar indicando que la costa del municipio Arismendi podría estar en un período previo al inicio de eutroficación, sobre todo las localidades cercanas a los centros más poblados. Mientras que el FRS sobrepasó el límite para aguas marinos costeras de junio a octubre 2015, asociado a: descargas de los grandes ríos, y al período de lluvia en la zona además de las descargas domésticas a través del sistema de cloacas y también a la surgencia secundaria.

Durante el primer período de estudio la relación de Redfield determinó que el elemento limitante de las microalgas en la zona, fue la concentración de FRS; mientras que en el segundo período el FRS y el amonio actúan como limitantes durante los periodos de lluvia y sequía; respectivamente.

Por otra parte, el ACP señala una correlación positiva entre nutrientes y temperatura con el componente 1 inversa con la velocidad del viento y la concentración de oxígeno disuelto. Mientras que el ACP realizado a los datos durante el año 2015 detecta además de la influencia terrestre, a través de las descargas de los ríos, también la surgencia costera es un evento fertilizante en la zona, lo cual se evidenció por la correlación negativa significativa de nutrientes, abundancia y biomasa fitoplanctónica con la temperatura del agua.

Se determinó la existencia de dos comunidades, características de cada período estudiado. La primera constituida por dinoflagelados desnudos (17 %) y nanodiatomeas; mientras que la segunda comunidad fitoplanctónica estuvo constituida principalmente por dinoflagelados desnudos (18,97 %) y en segundo lugar por el complejo de cocolitofóridos *Emiliania - Gephyrocapsa* (12,38 %).

Las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* constituyeron una fracción importante del fitoplancton de la zona. Su presencia y abundancia muestran la capacidad de este grupo

para vivir en un amplio rango de temperatura. El suministro de nutrientes producido por la surgencia costera, la descarga del río Orinoco y de manera intermitente los ríos locales, en cierta época del año, así como otros factores antropogénicos podrían estar favoreciendo el crecimiento y la formación de la floración de *Pseudo-nitzschia*.

Este es el primer trabajo donde se detecta AD en mejillones en Venezuela, específicamente en las localidades de El Morro, Río Caribe, Cangua y Querepare. Sólo los mejillones de Sipara resultaron libre de AD y las abundancias de *Pseudo-nitzschia* sp., fueron las más bajas. De las muestras analizadas las concentraciones de AD estuvieron en el intervalo  $nd -12,83 \mu\text{g g}^{-1}$ , por debajo del límite máximo permitido a nivel mundial de  $20 \mu\text{g g}^{-1}$ . También se detectó ADp en la localidad de Los Cocos en concentraciones menores a  $5 \mu\text{g mL}^{-1}$ , la cual no representa riesgo alguno para la salud debido a la rápida degradación de esta sustancia en el agua, tal como lo señalan diversas investigaciones.

En cuanto a la relación de las especies de *Pseudo-nitzschia* halladas en la zona del municipio Arismendi, el AD P.perna y las variables ambientales el ACC revela que en la producción de AD *P. perna* fue debido a las especie del grupo *Pseudo-nitzschia* spp. La no coincidencia de las abundancias de *Pseudo-nitzschia* con altas concentraciones de AD *P.perna* y AD p, posiblemente se deba al hecho de que los mejillones se encuentren contaminados con AD. Es posible que la tasa de depuración del mejillón marrón *P. perna*, sea lento explicando la toxicidad de estos organismos cuando la abundancia de *Pseudo-nitzschia* es baja o ausente.

Aún cuando las concentraciones de ADP.perna y ADp, estuvieron por debajo del límite máximo permitido. ( $<20 \mu\text{g. g}^{-1}$ ), se ha determinado que el consumo de mejillones con concentraciones menores al máximo permitido, es considerado un peligro a la salud humana.

Tanto el ACP como el ACC asocian al la concentración de amonio a la abundancia de *Pseudo-nitzschia* total, al complejo *Pseudo-nitzschia* spp y la concentración de ácido domoico en los mejillones. Esto demuestra que los aumentos en la frecuencia en abundancia y frecuencia de aparición de *Pseudo-nitzschia* en la zona, producidos principalmente por descargas antropogénica, favorecen la eutroficación y unido a los cambios climáticos globales sugieren la existencia de un peligro potencial.



## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKTAN, Y., C. GÜREVİN & Z. DORAK. 2009. The effect of environmental factors on the growth and size structure of two dominant phytoplankton species in Büyükçekmece Reservoir (İstanbul, Turkey). *Turk. J. Biol.* 33:335-340.
- ALONSO-RODRÍGUEZ, R., F. PAEZ-OSUNA & R. CORTES-ALTAMIRANO. 2000. Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlan bay (SE Gulf of California). *Mar. Pollution Bull.* 40 (4):331- 339.
- ÁLVAREZ, P. P. & C. A. SANTIAGO. 2006. Ausencia de biotoxina ácido domoico en los pantanos de Villa Chorrillos, Perú. *Ecol. Apl.* 5(1&2): 167-170.
- ALVITES-GUTIERREZ, D. A. 2016. *Variabilidad espacial y calcificación de las comunidades de cocolitofóridos en el sistema de afloramiento costero frente al Callao-Perú*. Tesis Ciencias del Mar, Univ. Peruana Cayetano Heredia, Perú. 150 pp.
- AMZIL, Z., J. FRESNEL, G. D. LE & C. BILLARD. 2001. Domoic acid accumulation in French shellfish in relation to toxic species of *Pseudo-nitzschia multiseriata* and *P. pseudodelicatissima*. *Toxicon.* 39 (8):1245–1251.
- ANDERSON, C. R., BRZEZINSKI, M. A., WASHBURN, L. & R. KUDELA. 2006. Circulation and environmental conditions during a toxigenic *Pseudo-nitzschia australis* bloom in the Santa Barbara Channel, California. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 327:119–133.
- ANDERSON, D. M., T. ALPERMANN, A. CEMBELLA, Y. COLLOS, E. MASSERET & M. MONTRESOR. 2012. The globally distributed genus *Alexandrium*: multifaceted roles in marine ecosystems and impacts on human health. *Harmful Algae.* 14: 10-35.
- APAC. 2017. (Agência Pernambucana de Águas e Clima). [cited 2017 May 2]. Available from: [www.apac.pe.gov.br](http://www.apac.pe.gov.br).
- APARICIO-CASTRO, R. 2003. Review of the oceanographic characteristics on the continental shelf of northeastern Venezuela [Revisión de las características oceanográficas de la plataforma nororiental de Venezuela]. Pp. 171-200 En: P. Frèon & J. Mendoza (eds.). *The sardine (Sardinella aurita), its environment and exploitation in Eastern*

- Venezuela. IRD (Colloques et Séminaires), Paris.
- BAALSRUD, K. 1967. Influence of Nutrient Concentrations on Primary Production. En: Olson TA, Burgess, FJ (eds) *Pollution and Marine Ecology*. Interscience, New York, London, Sydney, pp 159–169
- BALECH, E. 1988. Los Dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental. *Publicaciones del Instituto Español de Oceanografía* 1: 1 - 311.
- BARBER, R. & R. SMITH. 1981. *Coastal upwelling ecosystems*. En: Longhurst, A. (ed.). *Analysis of marine ecosystems*. Academic Press Limited, London, England, U.K. 68pp.
- BARNES, R. & R. HUGHES. 1988. *An Introduction to Marine Ecology*. 2ª edición. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England, U. K. 351pp.
- BATES, S. S. 2000. Domoic-acid-producing diatoms: another genus added. *J Phycol* 36:978–983.
- BATES, S. S., M. F. HILTZ & C. LÉGER. 1999. Domoic acid toxicity of large new cells of *Pseudo-nitzschia multiseriata* resulting from sexual production. En: J. L. Martin, K. Haya (Eds.), *Proceedings of the Sixth Canadian Workshop on Harmful Marine Algae*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2261. pp. 21–26.
- BATES, S., K. A. HUBBARD, N. LUNDHOLM, M. MONTRESOR, C. P. LEAW. 2018 *Pseudo-nitzschia*, *Nitzschia*, and domoic acid: New research since 2011. *Harmful Algae*. 1-42.
- BASTERRETXEA, G., J. S. FONT-MUÑOZ & I. TUVAL. 2020. Phytoplankton orientation in a turbulent ocean: A microscale perspective. *Front. Mar. Sci.* 7(185): 1-8.
- BENDSCHNEIDER, K. & R. ROBINSON. 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. *Mar. Res.* 11: 87-96.
- BÉRARD-TERRIAULT, L., M. POULIN & L. BOSSE. 1999. *Guide d'identification du phytoplankton marin de l'estuarine et du golfe du Golfe du Saint-Laurent*. CNRC. Ottawa, Canada. 387 pp.
- BERGESCH, M., C. ODEBRECHT & Ø. MOESTRUP. 2008. Nanoflagellates from coastal waters of southern Brazil (328S). *Bot. Mar.* 51: 35–50.
- BLANCO, J., C. P. ACOSTA, M. B. DE LA PUENTE & C. SALGADO. 2002. Depuration and

- anatomical distribution of the amnesic shellfish poisoning (ASP) toxin domoic acid in the king scallop *Pecten maximus*. *Aquat. Toxicol.* 60 (1-2):111-121.
- BOGAN, Y. M., D. J. KENNEDY, A. L. HARKIN, J. GILLESPIE, B. J. VAUSE, B. D. BEUKERS-STEWART, P. HESS, J. & W. SLATER. 2007. Variation in domoic acid concentration in king scallop (*Pecten maximus*) from fishing grounds around the Isle of Man. *Harmful Algae.* 6:81-92.
- BONILLA, J. 1977. Condiciones hidroquímicas del agua y características químicas de los sedimentos del golfo de Paria durante la expedición LS-7302. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela.* 16 (1-2):99-114.
- BONILLA, J., A. QUINTERO, J. CORDERO, E. BASOA, B. MARÍN & Y. FIGUEROA. 2003. Condiciones hidrográficas y químicas en la columna de agua de las adyacencias de la cuenca de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Saber.* 15(1-2):106-112.
- BOUILLON, R., T. L. KNIERIM, R. J. KIEBER, S. A. SKRABAL & J. L. WRIGHT. 2006. Photodegradation of the algal toxin domoic acid in natural water matrices. *Limnol. Oceanogr.* 51: 321-330.
- BOYER, J., R. FOURQUREAN & R. JONES. 1997. Spatial characterization of the water quality in Florida Bay and Whitewater Bay by multivariate analyses: Zones of similar influence. *Estuaries.* 20:743-758.
- BOYER, J., P. STERLING & R. JONES. 2000. Maximizing information from a water quality monitoring network through visualization techniques. *Est. Coast and Shelf Sci.* 50: 30-48.
- BRISTOW, L. A., W. MOHR, S. AHMERKAMP & M. KUYPERS. 2017. Nutrients that limit growth in the ocean. *Curr. Biol.* 27, R431-R510.
- BRUNSON, J. K., S. M. K. MCKINNIE, J. R. CHEKAN, J. P. MCCROW, Z. D. MILES E. M. BERTRAND, V. A. BIELINSKI, H. LUHAVAYA, M. OBORNIK, G. J. SMITH, D. A. HUTCHINS, A. E. ALLEN & B. S. MOORE. 2018. Biosynthesis of the neurotoxin domoic acid in a bloom-forming diatom. *Science.* 361: 12356-1358.
- BURKHARDT, S., I. ZONDERVAN & U. RIEBESELL. 1999. Effect of CO<sub>2</sub> Concentration on C:N:P Ratio in Marine Phytoplankton: A Species Comparison. *Limnol. Oceanogr.* 44(3): 683 - 690.

