

Comunidad fitoplanctónica en una playa de la costa central de Venezuela y su relación con variables ambientales en un ciclo anual

Phytoplankton community in a beach of the central coast of Venezuela and its relationship with environmental variables in an annual cycle

Carlos Pereira¹, Griselda Ferrara De Giner², Luis Troccoli-Ghinaglia³, Vanessa Hernández¹, Carolina Peña⁴, Ricardo Losada⁴ y Francisco Vera⁴

1. Instituto de Zoología y Ecología Tropical, Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela
2. Escuela de Ingeniería Sanitaria. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela
3. Instituto de Investigaciones Científicas, Universidad de Oriente. Boca de Río, Venezuela
4. Gerencia de Ambiente, PDVSA Intevep. Los Teques, Venezuela

*Autor de correspondencia: carlosjpereyra@gmail.com

Recibido: 27 de marzo de 2021

Aceptado: 10 diciembre de 2021

Publicación en línea: 30 de diciembre de 2021

Resumen

Palabras clave:
Bioindicadores; comunidad;
fitoplancton; mar Caribe

El fitoplancton es un indicador excelente de la calidad del agua y de la condición del ambiente. Con la finalidad de identificar las especies de microalgas indicadoras de las condiciones hidrográficas de la zona marina y costera de una playa ubicada en la zona central de Venezuela y la variabilidad espacial y temporal de su estructura comunitaria, se realizaron 13 muestreos mensuales durante el período entre abril de 2010 – abril de 2011. Se recolectaron muestras de fitoplancton y se estimaron variables fisicoquímicas de interés para la calidad del agua. La comunidad fitoplanctónica estuvo representada por 168 especies o morfotipos distribuidos en 94 diatomeas, 55 dinoflagelados, ocho clorofitas, cinco euglenofitas y un flagelado, y se evidenciaron cambios temporales en su estructura comunitaria, relacionados con el aporte de aguas continentales durante las épocas de máximas precipitaciones y un ascenso de aguas profundas durante los primeros meses del año. Se evidencia una diversidad biológica alta de esta comunidad con una variedad de especies que incluye microalgas bentónicas, planctónicas, costeras, estuarinas y oceánicas. Adicionalmente, se identificaron las especies *Trichodesmium thiebautii*, *Pseudonitzschia seriata*, *Asterionellopsis glacialis*, *Chaetoceros socialis*, *Thalassiosira nordeskioldii* y *Triplos massiliensis* como bioindicadoras de las condiciones de la zona, debido a su relación con variables fisicoquímicas específicas y a su capacidad de diferenciar la comunidad espacial y temporalmente.

Abstract

Key words:
Bioindicators; community,
phytoplankton; Caribbean Sea

Phytoplankton is an excellent indicator of water quality and the environmental conditions. In order to identify the microalgae species that are indicators of the hydrographic conditions of the marine and coastal area of a beach located in the central zone of Venezuela and to understand the spatial and temporal variability of its community structure, 13 monthly samplings were conducted from April 2010 to April 2011. Phytoplankton samples were collected and physicochemical variables of water quality were estimated. The phytoplankton community showed a richness of 168 species or morphotypes distributed in 94 diatoms, 55 dinoflagellates, 8 chlorophytes, 5 euglenophytes, and one flagellate. Temporary changes were evidenced in its community structure, related to the contribution of continental waters during periods of maximum rainfall and a deep water ascent during the first months of the year. There was a high biological diversity of this community with a variety of species that included benthic, planktonic, coastal, estuarine, and oceanic microalgae. Additionally, the species *Trichodesmium thiebautii*, *Pseudonitzschia seriata*, *Asterionellopsis glacialis*, *Chaetoceros socialis*, *Thalassiosira nordeskioldii*, and *Triplos massiliensis* were identified as bioindicators of the environmental conditions of the area, due to their relationship with specific physicochemical variables and their ability to differentiate the community spatially and temporally.

Introducción

Una de las grandes preocupaciones de la humanidad relacionada al aseguramiento de su permanencia en el planeta es la disponibilidad de agua con la calidad requerida para los diferentes usos. De hecho, la Organización de las Naciones Unidas, entre sus objetivos de desarrollo sostenible, ha establecido un objetivo relacionado con el agua y su saneamiento. También ha establecido otro vinculado con los océanos, debido a que las fuentes de este recurso renovable han enfrentado un deterioro continuado desde el siglo pasado, que ha incidido sobre el funcionamiento de los ecosistemas y la diversidad biológica (Naciones Unidas, 2019). Esta degradación se debe al crecimiento acelerado de las ciudades y a que las características químicas y biológicas de las aguas costeras son susceptibles a ser modificadas por el ingreso de contaminantes, ya que a pesar de que algunas sustancias son biodegradables, muchas de ellas son altamente persistentes (Vikas y Dwarakish, 2015).

Una carga excesiva de compuestos orgánicos y nutrientes, provenientes de los asentamientos humanos en las adyacencias de los mares, puede provocar eutrofización de las zonas costeras, floraciones algales nocivas y otros desequilibrios ecológicos con consecuencias sobre la diversidad biológica (Zingone y Wyatt, 2004; Bergström y Karlsson, 2019; Le Fur *et al.*, 2019; Elshobary *et al.*, 2020). Una de las primeras comunidades que responde a los cambios de su ambiente es el fitoplancton, la cual agrupa a un conjunto de organismos fotosintéticos de tamaño microscópico, incluidos en al menos ocho *phyla* o grupos taxonómicos que están a merced de los movimientos de las masas de agua (Falkowski *et al.*, 2003). La riqueza y abundancia del fitoplancton pueden variar a escalas temporales diferentes, en función de sus interacciones biológicas y de las variables ambientales como la luz, la temperatura, la salinidad, y la concentración de los nutrientes (Al-Yamani y Saburova, 2019; Busseni *et al.*, 2020; Sari *et al.*, 2021). Esta capacidad de respuesta le atribuye a la comunidad fitoplanctónica su designación como indicador ideal de las condiciones ambientales y de la calidad del agua (Hemraj *et al.*, 2017).