- CALVO-TRUJILLO, A., K. RINCONES-REYES, J. R. DÍAZ-RAMOS, B. MÁRQUEZ-GARCÍA, S. SUBERO-PINO; E. ELISTA-RAMÍREZ & L. TROCCOLI-GHINAGLIA. 2018. Distribución espacial y temporal del fitoplancton en el golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela, febrero 2014 – enero 2015. *Bull. of Mar. and Coastal Res.* 47 (2):63-82.
- CAPUZZO, M. 1981. Prediction pollution effects in the marine environment. *Oceanus*. 24 (1): 25-33.
- CASTELLANOS, P., R. VARELA & F. MULLER-KARGER. 2002. Descripción de las áreas de surgencia al sur del Mar Caribe examinadas con el sensor infrarrojo AVHRR. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle*. 154:55–76.
- CHANG YEN, I., L. ROJAS DE ASTUDILLO, A. LA BARBERA & J. SOLER. 2006. Paralytic shellfish poisoning toxin profiles in green mussels from Trinidad and Venezuela. *J. Food Compos. Anal.* 19: 88- 94.
- CHINABUT, S., T. SOMSIRI, C. LIMSUWAN & S. LEWIS. 2006. Problems associated with shellfish farming. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Éiz.* 25: 627–635.
- CIMINELLO, P., C. DELL'AVERSANO, E. FATTORUSSO, M. FORINO, S. G. MAGANO, L. TARTAGLIONE, A. M. QUILLIAM, A. TUBARO & R. POLLETI. 2005. Hydrophilic interaction liquid chromatography/mass spectrometry for determination of domoic acid in Adriatic shellfish, *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 19: 2030–2038.
- CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Austr. J. Ecol.* 18:17-143.
- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analyses and interpretation. 2a edición. Primer-E, Plymouth, UK. 120 p.
- CLAYDEN, J., B. READ & K. R. HEBDITCH. 2005. Chemistry of domoic acid, isodomoic acids, and their analogues. *Tetrahedron*. 61:5713–5724.
- CLÉMENT, A. 1993. Componentes disueltos por la acuicultura marina en Chile. Relación con el fitoplancton. Seminario Internacional Acuicultura y medio Ambiente. Santiago, 2 y 3 de Septiembre. Fundación Chile. 183 pp.
- CLOERN, J. E. & R. DUFFORD. 2009. Phytoplankton community ecology: principles applied in San Francisco Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 285: 11–28.
- COSTA, L. G. & G. GIORDANO. 2014. Domoic Acid University of Washington, Seattle,

- WA,USA M Aschner, Albert Einstein College of Medicine, Bronx,NY, USA. Elsevier Inc.All rights reserved. Encyclopedia of the Neurological Sciences. Vol. 1. 155 pp.
- CRUZ-ESCALONA. M., V. MORALES-ZÁRATE, A. F. NAVIA, J. M. RODRIGUEZ-BARON & P. DEL MONTE-LUNA. 2013. Análisis funcional de la red trófica de Bahía Magdalena Baja California Sur, México. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 41(3): 519-544.
- CUPP, E. 1943. Marine plankton of the west of North America. *Bull. Scripps. Inst. Oceanogr. Tech. Ser. 5* (1): 1 - 238.
- CURY, P., A. BAKUN, R. J. M. CRAWFORD, A. JARRE, R. A. QUIÑONES, L. J. SHANNON & H. M. VERHEYE. 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in ‘‘wasp-waist’’ecosystems. *J. of Mar. Sc.* 57: 603–618.
- DE LA IGLESIA, P., G. GIMENEZ & J. DIOGENE. 2008. Determination of dissolved domoic acid in seawater with reversed-phase extraction disks and rapid resolution liquid chromatography tandem mass spectrometry with head-column trapping. *J. Chromatogr. A.* 1215(1-2):116-124.
- DE SANTIS-BRAGA, E., V. G. CHIOZZINI & G. D. BENEDETTI BERBEL. 2018. Oligotrophic water conditions associated with organic matter regeneration support life and indicate pollution on the western side of Fernando de Norhona Island-NE, Brazil, 3°S. *Braz. J. Oceanogr.* 66(1): 73-90.
- DOWNING, J. 1997. 1997. Marine nitrogen: Phosphorus stoichiometry and the global N:P cycle. *Biogeochemistry.* 37:237-252.
- DÍAZ, P. A., M. RUIZ-VILLARREAL, L. VELO-SUÁREZ, I. RAMILO, P. GENTIEN, M. LUNVEN, L. FERNAND, R. RAINE & B. REGUERA. 2014. Tidal and wind-event variability and the distribution of two groups of *Pseudo-nitzschia* species in an upwelling-influenced ría. *Deep Sea Research Part II: Tropical Studies in Oceanography* 101: 163-179.
- DOERING, K., Z. ERDEM, C. EHLERT, S. FLEURY, M. FRANK & R. SCHNEIDER. 2016. Changes in diatom productivity and upwelling intensity off Peru since the Last Glacial Maximum: Response to basin-scale atmospheric and oceanic forcing. *Paleoceanography.* 31:1453–1473. doi:10.1002/2016PA002936.



- DORTCH, Q., R. ROBICHAU, S. POOL, D. MILSTED, G. MIRE, N. RABALAIS, T. M. SONIA, G. A. FRYXELL, R. E. TURNER & M. L. PARSONS. 1997. Abundance and vertical flux of *Pseudo-nitzschia* in the northern Gulf of Mexico. *Mar. Ecol. Progress Ser.* 146: 249–264.
- DOUCETTE, G. J., K. L. KING, A. E. THESSEN & Q. DORTCH. 2008. The effect of salinity on domoic acid production by the diatom *Pseudo-nitzschia multiseriis*. *Nov. Hedwig. Beih.* 133: 31
- DOUGLAS, D. J., E. R. KENCHINGTON, C. J. BIRD, R. POCKLINGTON, B. BRADFORD & W. SILVERT. 1997. Accumulation of domoic acid by the sea scallop (*Placopecten magellanicus*) fed cultured cells of toxic *Pseudo-nitzschia multiseriis*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 907–913.
- DOWNING, J. 1997. 1997. Marine nitrogen: Phosphorus stoichiometry and the global N:P cycle. *Biogeochemistry.* 37:237-252
- DURŞUN, F., S. ÜNLÜ, S. TAS & T. YURDUN. 2017. Domoic Acid Variations in Response to Environmental Conditions in an Eutrophic Estuary, Golden Horn (Turkey). *Turkish J. Fish. Aquat. Sc.* 17: 653-662.
- DURŞUN, F., T. YURDUN & S. UNLU. 2016. The first observation of domoic acid in plankton net samples from the Sea of Marmara, Turkey. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 96 (1):70–75.
- EDGE, E. S., W. EIKREMA & B. EDVARSEN. 2015. Deep-branching novel lineages and high diversity of Haptophytes in the Skagerrak (Norway) uncovered by 454 pyrosequencing. *J. Euk Microbiol.* 62:121-140.
- ESTRADA, M. 1972. Analyse en composantes principales de données de phytoplancton de la zone côtière du Sud de l'Ebre. *Inv. Pesq.* 36: 109-118.
- ESTRADA, M. & M. WAGENSBERG. 1977. Spectral analysis of spatial series of oceanographic parameters (fluorescence, temperature, concentrations of nitrate + nitrite). *J. Exp. Mar. Ecol. Biol.* 30: 147-164
- FALKOWSKI, P. G., M. E. KATZ, A. H. KNOLL, A. QUIGG, J. A. RAVEN, O. SCHOFIELD & F. TAYLOR. 2004. The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. *Science.* 305:354-360.

- FEBRES, G. & L. HERRERA. 1976. Caribbean sea circulation and water mass transports near the lesser Antilles. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 15(1): 83-96.
- FERRAZ-REYES, E. 1976. Ciclo anual del fitoplancton en zonas de bancos naturales y de cultivo del mejillón *Perna perna* (L), en el oriente de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 15(2): 119-132.
- FERRAZ-REYES, E. 1987. Productividad primaria en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 26(1&2): 97-110.
- FERRAZ-REYES, E. 1992. Fitoplancton de la Ensenada de Canguas, Península de Paria, Estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 31 (1 & 2): 17 – 26.
- FORTUÑO, C. L. & J. M. ESTRADA. 2013. Elemental composition of coccoliths. Mg/Ca relationships. *Sci. Mar.* 77(1): 63-67.
- FRAISSE, S., M. BORMANS & Y. LAGADEUC. 2015. Turbulence effects on phytoplankton morphofunctional traits selection. *Limnol. Oceanogr.* 60:872–884.
- FUKUOKA, J. 1965. Coastal upwelling near Venezuela (I). year to year changer of upwelling. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 4(2): 223-233.
- GADE, H. 1961. Informe sobre las condiciones hidrográficas en el Golfo de Cariaco para el período de comienzo en mayo y termina en noviembre 1960. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 1(1):21-46.
- GARCÍA-MARCANO, E. A., L. ROJAS DE ASTUDILLO, J. R. DÍAZ, S. SUBERO, L. TROCCOLI, A. ESCALONA, D. ROJAS DE INDRIAGO. 2021. Presencia de toxina VPM en mejillones *Perna perna* de la costa del municipio Arismendi, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. (en prensa).
- GARCÍA-MENDOZA, E., S. I. QUIJANO-SCHEGGIA, A. OLIVOS-ORTIZ & E. J. NÚÑEZ-VÁZQUEZ. 2016. Florecimientos Algales Nocivos en México. Ensenada, México. *CICESE*. 438 pp.
- GIORDANO, M., A. NORICI & S. RATTI. 2008. *Role of sulfur for algae: Acquisition, metabolism, ecology and evolution*. Rüdiger Hell et al. (eds.), *Sulfur Metabolism in Phototrophic Organisms*, 397–415.
- GLIBERT, P. M., C. WAZNIAK, M. HALL & B. STURGIS. 2007. Seasonal and interannual trends in nitrogen in Maryland's Coastal Bays and relationships with brown tide.

*Ecol. Appl.* 579–587.

- GONZÁLEZ, H. E., E. MENSCHÉL, C. APARICIO & C. BARRÍA. 2007. Spatial and temporal variability of microplankton and detritus, and their export to the shelf sediments in the upwelling area off Concepción, Chile (36°S), during 2002–2005. *Prog. Oceanogr.* 75: 435–451.
- GOLDSTEIN, T., J. A. MAZET, T. S., ZABKA, G. LANGLOIS, K. M. COLEGROVE, M. SILVER, S. BARGU, F. VAN DOLAH, T. LEIGHFIELD, P. A. CONRAD, J. BARAKOS, D. C. WILLIAMS, S. DENNISON, M. HAULENA & F. M. GULLAND. 2008. Novel symptomatology and changing epidemiology of domoic acid toxicosis in California sea lions (*Zalophus californianus*): an increasing risk to marine mammal health. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 275: 267–276.
- GRANT, K. S., T. M. BURBACHER, E. M. FAUSTMAN & L. GRATTAN. 2010. Domoic acid: neuro behavioral consequences of exposure to a prevalent marine biotoxin, *Neurotoxicol. Teratol.* 32 (2):132–141.
- GRIFFITHS, G. & J. SIMPSON. 1972. Afloramiento y otras características oceanográficas de las aguas costeras del norte-este de Venezuela. Series Recursos y Explotación Pesqueras. 2 (4). M.A.C. 72 pp.
- HAGSTRÖM, J., E. GRANÉLI, I. MANEIRO, A. BARREIRO, A. PETERMANN & C. SVENSEN. 2007. Release and degradation of amnesic shellfish poison from decaying *Pseudo-nitzschia multiseriata* in presence of bacteria and organic matter. *Harmful Algae.* 6:175–188.
- HALLEGRAEFF, G. M. 1995. Harmful algal blooms: a global overview. En Hallegraeff, G.M. *et al.* eds. Manual on Harmful Marine Microalgae, pp. 1-22. IOC Manuals and Guides No. 33.UNESCO.
- HAMPSON, D. R., X. HUANG, J. W. WELLS, J. A. WALTER & J. L. WRIGHT. 1992. Interaction of domoic acid and several derivatives with kainic acid and AMPA binding sites in rat brain. *Eur. J. Pharmacol.* 218: 1–8.
- HANSEN, L. R., S. I. SOYLU, Y. KOTAKI, Ø. MOESTRUP & N. LUNDHOLM. 2011. Toxin production and temperature-induced morphological variation of the diatom *Pseudo-nitzschia seriata* from the Arctic. *Harmful Algae* 10:689–696.

- HARÐARDÓTTIR, S., M. PANČIĆ, A. TAMMILEHTO, B. KROCK, E. F. MØLLER, T. G. NIELSEN & N. LUNDHOLM. 2015. Dangerous relations in the Arctic marine food web: interactions between toxin producing *Pseudo-nitzschia* diatoms and *Calanus copepodites*. *Mar. Drugs*. 13:3809–3835.
- HARRIS, G. 1986. *Phytoplankton Ecology: Structure, Function and Fluctuation*. Chapman and Hall. New York, Estados Unidos. 384 pp.
- HASLE, G. R. 2002. Are most of the domoic acid producing species of the diatom genus *Pseudo-nitzschia* cosmopolites? *Harmful Algae*. 1: 137–146.
- HEISLER, J., P. M. GLIBERT, J. M. BURKHOLDER, D. M. ANDERSON, W. COCHLAN & W. C. DENNISON. 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful algae*. 8 (1):3–13.
- HOLLAND, P. T., A. I. SELWOOD, D. O. MOUNTFORT, A. L. WILKINS, P. McNABB, L. L. RHODES, G. J. DOUCETTE, C. M. MIKULSKI & K. L. KING. 2005. Isodomoic acid C, an unusual amnesic shellfish poisoning toxin from *Pseudo-nitzschia australis*. *Chem. Res. Toxicol.* 18:814–816.
- HORMAN, P. 1990. The amount of garbage pollution from merchants ships. *Mar. Poll. Bull.* 13 (5): 167-169
- HOWARD, M. D., W. P. COCHLAN, N. LADINSKY & R. M. KUDELA. 2007. Nitrogenous preference of toxigenic *Pseudo-nitzschia australis* (Bacillariophyceae) from field and laboratory experiments. *Harmful Algae* 6: 206–217.
- JAMES, K. J., M. GILLMAN, M. F. AMANDI, A. LOPEZ-RIVERA, P. F. PUENTE, M. LEHANE, S. MITROVIC & A. FUREY. 2005. Amnesic shellfish poisoning toxins in bivalve molluscs in Ireland, *Toxicon*. 46 (8):852–858.
- JENSEN, S. K., J. P. LACAZE, G. HERMANN, J. KERSHAW, A. BROWNLOW, A. TURNER & A. HALL. 2015. Detection and effects of harmful algal toxins in Scottish harbour seals and potential links to population decline. *Toxicon*. 97:1–14.
- JOHNSON, R. & D. WICHERN. 1992. *Applied multivariate statistical analysis*. Tercera edición. Prentice-Hall Int., New Jersey, U.S.A. 642 pp.
- JULIUS, M. L. & E. C. THERIOT. 2010. *The diatoms: a primer*. En: *The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences*. Edited Smol J. & E. Stoermer. Cambridge

- University press (Eds). 9-18 pp.
- JURY, M. R. 2017. Eastern Venezuela coastal upwelling in context of regional weather and climate variability. *Reg. St. in Mar. Sc.* 18: 219-228.
- KANIOU-GRIGORIADOU, I., T. MOURATIDOU & P. KATIKOU. 2005. Investigation on the presence of the domoic acid in Greek shellfish. *Harmful Algae*. 4:717–723.
- KOROLEFF, F. 1969. Direct determination of ammonia in natural water as indophenol blue. *Int. Counc. Explor. Sea*. 9: 19-22.
- KRUK, C., V. HUSZAR, E. PETERS, S. BONILLA, L. COSTA, M. LURLING, C. REYNOLDS & M. SCHEFFER. 2010. A morphological classification capturing functional. *Freshw. Biol.* 55: 614–627.
- KUDELA, R. M., J. Q., LANE & W. P. COCHLAN. 2008 The potential role of anthropogenically derived nitrogen in the growth of harmful algae in California, USA. *Harmful Algae*. 8:103–110.
- LA BARBERA, A. 1993. Dinoflagelados de la Región Nororiental de Venezuela. FONAIAP. 98 pp.
- LA BARBERA, A., J. SOLER, L. ROJAS DE ASTUDILLO & I. CHANG YEN. 2004. Paralytic shellfish poisoning toxins (PSP) in Margarita Island, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 52: 12-18.
- LABORATORIO DE TOXINAS MARINAS. 2010. *Determinación de veneno amnésico de mariscos*, Código: LTMS-10-03P. Universidad de Chile - Sede Santiago. 6 pp.
- LEE, R. E. 1999. *Phycology*. Cambridge University Press, Cambridge. 614 pp.
- LEFEBVRE, K. A., S. C. TILTON, T. K. BAMMLER, R. P. BEYER, S. SRINUANPRACHAN, P. L. STAPLETON, F. M. FARINM & E. P. GALLAGHER. 2009. Gene expression. Profiles in zebrafish brain after acute exposure to domoic acid at symptomatic and asymptomatic doses. *Tox. Sci.* 107 (1):65-77.
- LEFEBVRE, K. & A. ROBERTSON. 2010. Domoic acid and human exposure risks: A review. *Toxicon*. 56:18–230.
- LEIRA, F. J., J. M. VIEITES, L. M. BOTANA & M. R. VYEITES. 1998. Domoic acid levels of naturally contaminated scallops as affected by canning. *J. Food Sci.* 63: 1081–1083.
- LELONG, H., P., HÉGARET, S. SOUDANT & S. BATES. 2012. *Pseudo-nitzschia*

- (Bacillariophyceae) species, domoic acid and amnesic shellfish poisoning: revisiting previous paradigms. *Phycologia*. 51:168–216.
- LIEFER, J. D., H. L. MACINTYRE, L. NOVOVESKA, W. L. SMITH & C. P. DORSEY. 2009. Temporal and spatial variability in *Pseudo-nitzschia* spp. in Alabama coastal waters: a “hot spot” linked to submarine groundwater discharge? *Harmful Algae*. 8:706–714.
- LIEFER, J. D., A. ROBERTSON, H. L. MACINTYRE, W. L. SMITH & C. P. DORSEY. 2013. Characterization of a toxic *Pseudo-nitzschia* spp. bloom in the Northern Gulf of Mexico associated with domoic acid accumulation in fish. *Harmful Algae*. 26: 20–32.
- LINCOLN, J. A., J. T. TURNER, S. S. BATES, C. LÉGER & D. A. GAUTHIER. 2001. Feeding, egg production and egg hatching success of the copepods *Acartia tonsa* and *Temora longicornison* diets of the toxic diatom *Pseudo-nitzschia multiseries* and the non-toxic diatom *Pseudo-nitzschia pungens*. *Hydrobiologia*. 453: 107–120.
- LINDSEY, R. & M. SCOTT. 2010. What are Phytoplankton? <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/Phytoplankton/> (last accessed March 5, 2013).
- LITCHMAN, E., P. T. PINTO, C. A. KLAUSMEIER, M. K. THOMAS & K. YOSHIYAMA. 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*. 653(1): 15-28.
- LOPES, M. R., C. E. BICUDO & M. C. FERRAGUT. 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia*. 542(1):235-247.
- LÓPEZ-RIVERA, C., B. BEAUDRY, P. EILERS, B. SUAREZ-ISLA, S. HALL, M. FERNÁNDEZ, A. FUREY & J. JAMES. 2005. Improved high-performance liquid chromatographic method for the determination of domoic acid and analogues in shellfish: effect of pH. *Anal. Bioanal. Chem.* 381:1540-1545.
- LUNDHOLM, N., J. SKOV, R. POCKLINGTON & O. MOESTRUP. 1994. Domoic acid, the toxic amino acid responsible for amnesic shellfish poisoning, now in *Pseudo-nitzschia seriata* (Bacillariophyceae) in Europe. *Phycologia*. 33(6): 475-478.
- LUNDHOLM, N. & P. J. HANSEN. 2005. Lack of allelopathic effects of the domoic acid-