En Venezuela, se han realizado diversos estudios sobre la composición y distribución de la comunidad fitoplanctónica, siendo más numerosos en la zona oriental del país y destacando los de Margalef (1965); Halim (1967); Brewer (1977); Troccoli (1989); López (1997); La Barbera *et al.* (1999); Gómez *et al.* (2000); Varela *et al.* (2003); Lárez (2004); Fernández (2007); Martín *et al.* (2007); Pirela-Ochoa *et al.* (2008) y Calvo-Trujillo

et al. (2018). En la zona occidental destaca el de Briceño *et al.* (2009) y en las Dependencias Federales, los de Gamboa *et al.* (1994); Gamboa y Ferreira (1994); Sánchez-Suárez (1994); Ayala (2005); Rodríguez-Centeno *et al.* (2010) y Pereira *et al.* (2018). No obstante, en la zona central, sólo se han realizado los de Ferraz-Reyes (1983) en la cuenca Tuy-Cariaco, García (2011) en las costas del estado La Guaira y el de González-Perozo *et al.* (2020) en las costas del estado Miranda, por lo que este estudio representa una contribución para el conocimiento de la diversidad de microalgas planctónicas de la zona.

En este estudio se realizó una evaluación mensual durante un año para medir algunas condiciones hidrográficas, evaluar el aporte de la quebrada, analizar la estructura comunitaria del fitoplancton e identificar especies de microalgas indicadoras de calidad de agua del medio.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se ubica en la costa central de Venezuela, específicamente en el municipio Brión, estado Miranda (figura 1). El sitio posee una franja costera de aproximadamente 750 m y cuenta con la mayoría de los servicios básicos, con la excepción de un sistema de recolección de aguas residuales, por lo que las aguas grises llegan a la quebrada que desemboca en la playa. En la zona se practican actividades agrícolas, pesqueras, turísticas y de extracción de arena. En cuanto a sus características físicas y naturales, la zona presenta un clima costero con temperatura media anual de 26 °C y una precipitación media anual de 99 mm, con máximos en junio y diciembre (Solé y Vera, 1997). La comunidad se encuentra asentada en los alrededores de la quebrada de Chirimena, la cual suministra agua potable, y en la actualidad, se encuentra afectada por deforestaciones en su cabecera. La vegetación es de tipo arbustiva, de bosque seco tropical en su parte montañosa y se presentan uveros y cocotales en la zona baja costera. De acuerdo con los criterios de clasificación de playas, Chirimena es una meso playa con formación de dunas de arenas silíceas que, según su línea de costa, se considera mixta por presentar la desembocadura de un río y márgenes de caleta (Martínez, 1996).

Obtención de los datos

Se realizaron muestreos mensuales desde abril de 2010 hasta abril de 2011 en tres estaciones (figura 1). Se midieron variables

físicas y químicas en la capa superficial de la columna de agua: temperatura, pH y oxígeno disuelto fueron medidas usando una sonda multiparamétrica; la salinidad con un salinómetro de inducción; la transparencia del agua con un disco de Secchi y los nutrientes disueltos (amonio, nitritos, nitratos y fosfatos) fueron analizados en un espectrofotómetro UV-visible, empleando métodos estandarizados (Krawczyk y Gonglewski, 1959; Strickland y Parsons, 1972; APHA, 1998). Para la captura del fitoplancton, se realizaron arrastres con una red cónica de 15 cm de diámetro y porosidad de malla de 60 μm en las estaciones marinas, durante 10 minutos, a una velocidad promedio de 5 km h^{-1} y se tomaron muestras en botellas de 1 L para estimar la densidad. Las muestras se fijaron en el momento

de la captura con soluciones de lugol y formalina neutralizada al 5 % v/v. En el caso de la quebrada, las muestras se tomaron directamente con botellas de 500 mL. En el laboratorio se estimó la abundancia de las microalgas mediante el método de sedimentación de Utermöhl (1958) y su identificación taxonómica se realizó usando un microscopio invertido y los trabajos de Cupp (1943), Peragallo (1965), Ferguson (1968), Saunders y Glenn (1969), Sournia (1986), Balech (1988), Round et al. (1990), Chretiennot-Dinet *et al.* (1993), Tomas (1996), Yamaji (1996), Berárd-Therriault *et al.* (1999) y Al-Yamani y Saburova (2019). Los nombres científicos de las especies fueron verificados en la página web algaebase.org. (Guiry y Guiry, 2020).