- producing marine diatom *Pseudo-nitzschia multiseriata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 28:21–33.
- LUNDHOLM, N. (ED.). 2016. Bacillariophyceae. En: IOC UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Microalgae. Available from: [http://www.marinespecies.org/hab/aphia.php?p=taxlist&pid=576884&tRank=220&rComp=%3D&context\\_in=30&vOonly=1](http://www.marinespecies.org/hab/aphia.php?p=taxlist&pid=576884&tRank=220&rComp=%3D&context_in=30&vOonly=1) [Accessed 18 September 2016].
- LY, J., C. M. PHILIPPART & J. C. KROMKAMP. 2014. Phosphorus limitation during a phytoplankton spring bloom in the western Dutch Wadden Sea. *J. of Sea Res.* 88:109–120.
- MAC INTYRE, H. L., A. L. STUTES, W. L. SMITH, C. P. DORSEY, A. ABRAHAM, A. & R. W. DICKEY. 2011. Environmental correlates of community composition and toxicity during a bloom of *Pseudo-nitzschia* spp. in the northern Gulf of Mexico. *J. of Plankton Res.* 33(2), 273-295.
- MACKENZIE, A. L., D. A. WHITE, P. G. SIM & A. J. HOLLAND. 1993. Domoic acid and the New Zealand greenshell mussel (*Perna canaliculus*). En: Smayda, T. J., Shimizu, Y. (Eds.), Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea. Elsevier Science Publishers. pp. 607–612.
- MAEDA M., T. KODAMA, T. TANAKA, H. YOSHIZUMI, T. TAKEMOTO, K. NOMOTO & T. FUJITA. 1986. Structure of isodomoic acids A, B and C, novel insecticidal amino-acids from the red alga *Chondria armata*. *Chem. and pharmaceutical Bull.* 34:4892-4895.
- MAFRA, L. L., V. M. BRICELJ & K. FENNEL. 2010. Domoic acid uptake and elimination kinetics in oysters and mussels in relation to body size and anatomical distribution of toxin. *Aquat. Toxicol.* 100, 17–29.
- MALDONADO, M. T., M. P. HUGHES, E. L. RUE & M. L. WELLS. 2002. The effect of Fe and Cu on growth and domoic acid production by *Pseudo-nitzschia multiseriata* and *Pseudo-nitzschia australis*. *Limnol. Oceanogr.* 47:515–526.
- MALHI, N., A. J. TURNBULL, A. TAN, R. KIERMEIER, R. NIMMAGADDA & C. MCLEOD. 2014. A national survey of marine biotoxins in wild-caught abalone in Australia. *J. Food Prot.* 77 (11):1960–1967.

- MARGALEF, R. 1978. Life forms of phytoplankton survival alternatives in a instable environment. *Oceanology Acta*.11: 493 – 509.
- MARGALEF, R. & F., GONZÁLEZ. 1969. Grupos de especies asociadas en el fitoplancton del Mar Caribe (N.E. de Venezuela). *Inv. Pesq.* 33:287-312.
- MARGALEF, R., M. ESTRADA M. & D. BLASCO. 1979. Functional morphology of organisms involved in red tides as adapted to decaying turbulence. En: Taylor D.L., Seliger H.H. (eds), Toxic dinoflagellate Blooms. North Holland, Elsevier, pp. 89-94.
- MARINA, T. I., J. A. HERRERA-SILVEIRA & I. MEDINA-GÓMEZ. 2017. Respuesta de la comunidad de fitoplancton y zooplancton al afloramiento de agua subterránea y surgencia costera en la península de Yucatán, México. *Ecol. Austral* 27: 219-231.
- MARQUEZ A., W. SENIOR, A. BENITEZ & R. DE LA CRUZ. 2011. Sector oriental del Golfo de Cariaco, Venezuela. Una descripción de su dinámica hidroquímica, procesos y del rol de la surgencia costera estacional. *Bol. Inst. Oceanogr.Venezuela.* 50(2): 255-272.
- MARTÍN, A., L. MALAVÉ , D. SÁNCHEZ, R. APARICIO, F. AROCHA, D. BONE, J. A. BOLAÑOS, J. BOLAÑOS-JIMÉNEZ, J. CASTAÑEDA, J. J. CÁRDENAS, A. K. CARBONINI, Y. J. DÍAZ, H. J. GUADA, E. KLEIN, R. LAZPO, A. LEMUS, M. LENTINO, C. LIRA, C. LODEIROS, R. LÓPEZ, B. MARÍN, G. MARTÍNEZ, B. MÁRQUEZ, A. MÁRQUEZ, R. MOLINET, F. MORALES, J. POSADA, A. PRIETO, A. RIERA, C. T. RODRÍGUEZ, A. RAMÍREZ, W. SENIOR, P. SOLANA, H. SEVEREYN, P. SPINIELLO, E. VALERA, C. YANEZ & E. ZOPPI. 2007. En: Martín A, Bone D (Eds.). Línea Base Ambiental Plataforma Deltana. Petróleos de Venezuela, S. A. Univ Simón Bolívar. Caracas, Venezuela, 176pp.
- MARTÍNEZ, G., J. CASTAÑEDA, W. SENIOR, A. MÁRQUEZ & A. GONZÁLEZ. 2012. Caracterización ambiental de la ensenada de Playa Grande, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela.* 51 (2): 193-206.
- MARTINO, E. M., S. R. CONNOLLY & K. HEIMANN. 2012. Nitrate–nitrite dynamics and phytoplankton growth: Formulation and experimental evaluation of a dynamic model. *Limnol. Oceanogr.* 57(5): 1555–1571.
- MARTINY, A. C., C. PHAM, F. PRIMEAU, J. VRUGT, J. MOORE, S. LEVIN & M. LOMAS. 2013. Strong latitudinal patterns in the elemental ratios of marine plankton and organic



- matter. *Nature Geoscience*. 6: 279–283.
- MELLARD, J. P., K. YOSHIYAMA, E. LITCHMAN & C. A. KLAUSMEIER. 2011. The vertical distribution of phytoplankton in stratified water columns. *J. of Theoretical Biol.* 269(1): 16-30.
- MÉNDEZ, S. & G. FERRARI. 2002. Floraciones algales nocivas en Uruguay: antecedentes, proyectos en curso y revisión de los resultados. En: Sar EA, ME Ferrario & B Reguera (eds). *Floraciones algales nocivas en el cono sur americano*: 269-288. Instituto Español de Oceanografía, Vigo, España.
- MOIGIS, A. & J. BONILLA. 1985. La productividad primaria del fitoplancton e hidrografía del golfo de Paria, Venezuela, durante la estación de lluvias. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 24(1&2): 163-175.
- MONENTE, J. 1986. Influencia del Orinoco en el Caribe. *Mem. Soc. ciencias. Nat. La Salle*. 46(125-126):1-11.
- MONTALVO-ESTEVEZ, J., I. GARCÍA-RAMIL, E. PERIGÓ-ARNAUDI, O. ALBURQUERQUE-BROOK & N. GARCÍA-GARCÍA. 2013. Calidad química del agua y sedimento en las bahías del archipiélago Sabana-Camagüey. *Rev. Cubana de Química*. 25(2): 123-133.
- MORABITO, G., D. RUGGIU & P. PANZANI. 2002. Recent Dynamics (1995-1999) of the Phytoplankton Assemblages in Lago Maggiore as a Basic Tool for Defining Association Patterns in The Italian Deep Lakes. *J. Limnol.* 61(1): 129 - 145.
- MULLER-KARGER, F. E. & R. VARELA. 1990. Influjo del Río Orinoco en el Mar Caribe: Observaciones con el CZCS desde el espacio. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle*. 50:133-154.
- MULLER-KARGER, F. E. & R. APARICIO. 1994. Mesoscale processes affecting phytoplankton abundance in the southern caribbean sea. *Continental Shelf Res.* 14 (2/3):199-221.
- MULLER-KARGER, F., R. VARELA, R. THUNELL, Y. ASTOR, H. ZHANGA, R. LUERSSSEN & C. HUA. 2004. Processes of coastal upwelling and carbon flux in the Cariaco Basin. *Deep-Sea Res. II* 51:927–943.
- MUNDAY R., P. T. HOLLAND, P. McNABB, A. I. SELWOOD & L. L. RHODES. 2008. Comparative toxicity to mice of domoic acid and isodomoic acids A, B and C.

- Toxicon*. 52:954–956.
- MURPHY, J. & J. RILEY. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Act.* 12: 162-170.
- NGATIA, L. & R. TAYLOR. 2018. Phosphorus Eutrophication and Mitigation Strategies. Intechopen. 79173 Florida A&M University, Tallahassee, FL, USA
- NOVACZEK, I., M. S. MADHYASTHA, R. F. ABLETT, A. DONALD, G. JOHNSON, M. S. NIJJAR & D. E. SIMS, 1992. Depuration of domoic acid from live blue mussels (*Mytilus edulis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 312–318.
- NÚÑEZ-VÁSQUEZ, E. J., I. GÁRATE-LIZARRAGA, C. J. BAND-SCHMIDT, A. CORDERO-TAPIA, D. J. LÓPEZ-CORTES, F. E. HERNÁNDEZ-SANDOVAL, A. HEREDIA-TAPIA & J. J. BUSTILLOS-GUZMÁN. 2011. Impact of harmful algal blooms on wild and cultured animals in the Gulf observaciones con el CZCS desde el espacio. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle*. 50 (133–134), 361–390,
- ODEBRECHT, C, M. F. O. AZEVEDO, V. M. T. GARCÍA, V. L. M. HUSZAR, V.F. MAGALHAES, M. MENEZES, L. A. O. PROENÇA, L. R. RODRIGUEZ, D. R. TENENBAUM, M. C. VILLAC & J. S. YUNES. 2002. Floraciones de microalgas nocivas en Brasil: estado del arte y proyectos en curso. En: Sar EA, ME Ferrario & B. Reguera (eds). Floraciones algales nocivas en el cono sur americano: 217-233. Instituto Español de Oceanografía, Vigo, España.
- OHFUNE, Y. & M. TOMITA. 1982. Total synthesis of (–)-domoic acid. A revision of the original structure. *J. Am. Chem. Soc.* 104:3511–3513.
- OKUDA, T. 1978. Condiciones hidroquímicas de las aguas superficiales de la Fosa de Cariaco y áreas adyacentes. *FAO. Fish.* 200: 34 – 362.
- OKUDA, T., J. ÁLVAREZ, J. BONILLA & G. CEDEÑO. 1978. Características hidrográficas del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 17(1-2): 69-88.
- OLSON, M. B., E. J. LESSARD, C. H. WONG & M. J. BERNHARDT. 2006. Copepod feeding selectivity on microplankton, including the toxigenic diatoms *Pseudo-nitzschia* spp., in coastal Pacific Northwest. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 326 (2006) 207–220.
- PAERL, H., J. DYBLE, M. PIEHLER & P. MOISANDER. 2002. *Developing indicators or assessing coastal eutrophication*. invited seminar, Scripps Institution of

- Oceanography*, UC San Diego, La Jolla, CA. 89 pp.
- PAERL, H. W., L. M. VALDES & B. L. PEIERLS. 2006. Anthropogenic and climatic influences on the eutrophication of large estuarine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 51(1&2): 448–462.
- PAN, Y, D. V. SUBBA RAO & K. H. MANN. 1996. Changes in domoic acid production and cellular chemical composition of the toxigenic diatom *Pseudo-nitzschia multiseriis* under phosphate limitation. *J. Phycol.* 32:371–381.
- PAN, Y., M. L. PARSONS & M. BUSMAN. 2001. *Pseudo-nitzschia* sp. cf. *pseudodelicatissima*. A confirmed producer of domoic acid from the northern Gulf of Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 220.
- PAN, Y., S. S. BATES & A. D. CEMBELLA. 1998. Environmental stress and domoic acid production by *Pseudo-nitzschia*: a physiological perspective. *Nat. Toxins.* 6:127–135.
- PARSONS, M. L., Q. DORTCH & R. E. TURNER. 2002. Sedimentological evidence of an increase in *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) abundance in response to coastal eutrophication. *Limnol Oceanogr.* 47:551–558.
- PERAGALLO, M. 1965. Diatomés Marines de France. A Asher Co. Amsterdam. 365pp.
- PERCOPO, I., M. V. RUGGIERO., S. BALZA, P. GOURVIL, N. LUNDHOLM, R. SIANO, A. TAMMILEHTO, D. VAULOT, D. SARNOP. 2016. *Pseudo-nitzschia Arctica* sp. nov., a new cold-water cryptic *Pseudo-nitzschia* species within the *P. pseudodelicatissima* complex. *J. of Phycology* 52:184–199.
- PIRELA-OCHOA, E., L. TROCCOLI & I. HERNÁNDEZ-ÁVILA. 2008. Hidrografía y cambios en la comunidad del microfitoplancton de la bahía de Charagato, isla de Cubagua, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente Venezuela.* 47(1): 3-15.
- PRINCE, E. K., F. IRMER & G. POHNERT. 2013. Domoic acid improves the competitive ability of *Pseudo-nitzschia delicatissima* against the diatom *Skeletonema marinoi*. *Mar. Drugs.* 11:2398–2412.
- QING-CHUN, Z., Q. LI-MEI, Y. REN-CHENG, K. FAN-ZHOU, W. YUN-FENG, T. YAN, C. J. GOBLER & Z. MING-JIANG. 2012. Emergence of brown tides caused by *Aureococcus anophagefferens* Hargraves et Sieburth in China. *Harmful Algae.* 19: 117–124.

- QUINTERO, A., J. BONILLA, L. SERRANO, M. AMARO, B. RODRÍGUEZ, G. TEREJOVA & Y. FIGUEROA. 2004. Características ambientales de la bahía de Mochima y adyacencias de la cuenca de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 44:123-132.
- RAMÍREZ, J. & C. BICUDO. 2002. Variation of climatic and physical codeterminants of phytoplankton community in four nictemeral sampling days in a shallow tropical reservoir, Southeastern Brazil. *Brazil J. Biol.* 62(1): 1- 14.
- RAVEN, J. A. 2000. The flagellate condition. In: (B.S.C. Leadbeater and J.C. Green, eds) *The flagellates. Unity, diversity and evolution. The Systematics Association Special Volume 59.* Taylor and Francis, London. pp. 269–287.
- REGUERA, B., R. ALONSO, A. MOREIRA & S. MÉNDEZ. 2011. Guía para el diseño y puesta en marcha de un plan de seguimiento de microalgas productoras de toxinas. COI de UNESCO y OIEA, Paris y Viena 2011. *Manuales y Guías de la COI*. 59
- REGUERA, B., P. RÍOBÓ, F. RODRÍGUEZ, P. DÍAZ, G. PIZARRO, B. PAZ, J. FRANCO & J. BLANCO. 2014. Dinophysis toxins: causative organisms, distribution and fate in shellfish. *Mar. Drugs*. 12: 394-461.
- REYES-VÁSQUEZ, G. R. 1975. Diatomeas litorales de la Familia Naviculaceae de la laguna de La Restinga, isla de Margarita, Venezuela., *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 14 (2): 199-225.
- REYNOLDS, C. S. 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton* (Eds C.D. Sandgren), pp. 388–433. Cambridge University Press, New York. Reynolds, 1984b.
- RHODES, L., C. SCHOLIN & I. GARTHWAITE. 1998. *Pseudo-nitzschia* in New Zealand and the role of DNA probes and immunoassays in refining marine biotoxin monitoring programmes. *Nat. Toxins* 6 :105–111.
- RHODES, L., A. SELWOOD, P. McNABB, L. BRIGGS, J. ADAMSON, R. VAN GINKEL & O. LACZKA. 2006. Trace metal effects on the production of biotoxins by microalgae. *Afr. J. Mar. Sci.* 28: 393–397.
- RICHARD, F. 1963. Some chemical and hydrography observations along the north coast South America. Cabo Tres Puntas to Curacao, including the Cariaco trench and gulf

- o Cariaco. *Deep. Sea. Res.* 7 (3). 163-182.
- ROMERO, M.L.J., Y. KOTAKI, N. LUNDHOLM, H. THOHA, H. OGAWA, J. R. RELOX, R. TERADA, S. TAKEDA, Y. TAKATA, K. HARAGUCHI, T. ENDO, P. T. LIM, M. KODAMA, & Y. FUKUYO. 2011. Unique amnesic shellfish toxin composition found in the South East Asian diatom *Nitzschia navis-varingica*. *Harmful Algae*. 10, 456–462.
- ROJAS, P. J. & J. R. ORTIZ. 2011. Comportamiento del fitoplancton durante el evento ENOS en el océano Pacífico colombiano. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*. (6):5-15.
- ROJAS-ASTUDILLO, L., I. CHANG-YEN & A. LA BARBERA-SÁNCHEZ. 2002. Determinación de saxitoxinas en moluscos bivalvos. Evaluación y optimización del uso de cromatografía líquida de alta resolución con previa oxidación. *Zootecnia Trop.* 20(4): 501-513.
- RUE, E. & K. BRULAND. 2001. Domoic acid binds iron and copper: a possible role for the toxin produced by the marine diatom *Pseudo-nitzschia*. *Mar. Chem.* 76:127–134.
- RUEDA-ROA, D. T. & F. E. MULLER-KARGER. 2013. The southern Caribbean upwelling system: Sea surface temperature, wind forcing and chlorophyll concentration patterns. *Deep-Sea Res.* I: 1-13.
- RUEDA-ROA, D. T., T. EZER & F. E. MULLER-KARGER. 2018. Description and mechanisms of the mid-year upwelling in the Southern Caribbean Sea from remote sensing and local data. *J. Mar. Sci. Eng.* 6(36):1-19.
- SAEED, F., A. A. SAIMA, L. A. SUMEI, W. RONGZHI & W. SHIHUA. 2017. Domoic acid: Attributes, exposure risks, innovative detection techniques and therapeutics. *Algal Res.* 24: 97–110.
- SALGADO, P., P. RÍOBO, F. RODRÍGUEZ, J. FRANCO & I. BRAVO. 2015. Differences in the toxin profiles of *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) strains isolated from different geographic origins: Evidence of paralytic toxin, spirolide, and gymnodimine. *Toxicon*. 103: 85-98.
- SÁNCHEZ-SUÁREZ, I. G. & F. C. TRONCONE-OSORIO. 1994. Diversidad y equitabilidad del fitoplancton del golfo de Paria (Venezuela, junio 1984). *Acta Cient. Venezol.* 45: 296-306.

- SÁNCHEZ-SUÁREZ, I. G. & F. C. TRONCONE-OSORIO. 1995. The gulf of Paria (Venezuela): effect of Orinoco River Discharge on water transparency and chlorophyll *a* distribution. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 34(1&2): 77-85.
- SÁNCHEZ-SUÁREZ, I. 1990. Three new coccolithophorids (HAPTOPHYTA) from the south-eastern Caribbean Sea: III. Orden Zygosphaerales. *Acta Cient. Venez.* 43: 34-44.
- SÁNCHEZ-SUÁREZ, I. 1992a. Coccolithophorids (HAPTOPHYTA) from the South-Eastern Caribbean Sea: II. Orden Syracosphaerales. *Acta Cient. Venez.* 43: 34-44.
- SÁNCHEZ-SUÁREZ, I. 1992b. Three new coccolithophorids (HAPTOPHYTA) from the South-Eastern Caribbean Sea: I. Orden Coccolithales and Eiffethales. *Acta Cient. Venez.* 43: 34
- SÁNCHEZ-SUÁREZ, I. 1993. Coccolithophorids (HAPTOPHYTA) from the South-Eastern Caribbean Sea: III. Orden Zygosphaerales. *Acta Cient. Venez.* 44: 192-197.
- SAUNDERS, R. & E. GLENN. 1969. Diatoms Memoirs of the Hourglass Cruises. Vol X. Florida Department of Natural Resources Marine Research Laboratory. St. Petersburg. 38 pp.
- SCHNETZER, A., P. E. MILLER, R. A. SCHAFFNER, B. A. STAUFFER, B. H. JONES, S. B. WEISBERG, P. M. DIGIACOMO & W. M. BERELSON. 2007. D.A. Caron, Blooms of *Pseudo-nitzschia* and domoic acid in the San Pedro Channel and Los Angeles harbor areas of the Southern California Bight, 2003–2004. *Harmful Algae*. 6:372–387.
- SCHOLIN, C. A., F. GULLAND, G. J. DOUCETTE, S. BENSON, M. BUSMAN, F. P. CHAVEZ, J. CORDAROK, R. DELONG, A. DE VOGELAERE, J. HARVEY, M. HAULENA, K. LEFEBVRE, T. LIPSCOMB, S. LOSCUTOFF, L. J. LOWENSTINE, R. MARIN, P.E. MILLER, W. A. MCLELLAN, P. D. R. MOELLER, C. L. POWELL, T. ROWLESKK, P. SILVAGNI, M. SILVER, T. SPRAKER, V. TRAINER & F. M. VAN DOLAH. 2000. Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. *Nature*. 403:80-84.
- SCHWOERBEL, J. 1975. *Métodos de hidrobiología*. Hermann Blume Ediciones. Madrid, España. 387 pp.
- SECCHI, N., F. FIOCCA, A. SANNIO & A. LUGLIE. 2001. Santa Giusta lagoon (Sardinia):