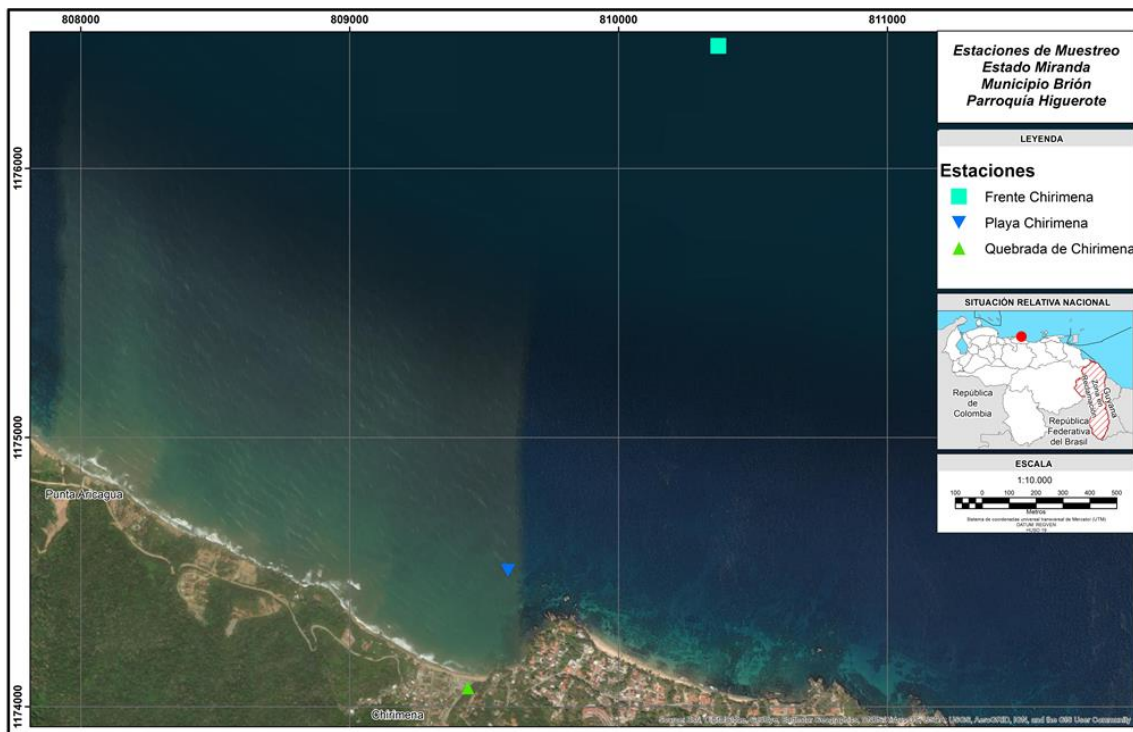


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo en el área costera de Chirimena, Venezuela.

Análisis estadístico

Para evaluar la variabilidad espacial y temporal de las variables fisicoquímicas, se emplearon análisis de varianza, posterior a la evaluación de la normalidad de los datos con una prueba Shapiro-Wilk. En caso de encontrarse diferencias estadísticas significativas, se utilizó la prueba a posteriori de Duncan para comparar los datos entre zonas de muestreo (Sokal y Rohlf, 2012). Se calculó el índice diversidad biológica de Shannon-Wiener, usando el logaritmo base 2 como base de cálculo. Para reducir las dimensiones de los datos, extraer las variables que

más contribuyen a la variabilidad e identificar asociaciones entre las variables físicas y químicas, se aplicó un análisis de clasificación y ordenación (ACP, análisis de componentes principales), basado en una matriz de correlaciones, usando distancias euclidianas sobre los datos normalizados, previa evaluación de la normalidad de los datos (Johnson y Wichern, 2007). Para ilustrar los patrones de distribución de las especies, se aplicó un análisis de ordenación multidimensional no métrico (nMDS), usando la medida de similitud Bray Curtis. Para cuantificar la contribución de cada especie a la disimilaridad espacial y temporal, se aplicó la prueba SIMPER. Con el fin de

identificar especies indicadoras, se seleccionaron las especies que contribuyeron con mayor peso a la disimilaridad de las muestras y se realizó un análisis de correspondencia canónica con el fin de identificar relaciones de estas especies con las variables ambientales. Finalmente, para conocer la influencia de las variables fisicoquímicas sobre la estructura comunitaria, se aplicó una prueba BIOENV, basada en comparación de matrices por permutaciones (Clarke *et al.*, 2014). Estas pruebas estadísticas se realizaron en el programa estadístico PAST 6.0 (Hammer *et al.*, 2001).

Resultados

Condiciones ambientales

Durante el período de muestreo, se obtuvo una temperatura media de $29,1 \pm 2,6$ °C y un gradiente de temperatura que va desde una media de $30,74 \pm 3$ °C en la quebrada hasta $28,28 \pm 2,2$ °C en la estación más alejada de la costa (figura 2). La temperatura varió en toda la zona ($F = 5,06$; $p < 0,05$) con valores entre 25,5 °C (Frente Chirimena en abril de 2011) y 34,3 °C (Río Chirimena en abril de 2010). Temporalmente, se encontraron diferencias significativas ($F = 1,48$; $p < 0,05$). En las estaciones marinas se observó un patrón definido en el que los valores más altos se presentaron de junio a octubre y los más bajos de noviembre a abril. Sin embargo, en la quebrada el patrón temporal fue más irregular y presentó dos máximos, uno que coincide con el de las playas y otro entre enero y febrero (figura 2).

La salinidad disminuyó ligeramente en las estaciones marinas desde octubre hasta diciembre y ascendió ligeramente en mayo, septiembre, enero y febrero ($F = 0,005$; $p > 0,05$). Asimismo, se observó mayor similitud entre las salinidades mensuales de las estaciones marinas, las cuales presentaron una media de $37,24 \pm 0,88$ g kg⁻¹ mientras que la quebrada presentó una media de $0,67 \pm 0,45$ g kg⁻¹ ($F = 10780$; $p < 0,05$) (figura 2). El pH mostró una media de $7,9 \pm 0,5$ durante todos los muestreos, sin diferencias significativas entre estaciones ($F = 3,061$; $p > 0,05$) y meses ($F = 0,849$; $p > 0,05$). Sin embargo, se puede observar una diferenciación leve de la estación de la quebrada con un pH promedio de $7,6 \pm 0,6$ del resto de las estaciones, las cuales presentaron una media de $8,05 \pm 0,26$ (figura 2).

La concentración de oxígeno disuelto mostró un valor medio de $8,45 \pm 3,15$ mg L⁻¹. Especialmente, los valores más altos se encontraron en la estación de la quebrada ($10,5 \pm 4,63$ mg L⁻¹), debido a que esta variable mostró valores de sobresaturación entre abril y agosto, mostrando diferencias significativas con el resto de las estaciones ($F = 5,25$; $p < 0,05$) pero sin diferencias temporales ($F = 0,75$; $p > 0,05$). A partir de septiembre, cuando el canal de la desembocadura al mar fue abierto por efecto de las lluvias, las concentraciones de oxígeno disuelto no llegaron a niveles de saturación en esta estación. En las estaciones marinas los valores se mantuvieron temporalmente más constantes, con una media de $7,36 \pm 1,25$ mg L⁻¹ (figura 2).

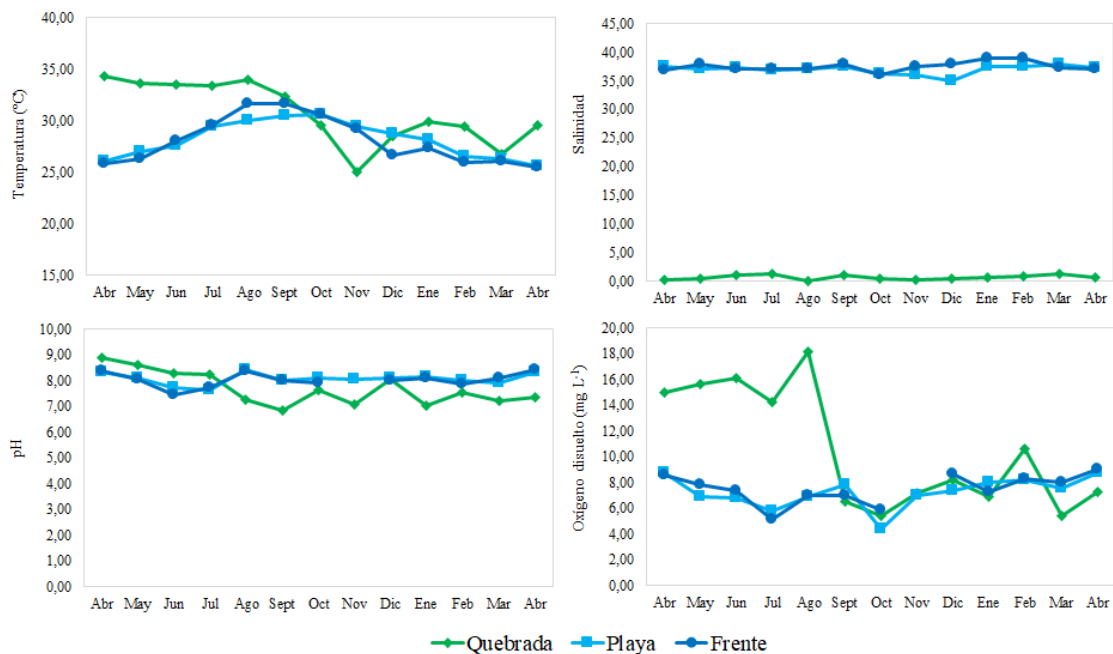


Figura 2. Variabilidad espacial y temporal de la temperatura, salinidad, pH y concentración de oxígeno disuelto de las aguas superficiales de la zona costera de Chirimena (abril de 2010 - abril de 2011).

El amonio tuvo una concentración media de $0,11 \pm 0,14 \mu\text{g L}^{-1}$. Se observaron diferencias espaciales entre las concentraciones de la estación de la quebrada con un promedio de $0,22 \pm 0,15 \mu\text{g L}^{-1}$ y el resto de las estaciones con $0,04 \pm 0,08 \mu\text{g L}^{-1}$ ($F = 8,97$; $p < 0,05$). Temporalmente, no se observó un patrón temporal definido, sólo dos disminuciones en agosto y diciembre y tres aumentos en junio, de septiembre a octubre y en abril de 2011 en las estaciones marinas (figura 3); no obstante, no se encontraron diferencias significativas ($F = 0,66$;

$p > 0,05$). Por su parte, la concentración media de nitritos fue de $0,007 \pm 0,005 \mu\text{g L}^{-1}$ con diferencias significativas entre la estación de la quebrada y las marinas ($F = 3,42$; $p < 0,05$), las cuales presentaron medias de $0,010 \pm 0,006 \mu\text{g L}^{-1}$ y $0,006 \pm 0,004 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Temporalmente, la concentración de nitritos aumentó levemente a partir de noviembre y se mantuvo relativamente constante hasta abril en la quebrada y hasta febrero en las estaciones marinas (figura 3).