- phytoplankton and nutrients before and after waste water diversion. *J. of Limnol.* 60(2): 194 - 200
- SEE, J. H., L. CAMPBELL, T. L. RICHARDSON, J. L. PINCKNEY & R. SHEN. 2005. Combining new technologies for determination of phytoplankton community structure in the northern gulf of Mexico. *J. Phycol.* 41, 305–310.
- SENIOR, W. 2009. Estudio de las características Físico-Químicas de la Bahía de Mochima, edo. Sucre, Venezuela. *Tech. Rep.* 88 pp.
- SHANNON, C. & W. WIENER. 1949. *The mathematical theory of communication.* Univ. Illinois Press, Urbana. 55 pp.
- SIEBURTH, J. M., V. SMETACEK & J. LENZ. 1978. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limn. Oceanogr.* 23: 1256-1263
- SILVER, M. W., S. BARGU, S. L. COALE, C. R. BENITEZ-NELSON, A. C. GARCIA, K. J. ROBERTS, E. SEKULA-WOOD, K. W. BRULAND, K. H. 2010. Coale, Toxic diatoms and domoic acid in natural and iron enriched waters of the oceanic Pacific. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 107. 20762–20767.
- SIMON, N. A., L. CRAS, E. FOULON & R. LEMÉE. 2009. Diversity and evolution of marine phytoplankton. *C. R. Biologies.* 332:159-170.
- SOLÉ, J., E. BERDALET, L. ARIN, L. CROS, M. DELGADO, A. KUWATA, C. LLEBOT, C. MARRASÉ. 2016. The ecology of plankton in biological oceanography: a tribute to Marta Estrada's task. *Sci. Mar.* 80: 33-38.
- SMITH, V. A. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem. *Environ Sci & Pollut Res* 10 (2):1-15.
- SOMMER, U. 1994. Are marine diatoms favored by high Si:N ratios? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115, 309–315.
- SOURNIA, A. 1986. Atlas du Phytoplancton Marin. Vol 1. Ediciones del Centro Naciones de Investigaciones Científicas. París, Francia. 219 pp.
- SPATHARIS, S., D. B. DANIELIDIS & G. TSIRTSIS. 2007. Recurrent *Pseudo-nitzschia calliantha* (Bacillariophyceae) and *Alexandrium insuetum* (Dinophyceae) winter blooms induced by agricultural runoff. *Harmful Algae.* 6: 811–822.

- STEWART, J. E., L. J. MARKS, M. W. GILGAN, E. PFEIFFER, B. M. ZWICKER. 1998. Microbial utilization of the neurotoxin domoic acid: blue mussels (*Mytilus edulis*) and soft shell clams (*Mya arenaria*) as sources of the microorganisms. *Can. J. Microbiol.* 44: 456–464.
- STRICKLAND, J. & T. PARSONS. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* 167: 1-130.
- SUBERO-PINO, S. S., J. R. DÍAZ-RAMOS, I. G. SÁNCHEZ-SUÁREZ & ELVIRA FERRAZ-REYES. 2002. Diatomeas de las lagunas de Unare y Píritu, Venezuela. Subclase Bacillariophycidae D.G.Mann. *Acta Cient. Venez.* 53: 7-14.
- SUBERO-PINO, S. S., J. R. DÍAZ-RAMOS, I. G. SÁNCHEZ-SUÁREZ & E. FERRAZ-REYES. 2004. Diatomeas de las lagunas de Unare y Píritu, Estado Anzoátegui, Venezuela. Subclases Thalassiosirophycidae y Coscinodiscophycidae Round & Crawford. *Acta Cient. Venez.* 55: 218-224.
- SUBERO-PINO, S. S. 2014. *Estructura de la comunidad fitoplanctónica en una estación ubicada en la depresión de Guaracayal, golfo de Cariaco estado Sucre, Venezuela.* Trab. Asc. Prof. Agregado, Universidad de Oriente. 55 pp.
- SUN, J., D. A. HUTCHINS, Y. FENG, E. L. SEUBERT, D. A. CARON & F. FU. 2011. Effects of changing pCO<sub>2</sub> and phosphate availability on domoic acid production and physiology of the marine harmful bloom diatom *Pseudo-nitzschia multiseriis*. *Limnol. Oceanogr.* 56 (3):829–840.
- SUNESSEN, I. & E. A. SAR. 2007. Diatomeas marinas de aguas costeras de la provincia de Buenos Aires (Argentina). III Géneros potencialmente nocivos *Asterionellopsis*, *Cerataulina*, *Ceratoneis* y *Leptocylindrus*. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 31(80): 493-507.
- SURIYANTI, S. & G. USUP. 2015. First report of the toxigenic *Nitzschia navis-varingica* (Bacillariophyceae) isolated from Tebrau Straits, Johor, Malaysia. *Toxicon.* 108: 257–263.
- TAKEMOTO, T., K. DAIGO, Y. KONDO & K. KONDO. 1966. Studies on the constituents of *Chondria armata*. VIII. On the structure of domoic acid. *Yakugaku Zasshi.* 86: 874–877.
- TAMMILEHTO, A., T. G. NIELSEN, B. KROCK, E. F. MØLLER & N. LUNDHOLM. 2015.



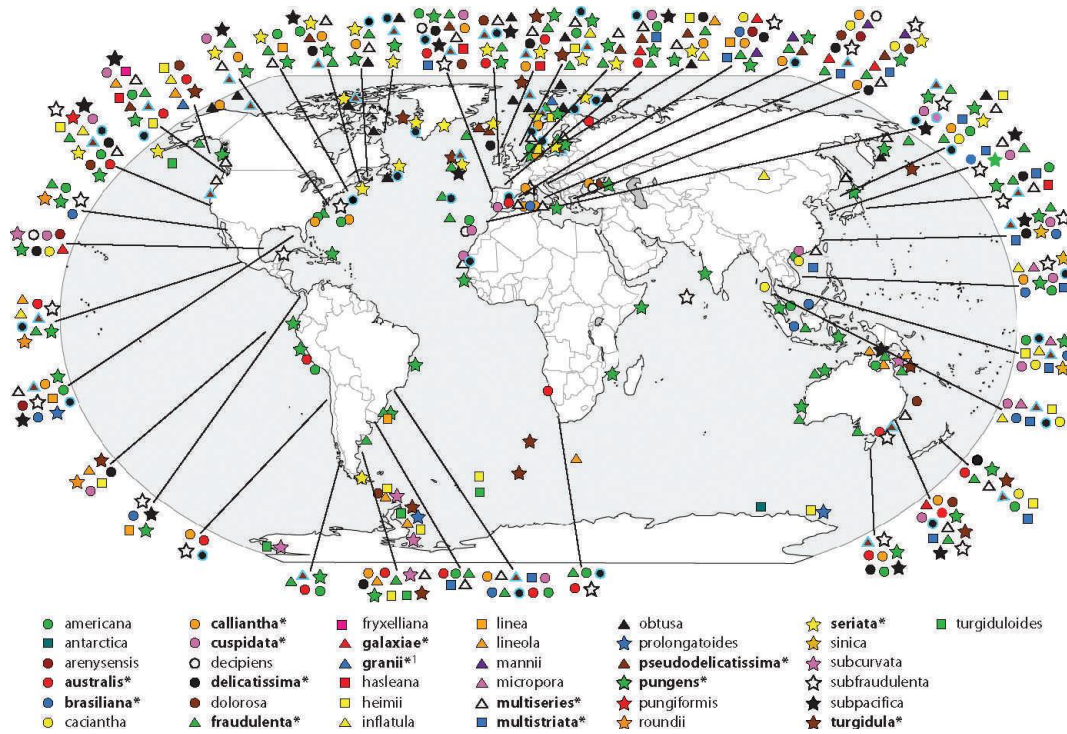
- Induction of domoic acid production in the toxic diatom *Pseudo-nitzschia seriata* by calanoid copepods. *Aquat. Toxicol.* 159: 52–61.
- TAS, S., F. DURSUN, A. AKSU & N. BALKIS. 2016. Presence of the diatom genus *Pseudo-nitzschia* and particulate domoic acid in the Golden Horn Estuary (Sea of Marmara, Turkey). *Diatom Res.* 31(4):339–349.
- TAYLOR, G. T., F. E. MULLER-KARGER, R. C. THUNELL, M. I. SCRANTON, Y. ASTOR, R. VARELA, L. TROCCHI-GHINAGLIA, L. LORENZONI, K. A. FANNING, S. HAMEEDA & O. DOHERTY. 2012. Ecosystem responses in the southern Caribbean Sea to global climate change. *Environ. Sc.* 1-6.
- TENORIO, C., E. URIBE, P. GIL-KODAKA, J. BLANCO & G. ÁLVAREZ. 2016. Morphological and toxicological studies of *Pseudo-nitzschia* species from the central coast of Peru. *Diatom Res.* 1-8.
- TENORIO, C., A. GONZALO, M. ARAYA, F. ÁLVAREZ, J. BLANCO. & E. URIBE. 2018. First detection of domoic acid produced by *Pseudo-nitzschia multistriata* in Peruvian waters. *The 18th International Conference on Harmful Algae.* 2 pp.
- TEMPONERAS, M, J. KRISTIANSEN & M. MOUSTAKA-GOUNI. 2000. Seasonal variation in phytoplankton composition and physical-chemical features of the shallow Lake Doirani, Macedonia, Greece. *Hydrobiologia.* 424: 109-122.
- TOMAS, C. 1997. *Identifying marine diatoms and dinoflagellates.* Academic Press, New York, USA. 858 pp.
- TRAINER, V. L., J. C. WEKELL, R. A. HORNER, C. L. HATFIELD & J. E. STEIN. 1998. Domoic acid production by *Pseudo-nitzschia pungens*. In: *Harmful Algae.* Reguera B, Blanco J, Fernández M.L., T. Wyatt. eds. Xunta de Galicia and the IOC of UNESCO, Paris. pp. 337-340.
- TRAINER, V. L., N. G. ADAMS, B. D. BILL, C. M. STEHR, J. C. WEKELL, P. MOELLER, M. BUSMAN & D. WOODRUFF. 2000. Domoic acid production near California upwelling zones, June 1998, *Limnol. Oceanogr.* 45:1818–1833.
- TRAINER, V. L., S. S. BATES, N. LUNDHOLM, A. E. THESSSEN, W. P. COCHLAN, N. G. ADAMS & C. G. TRICK. 2012. *Pseudo-nitzschia* physiological ecology, phylogeny, toxicity, monitoring and impacts on ecosystem health. *Harmful Algae.* 14: 271–300.