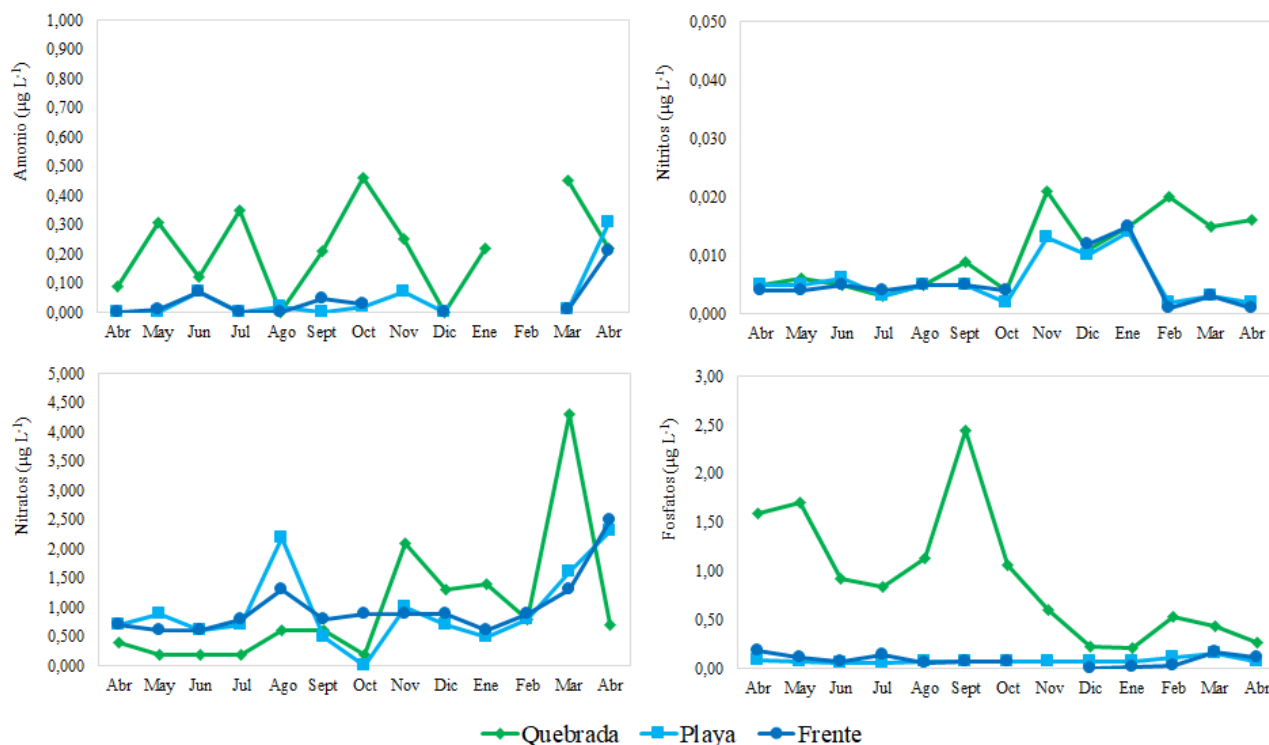


Figura 3. Variabilidad espacial y temporal de los nutrientes (amonio, nitritos, nitratos y fosfatos) de las aguas superficiales de la zona costera de Chirimena (abril de 2010 - abril de 2011).

Por su parte, la concentración media de nitratos fue de $0,98 \pm 0,81 \mu\text{g L}^{-1}$, sin diferencias significativas entre las estaciones marinas y la quebrada ($F = 0,007$; $F > 0,05$). Temporalmente, se observó que las concentraciones se mantuvieron constantes en el año, pero con la presencia de tres máximos en agosto, noviembre y marzo-abril, (figura 3). En cuanto a los fosfatos, la concentración media fue de $0,372 \pm 0,554 \mu\text{g L}^{-1}$ con diferencias significativas entre la estación de la quebrada, la cual presentó una media de $0,921 \pm 0,667 \mu\text{g L}^{-1}$ y las marinas con $0,086 \pm 0,043 \mu\text{g L}^{-1}$, lo cual está relacionado con el aporte de fósforo proveniente de las descargas residuales de la comunidad de Chirimena ($F = 18,54$; $p < 0,05$). En las estaciones marinas se observaron dos máximos, uno en julio y otro en marzo, mientras que en la quebrada se observó un patrón relacionado con las

temporadas vacacionales en los primeros meses del año y entre agosto y octubre (figura 3). No obstante, estos máximos no representan diferencias estadísticamente significativas ($F = 0,421$; $p > 0,05$).

En cuanto al coeficiente de extinción de luz, la quebrada y la playa son estaciones someras, por lo que, en algunas ocasiones, el disco de *Secchi* se visualizó hasta el fondo, lo que indica que la luz penetró toda la columna de agua, sin representar un factor limitante para el crecimiento fitoplanctónico. Sin embargo, durante los primeros meses del estudio, la quebrada presentó un crecimiento microalgal acelerado, producto de las condiciones eutróficas características de la desembocadura de ese cuerpo de agua, lo cual limitó la visualización del disco en el fondo. Temporalmente, se observó que en los meses de

máximas precipitaciones aumentó este coeficiente producto de la resuspensión de sólidos en la columna de agua, obteniéndose 29 m^{-1} en noviembre, lo cual limitó la penetración de la luz solar a la columna de agua.

Con respecto a la relación entre estas variables, los dos primeros componentes extraídos del ACP mostraron una variabilidad acumulada de 98,6 %, siendo ambos significativos. El primer

componente, con un valor propio de 319,33 y una varianza del 95,58 %, se asoció a la salinidad, agrupando las muestras de las estaciones marinas de un lado y las dulceacuícolas del otro. El segundo componente, con un valor propio de 10,11 y una varianza explicada de 3,03 %, se asoció a la temperatura y concentración de oxígeno disuelto e incluyó las muestras de los meses en la que las lluvias fueron más intensas (figura 4).

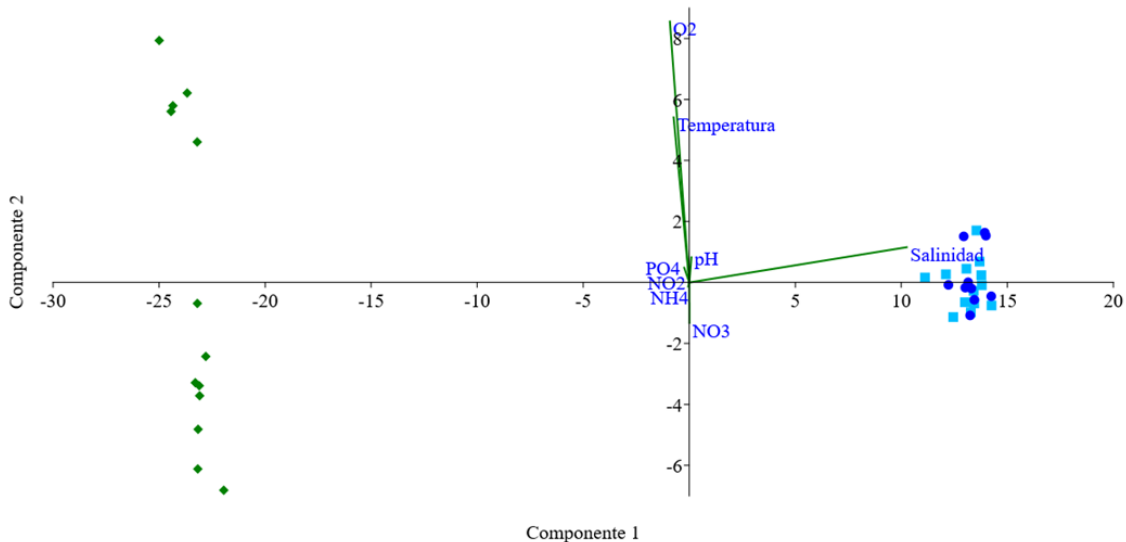


Figura 4. Proyección de las variables fisicoquímicas de las aguas superficiales de la zona costera de Chirimena (abril de 2010 - abril de 2011), definida por los dos primeros componentes del análisis de componentes principales.

Composición y abundancia del microfitoplancton

En las muestras analizadas, se identificaron 168 especies o morfotipos distribuidos de la siguiente manera: 94 diatomeas (55,9 %), 55 dinoflagelados (32,7 %), ocho clorofitas (4,8 %), cinco cianobacterias (3 %), cinco euglenofitas (3 %) y un flagelado (0,6 %). Las especies más frecuentes correspondieron al grupo de las cianobacterias: *Trichodesmium thiebauthii* y *Anabaena* sp., seguidas de las diatomeas: *Nitzschia* sp., *Thalassiosira aestivalis*, *Pseudo-nitzschia seriata*, *Lyrella lyra*, *Asterionellopsis glacialis* y *Thalassiosira nordenskioldii*, los dinoflagelados: *Tripos massiliensis*, *Dinophysis caudata*, *T. furca*, *T. karstenii* y *Protoperidinium depressum*, las clorofitas: *Tetrademus obliquus*, *Kirchneriella* sp., *Ankistrodesmus* sp., *Chlorella* sp., *Closterium kuetzingii* y *Cosmarium* sp. y por último, las euglenofitas: *Phacus* sp. y *Eutreptiella gymnastica*. Es importante destacar la presencia de especies potencialmente tóxicas, tales como *Dinophysis* spp., *Coolia monotis*, *Eutreptiella gymnastica* y *Ostreopsis* spp., de las cuales las dos últimas han generado intoxicaciones masivas en la zona, producto de

floraciones que alcanzan densidades superiores a $3,000 \text{ cel L}^{-1}$ (Pereira *et al.*, 2020).

En cuanto al análisis temporal y espacial del fitoplancton, se pudo observar mayor dispersión de los datos entre las estaciones durante los primeros meses del año, debido a que al estar la quebrada aislada de la playa y no mantener una circulación constante del agua con una descarga continua de nutrientes, se generaron condiciones ideales para el crecimiento de microalgas en densidades muy altas. Esta misma condición hizo que la estación de la quebrada se diferenciara de las estaciones marinas, las cuales presentaron una tendencia más uniforme con aumentos leves en septiembre, diciembre y enero.

El análisis por grupos funcionales indicó que las diatomeas, clorofitas y euglenofitas tuvieron un patrón similar al descrito para el fitoplancton en general, debido a que el primer grupo constituyó la mayor abundancia del fitoplancton y los otros dos grupos crecieron en mayor densidad en la quebrada durante el tiempo en que no hubo comunicación entre la quebrada y la playa. Sin embargo, las euglenofitas presentaron un patrón más

irregular con máximos en mayo, agosto y noviembre. Los dinoflagelados y las cianobacterias presentaron un comportamiento diferente al resto de los grupos. Las mayores densidades de dinoflagelados ocurrieron en la estación marina más costera y el mayor florecimiento se observó en diciembre. Por otra parte, las cianobacterias presentaron menores densidades en la estación marina más cercana de la costa y un comportamiento temporal similar al del resto de los grupos funcionales, aunque en la estación más alejada de la costa, se observó un aumento entre agosto y septiembre.

En la estación de la quebrada, la riqueza promedio fue de 15 especies por muestra. Los valores menores se observaron desde abril hasta octubre con una media de 10 ± 3 especies. A partir de noviembre y hasta finalizar el período de muestreo, la riqueza incrementó sustancialmente a 20 ± 3 especies. Las especies representativas de esta estación fueron las diatomeas *Nitzschia* sp., *Thalassiosira aestivalis*, *Pseudo-nitzschia seriata*, *Lyrella lyra*, *Navicula* spp., *Cymbella* sp. y *Amphora* sp., seguidas por las clorofitas mencionadas anteriormente; las cianobacterias: *Anabaena* sp. y *Oscillatoria* spp. y las euglenofitas: *Phacus* sp. y *Euglena* sp.

Con relación a la abundancia relativa, se observó una correlación inversa con el número de especies, debido a que, entre abril y octubre, se obtuvieron los valores de abundancia más altos con una media de $31,795,000 \pm 24,060,000$ cel L⁻¹ y a partir de noviembre, un promedio de $478,300 \pm 420,500$ cel L⁻¹. En cuanto a la proporción de la abundancia relativa por grupos funcionales, se observó una dominancia de las diatomeas, seguidas por las clorofitas y en menor proporción, el resto de los grupos. La diversidad promedio fue de $2,22 \pm 1,2$ bits ind⁻¹, alcanzando valores superiores ($3,29 \pm 0,33$ bits ind⁻¹) a partir de noviembre, cuando comienzan a aparecer nuevos grupos funcionales y mayor número de especies debido a la desembocadura de la quebrada en la playa.

En las estaciones marinas, se obtuvo una riqueza media de 28 especies sin un patrón temporal definido en el que se evidenciaron máximos en mayo, agosto, enero, febrero y abril de 2011 con un promedio de 42 especies y el resto de los meses presentaron una riqueza promedio de 22 especies. Al no considerar el factor temporal, la riqueza mayor correspondió a las diatomeas con 80 especies, siendo las más representativas *Helicotheca tamesis*, *Asterionellopsis glacialis*, *Chaetoceros* spp., *Pseudo-nitzschia* spp., *Coscinodiscus perforatus*, *Guinardia delicatula*, *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira* spp. y *Rhizosolenia* spp., seguidas por los dinoflagelados con 48 especies, de las cuales destacan varias especies de los géneros

Protoberidinium y *Triplos*, las especies *Dinophysis caudata*, *Triadinium polyedricum*, *Scrippsiella acuminata*, *Pyrophacus horologium*, *Pyrocystis* spp. y *Gonyaulax digitalis*, la euglenofita *Eutreptiella gymnastica* y la cianobacteria *Trichodesmium thiebautii*.