- TRIVERS, M. 1971. Diversité du microplancton du Golfe de Marseille en 1964. *Mar. Biol.* 8(4):308-343.
- TRÉGUER, P. & P. LE CORRE. 1975. *Manual d'analyses des sels nutritifs dans l'eau de mer*. Utilization l'autoanalyser II. Techicon. LOC-UBC. 2ed. 110.
- TRICK, C. G., B. D. BILL, W. P. COCHLAN, M. L. WELLS, V. L. TRAINER & L. D. PICKELL. 2010. Iron enrichment stimulates toxic diatom production in high-nitrate, low-chlorophyll areas. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 107: 5887–5892.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methoding. *Mitt. Verein. Theor. Argiew. Limnol.* 9: 1-38.
- UJEVIĆ, I., Ž. NINČEVIĆ-GLADAN, R. ROJE, S. SKEJIĆ, J. ARAPOV & I. MARASOVIĆ. 2010. Domoic Acid - A New Toxin in the Croatian Adriatic Shellfish Toxin Profile. *Molecules.* 15: 6835-6849.
- VALE, P. & M. A. SAMPAYO. 2001. Domoic acid in Portuguese shellfish and fish. *Toxicon.* 39:893–904.
- VAN ANDEL, T. & H. POSTMA. 1954. Recent sediments of the Gulf of Paria. Reports of the Orinoco Shelf Expedition. *Noord Hollandsche Uitgevers. Mij.* 20(5): 254.
- VAN DEN HOEK, C., D. MANN & H. JHANS. 1995. *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge University Press. New York, USA. 627 pp.
- VESNA FLANDER-PUTRLE, A. M. 2008. The evolution and phytoplankton composition of mucilaginous aggregates in the northern Adriatic Sea. *Harmful Algae.* 7:752–761.
- WALTER, J. A., D. M. LEEK & M. FALK. 1992. NMR study of the protonation of domoic acid. *Can. J. Chem.* 70:1156–1161.
- WALZ, P. M., D. L. GRAHAM, M. A. CATTEY, R. S. TJEERDEMA & M. W. SILVER. 1994. Domoic acid-producing diatom blooms in Monterey Bay, California: 1991–1993. *Nat. Toxins.* 2 (5):271–279.
- WATSON, R. J., E. C. V. BUTLER, L. A. CLEMENTSON & K. M. BERRY. 2005. Flow-injection analysis with fluorescence detection for the determination of trace levels of ammonium in seawater. *J. Environmental Monitoring.* 7(1):37–42. doi:10.1039/b405924 g
- WELLS, M. L., C. G. TRICK, W. P. COCHLAN, M. P. HUGHES & V. L. TRAINER. 2005.

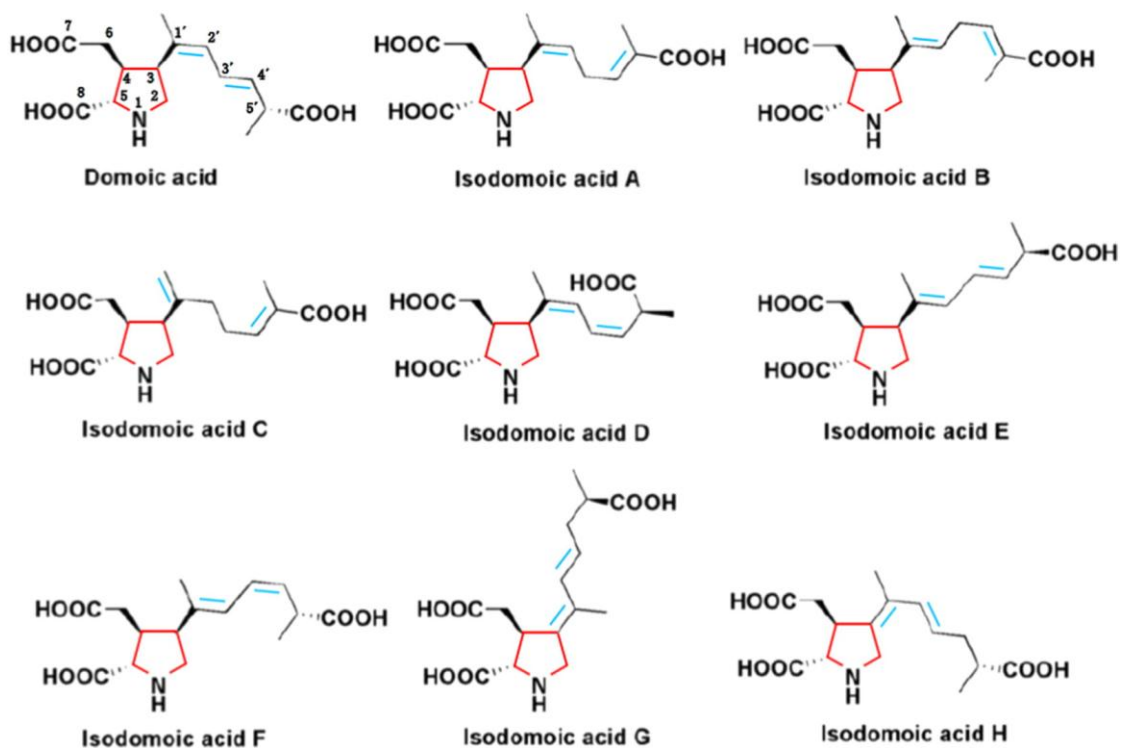
- Domoic acid: the synergy of iron, copper, and the toxicity of diatoms. *Limnol. Oceanogr.* 50:1908–1917.
- WOHLGESCHAFFEN, G. D., K. H. MANN, D. V. SUBBA RAO & R. POCKLINGTON. 1992. Dynamics of the phycotoxin domoic acid accumulation and excretion in two commercially important bivalves. *J. Appl. Phycol.* 4:297–310.
- WOLLSCHLÄGER, J., C. H. WILTSHIRE, P. WILHELM & K. METFIES. 2015. Analysis of phytoplankton distribution and community structure in the German Bight with respect to the different size classes. *J. of Sea Res.* 99:83–96
- WOOD, E., F. ARMSTRONG & F. RICHARDS. 1967. Determination of nitrite in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 47: 23-29.
- WRIGHT, J. L. C. & M. A. QUILLIAM. 1995. *Methods for domoic acid, the amnesic shellfish poison*. En: Hallegraef, G.M., D.M. Anderson & A.D. Cembella (eds.), *IOC Manual on Harmful Marine Microalgae*. IOC Manuals and Guides 33. UNESCO. 97-113.
- WRIGHT, J. L., R. K. BOYD, A. FREITAS, M. FALK, R. A. FOXALL, W. D. JAMIESON, M.V. LAYCOCK, A. W. MC CULLOCH & A. G. MCINNES. 1989. Identification of domoic acid, a neuroexcitatory aminoacid, intoxic mussels from eastern Prince Edward Island. *Canadian J. of Chem.* 67: 481–490.
- XU, N., Y. Z. TANG, J. QIN, S. DUAN & C. J. GOBLER. 2015. Ability of the marine diatoms *Pseudo-nitzschia multiseriata* and *P. pungens* to inhibit the growth of co-occurring phytoplankton via allelopathy, *Aquat. Microb. Ecol.* 74 (2015) 29–41.
- YAP-DEJETO, L., T. OMURA, G. F. CINCO, M. MARJORIE, M. COBACHA & Y. FUKUYO. 2013. Species account of marine diatoms of the genus *Pseudo-nitzschia* in San Pedro Bay, Philippines. *Philippine J. of Sci.* 142 (1): 27-37.
- YIN, K., H. LIU & P. J. HARRISON. 2017. Sequential nutrient uptake as a potential mechanism for phytoplankton to maintain high primary productivity and balanced nutrient stoichiometry. *Biogeosciences*, 14: 2469–2480.
- ZABAGLO, K, E. CHRAPUSTA, B. BOBER, A. KAMINSKI, M. ADAMSKI & J. BIALCZYK. 2016. Environmental roles and biological activity of domoic acid: A review. *Algal Res.* 13: 94–101.

- ZAVALA-CAMIN, L. A. & N. YAMANAKA. 1980. Notas sobre um caso de mortandade de peixes, ocorrida em Itanhaém, São Paulo, Brasil. *Bol. Inst. Oceanogr.* 29: 377.
- ZHUA, Y., D. YUAN, H. LIN & T. ZHOU. 2016. Determination of Ammonium in Seawater by Purge-and-Trap and Flow Injection with Fluorescence Detection. *Analytical Letters.* 49(5): 665–675.

## ANEXOS



**Anexo 1. Distribución mundial de *Pseudo-nitzschia* spp.** Las especies toxigénicas están resaltadas y se muestran con un \* (Trick et al. 2010). Modificado y actualizado de Thessen (2007).



**Anexo 2. Estructura química del ácido domoico y sus análogos. Tomado de SAEED *et al.* 2017**

**ANEXO 4. Resumen estadístico de los coeficientes de correlación para el fitoplancton y las variables bióticas en los dos primeros ejes de ACC en la costa del municipio Arismendi durante las épocas de sequía y lluvia.**

	Calma 2012-13		Surgencia 2012-13		Surgencia 2015		Calma 2015	
	Eje 1	Eje2	Eje 1	Eje2	Eje 1	Eje2	Eje 1	Eje2
Valores propios	0,2250	0,140	0,392	0,383	0,127	0,078	0,136	0,114
Correlación especie-ambiente	0,8770	0,837	1,000	1,000	0,904	0,870	0,856	0,886
Varianza acumulada en los datos bióticos %	18,0	29,3	37,6	74,3	28,2	45,5	22,6	41,35
Varianza acumulada en la relación especie-ambiente %	45,2	73,4	37,6	74,3	44,6	72,0	37,6	69,0
Prueba de Monte Carlo								
Significancia del primer eje canónico (p)		0,028	1,000		0,0140		0,056	
Significancia de todos los ejes canónicos (p)		0,0500	1,000		0,0040		0,004	

**Anexo 5. Resumen estadístico de los coeficientes de correlación para la abundancia de *Pseudo-nitzschia* sp., la concentración de AD *P. perna*, y las variables ambientales con los dos primeros ejes de ACC en la costa del municipio Arismendi durante los períodos 2012-13 y 2015.**

	2015		2012-13	
	Eje 1	Eje2	Eje 1	Eje2
Valores propios	<b>0,255</b>	<b>0,131</b>	0,370	0,603
Correlación especie-ambiente	<b>0,771</b>	<b>0,564</b>	0,827	0,525
Varianza acumulada en los datos bióticos %	<b>22,8</b>	<b>34,5</b>	25,3	35,1
Varianza acumulada en la relación especie-ambiente %	<b>58,4</b>	<b>88,4</b>	61,3	85,0
Prueba de Monte Carlo				
Significancia del primer eje canónico (p)	<b>0,0460</b>		<b>0,0780</b>	
Significancia de todos los ejes canónicos (p)	<b>0,0340</b>		<b>0,0620</b>	