En cuanto a la abundancia, en la estación más cercana a la costa, se obtuvo una densidad promedio de $407,300 \pm 1,050,000$ cél L⁻¹, con la abundancia más baja en septiembre, noviembre y marzo con un promedio de $6,200 \pm 2,900$ cél L⁻¹ y la más alta en diciembre con $3,714,580$ cél L⁻¹. Las diatomeas fueron el grupo más numeroso de esta estación en cuanto a su densidad (75 %), seguidas por los dinoflagelados (18 %) y cianobacterias (7 %), con diferencias temporales en la que los dinoflagelados fueron el grupo más representativo del fitoplancton entre octubre y noviembre, mientras que, en abril de 2011, dominaron las cianobacterias.

En la estación más oceánica, los valores más bajos se observaron en julio, octubre y abril con una densidad media de $30,000 \pm 24,000$ cél L⁻¹, mientras que los más altos ocurrieron en agosto, septiembre y enero con una media de $1,250,000 \pm 270,000$ cél L⁻¹. La abundancia relativa mostró un dominio de las cianobacterias, específicamente de la especie *Trichodesmium thiebautii*, seguidas por las diatomeas y dinoflagelados. En términos temporales, las cianobacterias dominaron durante el año 2010, pero a partir de enero de 2011, hubo un predominio de diatomeas hasta el mes de marzo, en el cual fueron sustituidas por los dinoflagelados. La diversidad promedio en las estaciones marinas fue de 3 bits célula⁻¹ con mínimos en diciembre y abril de 2011 con 2,4 y 2,5 bits célula⁻¹, respectivamente y máximos en septiembre, febrero y marzo con valores del índice de diversidad superiores a 4 bits célula⁻¹.

Por su parte, la clorofila, como indicador de la biomasa fitoplanctónica, mostró una concentración media de $3,96 \pm 5,71$ mg L⁻¹. En la estación de la quebrada, se observó una mayor dispersión de los datos ($7,32 \pm 8,46$ mg L⁻¹), debido a que el cuerpo de agua se mantuvo cerrado durante la época de sequía y hubo un aporte constante de nutrientes producto de las descargas de la comunidad que favoreció el crecimiento de microalgas. A partir de que se abrió la comunicación entre la quebrada y la playa, los valores de clorofila se mantuvieron constantes hasta abril, en el cual ocurrió otro máximo. Las estaciones marinas presentaron una concentración media de $2,34 \pm 2,76$ mg L⁻¹ con máximos de abril a junio y en diciembre, sin un patrón estacional definido. Los feopigmentos mostraron una concentración media de $27,70 \pm 67,15$ µg L⁻¹ y un comportamiento espacial y temporal similar al de la clorofila *a*.

No obstante, en la quebrada disminuyó la concentración de feopigmentos a partir de noviembre de $44,34 \mu\text{g L}^{-1}$ a $3,15 \mu\text{g L}^{-1}$, cuando se abrió el canal de comunicación entre ambos cuerpos de agua. Las estaciones marinas presentaron una concentración media de $0,49 \pm 2,08 \text{ mg L}^{-1}$.

En el análisis de ordenación de escala multidimensional no métrica, se observó una separación clara de las muestras de la estación dulceacuícola de las marinas (figura 5). En las

estaciones marinas, se observó que, desde abril hasta junio de 2010, la abundancia del fitoplancton se mantuvo constante y con valores similares entre ambas estaciones, lo cual indicó un proceso de mezcla efectivo de las masas de aguas. En julio, la estructura comunitaria comenzó a variar, pero aún con similitud entre las estaciones. A partir de agosto, comenzaron a diferenciarse las estaciones y se observaron mayores fluctuaciones temporales por efecto de las lluvias.