## METADATOS

### Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 1/6

Título	<b>PRESENCIA DE ÁCIDO DOMOICO EN MEJILLONES</b> <i>Perna perna</i> (L) Y SU RELACIÓN CON LA ABUNDANCIA DE <i>Pseudo-nitzschia</i> spp., EN LA COSTA DEL MUNICIPIO <b>ARISMENDI, ESTADO SUCRE, VENEZUELA</b>
Subtítulo	

Autor(es)

Apellidos y Nombres	Código CVLAC / e-mail	
<b>SUBERO PINO SONIA</b>  <b>SEGUNDA</b>	CVLAC	<b>05881115</b>
	e-mail	<b>SONIASUBERO@GMAIL.COM</b>
	e-mail	
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	

Palabras o frases claves:

<b>Fitoplancton, Zona de Paria, Arismendi, <i>Perna perna</i> , Ácido Domoico.</b>

**Líneas y sublíneas de investigación:**

Área	Sub área
<b>CIENCIAS</b>	<b>BIOLOGÍA</b>

**Resumen (abstract):**

Se evaluó la presencia, distribución espacial y temporal del ácido domoico en mejillones *Perna perna* (*ADP.perna*), abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp., y se relacionaron con algunas variables ambientales. La costa del municipio Arismendi fue visitada quincenalmente de junio 2012 a julio 2013 y luego mensual de enero a octubre 2015. Se midió transparencia del agua *in situ* (m), temperatura del agua (°C), concentración de oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ), nutrientes ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) biomasa ( $\text{mg m}^{-3}$ ), abundancia (céls  $\text{ml}^{-1}$ ), composición, Equidad y diversidad fitoplanctónica. También se determinó la concentración de ácido domoico en mejillones (*ADP.perna*  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y en agua de mar (*ADp*  $\mu\text{g ml}^{-1}$ ), mediante Cromatografía Líquida de Alto Rendimiento con detector UV (CLAR-UV). Para establecer las diferencias espaciales y temporales de las variables se aplicaron las pruebas no paramétricas de Kolmogorov-Smirnoff (K-S) y Kruskal-Wallis (KW). Para establecer las posibles relaciones entre éstas, se realizó un análisis de componentes principales (ACP); mientras que la relación de la dimensión entre las variables físicas, químicas y biológicas con el AD y las *Pseudo-nitzschia* se interpretó por medio del análisis de correspondencia canónica (ACC) y un análisis multidimensional (MDS). Las variables: transparencia (1,79 y 4,87 m), temperatura (29,5 24,3 °C) y oxígeno disuelto en el agua (3,6- 6,3  $\text{mg L}^{-1}$ ) variaron significativamente entre meses ( $p < 0,05$ ) y períodos ( $p < 0,05$ ). Los nutrientes:  $\text{NH}_4^+$  (1,1 – 5,5  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )  $\text{NO}_3^-$  (0,7 – 8,4  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), Redfield ( $> 16:1$  de junio 2012 a marzo 2013;  $< 16:1$  de junio a octubre 2015) variaron entre períodos, meses y localidades ( $p < 0,05$ ); mientras que  $\text{NO}_2^-$  (nd - 0,4  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), FRS (0,16 – 2,07  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) fueron significativos entre meses y años. Las altas concentraciones de nutrientes

nitrogenados es evidencia de un sistema eutroficado. La relación N:P demuestra que el FRS fue el elemento limitante durante el primer período. La biomasa fue alta en ambos períodos, sin embargo, ésta variable fue mucho mayor a partir de junio 2015 asociado al efecto terrestres ligado a las descargas del Orinoco durante la época lluviosa. La abundancia total fitoplanctónica estuvo en el intervalo  $1 \cdot 10^2 - 3,8 \cdot 10^3$  céls mL<sup>-1</sup>. Se detectaron 5 grupos en orden de importancia: diatomeas ( $1,7 - 348,3 \cdot 10^1$  céls mL<sup>-1</sup>), nanoflagelados ( $2,7-26,3 \cdot 10^1$  céls mL<sup>-1</sup>), dinoflagelados ( $0-8,2 \cdot 10^1$  céls mL<sup>-1</sup>), coccolitofóridos ( $0-11,5 \cdot 10^1$  céls mL<sup>-1</sup>) y “otros” ( $0-1,8 \cdot 10^1$  céls mL<sup>-1</sup>): solo los coccolitofóridos variaron entre meses y períodos y localidades ( $p > 0,05$ ). Esto último podría haber sido debido a cambios en el pH del agua de mar. El inventario florístico global permitió identificar 205 especies de microalgas. El grupo de las especies “residentes” comprendió sólo 53 taxones, localizados en ambos períodos; mientras que 23 especies fueron detectadas durante el 2015 y 8 durante el período 2012-13. Durante éste último, las especies más abundantes y frecuentes fueron: nanodiatomeas céntricas, dinoflagelados desnudos, *Prorocentrum gracile*, *Nitzschia longissima*, *Chaetoceros* sp., *Rhizosolenia setigera*, *Scrippsiella trochoidea*, *Emiliana*+*Gephyrocapsa*, *Pseudo-nitzschia* sp., *R. imbricata*, *Thalassionema nitzschioides*, *Eutreptiella gymnastica* y *Pseudo-nitzschia pungens*. En el 2015 las especies más abundantes y más frecuentes fueron: dinoflagelados desnudos, *S. trochoidea*, *T. nitzschioides*, *E. gymnastica*, nanodiatomeas céntricas, *Protoperdinium pellucidum*, *Emiliana* + *Gephyrocapsa*, *N. longissima*, *P. pungens* y *P. pellucidum*. La variable ecológica diversidad ( $1,5 - 3,1$  Bits ind<sup>-1</sup>) y la equitabilidad ( $0,4 - 08$ ) variaron solo entre meses ( $p < 0,05$ ). El predominio de diatomeas y la estructura comunitaria fitoplanctónica es típica de zonas de surgencia altamente productiva formadas por especies de tamaño pequeño que aprovechan muy bien los nutrientes. Se identificaron 5 especies de *Pseudo-nitzschia*. Su abundancia total varió entre períodos (KS=0,873;  $2,1 \cdot 10^1 - 1,43 \cdot 10^2$  cels mL<sup>-1</sup>) y meses (KW=54,62;  $p < 0,05$ ). La concentración de ADp sólo se detectó en Los cocos ( $2,31$  y  $2,51$  µg mL<sup>-1</sup> mayo y septiembre 2015; respectivamente). Sipara fue la localidad con las abundancias promedios más bajas de *Pseudo-nitzschia* y los mejillones no resultaron contaminados con AD. En el Morro sólo los mejillones capturados en septiembre 2012 resultaron contaminados con AD ( $12,4$  µg g<sup>-1</sup>) asociado a bajas abundancias de *Pseudo-nitzschia*. El resto de las localidades tuvieron un comportamiento inverso entre la abundancia de *Pseudo-nitzschia* y la concentración de AD en los mejillones. El ACP detectó una fuerte correlación entre el ADP.perna, abundancia total de *Pseudo-nitzschia* y la concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Estos hallazgos demostraron la influencia de los factores antropogénicos en la presencia y abundancia de *Pseudo-nitzschia* y por ende el peligro en cuanto a la contaminación de los mejillones y el peligro que ello representa a la salud humana y otros.

## Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 3/6

### Contribuidores:

Apellidos y Nombres	ROL / Código CVLAC / e-mail	
<b>Luisa Lucina Rojas de Astudillo</b>	ROL	C <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> JU <input checked="" type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> S <input type="checkbox"/> U <input type="checkbox"/>
	CVLAC	<b>4339841</b>
	e-mail	<b>lrojas40@gmail.com</b>
<b>Dra. Mayré Jiménez</b>	ROL	C <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> JU <input checked="" type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> S <input type="checkbox"/> U <input type="checkbox"/>
	CVLAC	<b>5.076.104</b>
	e-mail	
<b>Dr. Luis Freites</b>	ROL	C <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> JU <input checked="" type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> S <input type="checkbox"/> U <input type="checkbox"/>
	CVLAC	<b>4.181.869</b>
	e-mail	

Fecha de discusión y aprobación:

Año      Mes      Día

2021	07	28
------	----	----

Lenguaje: SPA \_\_\_\_\_



# Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 5/6



UNIVERSIDAD DE ORIENTE  
CONSEJO UNIVERSITARIO  
RECTORADO

CUN°0975

Cumaná, 04 AGO 2009

Ciudadano  
**Prof. JESÚS MARTÍNEZ YÉPEZ**  
Vicerrector Académico  
Universidad de Oriente  
Su Despacho

Estimado Profesor Martínez:

Cumplo en notificarle que el Consejo Universitario, en Reunión Ordinaria celebrada en Centro de Convenciones de Cantaura, los días 28 y 29 de julio de 2009, conoció el punto de agenda **"SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN PARA PUBLICAR TODA LA PRODUCCIÓN INTELECTUAL DE LA UNIVERSIDAD DE ORIENTE EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UDO, SEGÚN VRAC N° 696/2009"**.

Leído el oficio SIBI – 139/2009 de fecha 09-07-2009, suscrita por el Dr. Abul K. Bashirullah, Director de Bibliotecas, este Cuerpo Colegiado decidió, por unanimidad, autorizar la publicación de toda la producción intelectual de la Universidad de Oriente en el Repositorio en cuestión.



Comunicación que hago a usted a los fines consiguientes.

Cordialmente,

  
JUAN A. BOLAÑOS CUNELE  
Secretario



C.C: Rectora, Vicerrectora Administrativa, Decanos de los Núcleos, Coordinador General de Administración, Director de Personal, Dirección de Finanzas, Dirección de Presupuesto, Contraloría Interna, Consultoría Jurídica, Director de Bibliotecas, Dirección de Publicaciones, Dirección de Computación, Coordinación de Teleinformática, Coordinación General de Postgrado.

JABC/YGC/manuja

Apartado Correos 094 / Telfs: 4008042 - 4008044 / 8008045 Telefax: 4008043 / Cumaná - Venezuela

## Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso- 6/6

Artículo 41 del REGLAMENTO DE TRABAJO DE PREGRADO (vigente a partir del II Semestre 2009, según comunicación CU-034-2009): “los Trabajos de Grado son de la exclusiva propiedad de la Universidad de Oriente, y sólo podrán ser utilizados para otros fines con el consentimiento del Consejo de Núcleo respectivo, quien deberá participarlo previamente al Consejo Universitario para su autorización”.

### FIRMA DEL AUTOR



---

**SONIA SEGUNDA SUBERO PINO**

**AUTOR**

### FIRMA DEL ASESOR



---

**ASESOR**