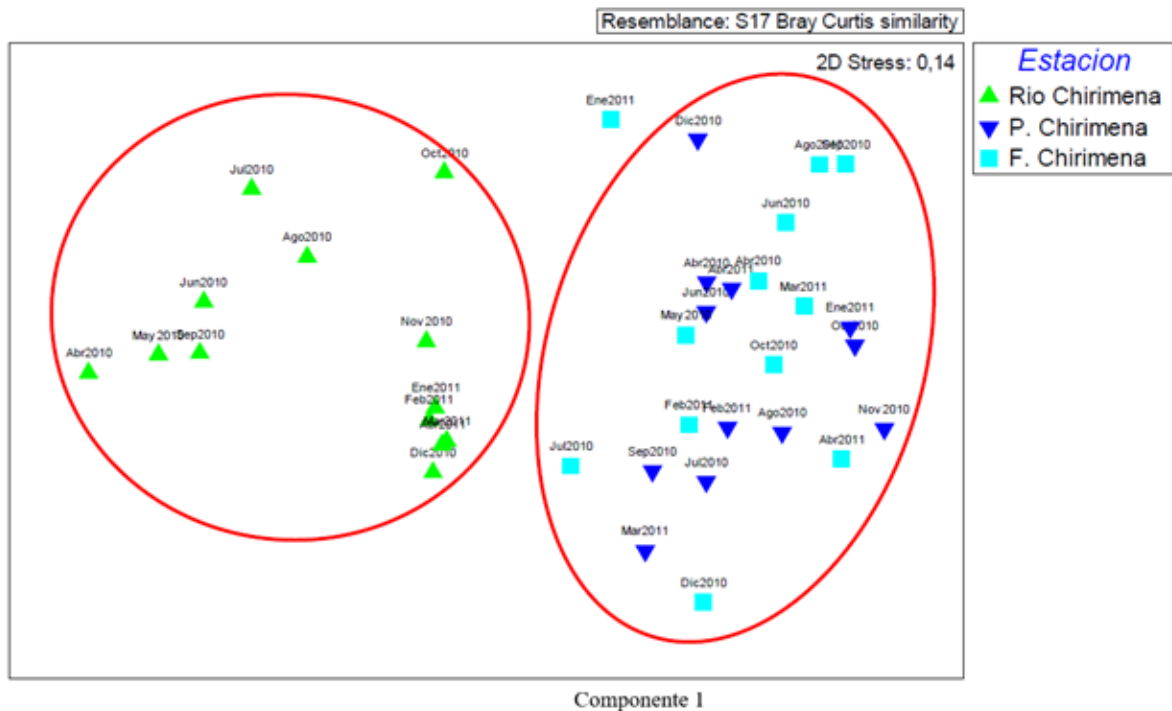


Figura 5. Análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico del microfitoplancton de la zona costera de Chirimena entre abril de 2010 y abril de 2011.

Relación de las variables ambientales y el microfitoplancton

Los resultados que se presentan a continuación muestran las especies que modulan la variabilidad de la estructura comunitaria del fitoplancton y al ser correlacionadas con variables físicas y químicas del agua, se identifican aquellas especies indicadoras de dichas condiciones. La prueba SIMPER para la estación Quebrada Chirimena arrojó una similitud media de 15,23 %, con una contribución del 23,66 % por la especie *Nitzschia* sp., 15,68 % por una especie de *Navicula* y 13,46 % por *Thalassiosira aestivalis*, lo cual representa, por grupo, una contribución del 68,34 % para diatomeas, 11,42 % clorofitas, 8,49 % cianobacterias y 2,39 %

euglenofitas. En la estación más cercana a la costa, se obtuvo una similitud del 8,59 %, con una contribución del 38,44 % de dinoflagelados del género *Triplos*, 28,67 % por la cianobacteria: *Trichodesmium thiebautii* y 23,34 % por las diatomeas *Asterionellopsis glacialis*, *Coscinodiscus* spp., *Isthmia enervis*, *Pseudo-nitzschia* spp., *Paralia sulcata*, *Lauderia annulata* y *Skeletonema costatum*. La estación más alejada de la costa presentó una similitud de 10,79 % con una contribución del 79,69 % por *Trichodesmium thiebautii*, 8,78 % por las diatomeas: *Pseudo-nitzschia* spp., *Climacodium frauenfeldianum* y *Nitzschia longissima* y 1,67 % por el dinoflagelado *Triplos furca*.

En el ACP, se obtuvo una variabilidad explicada del 63,84 % en los dos primeros ejes, mostrando una relación entre las

diatomeas *Climacodium frauenfeldianum*, *Skeletonema costatum*, *Lauderia annulata*, *Nitzschia longissima*, *Isthmia enervis*, *Chaetoceros socialis*, *Thalassiosira nordeskioldii*, *Asterionellopsis glacialis*, *Paralia sulcata*, *Pseudo-nitzschia seriata* y los dinoflagelados del género *Tripos* con aguas más oceánicas que tienen salinidad, pH y transparencia más altos. La especie *Thalassiosira aestivalis* se correlacionó positivamente con concentraciones altas de nitratos mientras que las especies *Lyrella lyra*, *Coscinodiscus* spp. y *Nitzschia* spp. con temperaturas y concentraciones de oxígeno disuelto, nitritos, amonio y fosfatos altas, característicos de las aguas provenientes de la quebrada, las cuales permitieron identificar estas especies como indicadores de la calidad del agua.

Por último, la correlación entre las variables fisicoquímicas y la estructura comunitaria del microfitoplancton arrojó que la salinidad y la concentración de fosfatos fueron las variables más importantes, con una correlación del 73,0 %, lo cual indica la influencia de la quebrada de Chirimena sobre el fitoplancton de la zona marina de Chirimena, evidenciado por un gradiente de variación de la salinidad.

Discusión

Se han realizado pocos estudios sobre la estructura comunitaria del fitoplancton marino y su relación con las condiciones hidrográficas en la zona central del país, por lo que este estudio contribuye al conocimiento sobre su biodiversidad marina y sus procesos costeros. Los resultados ponen en evidencia un efecto de la quebrada sobre la zona marina, el cual es más fuerte durante los meses de altas precipitaciones. El aporte de la quebrada y las escorrentías generan procesos de mezcla y enriquecimiento de las aguas marinas durante la época lluviosa debido al arrastre de nutrientes y sólidos, propiciando áreas locales de alta productividad (Pearsons *et al.*, 1979).

Por otro lado, se pone en evidencia un incremento de los nutrientes y disminución de la temperatura superficial del agua durante los primeros meses del año, los cuales son indicadores del ascenso de aguas subsuperficiales, que producen un aumento de la abundancia del fitoplancton y del zooplancton herbívoro (Ferraz-Reyes, 1983). De hecho, Castellanos *et al.* (2002) observaron la presencia de un foco de surgencia en el Cabo Codera, el cual se encuentra a pocos kilómetros del área de estudio, en febrero y marzo de 1996, con una extensión de 10,000 km², en el que la pluma se extendía hacia el noroeste y en ocasiones, hacia el norte. Estos investigadores sugirieron que, en períodos de máxima

surgencia, las plumas de dispersión de diferentes focos de surgencia pueden unirse y formar extensas áreas de aguas frías en el país (Castellanos *et al.*, 2001). Este mismo foco de surgencia podría estar afectando la zona costera de Chirimena.

Durante el estudio, se observaron dos aumentos de la concentración de los nutrientes (figura 3) y clorofila. Este comportamiento temporal responde al aporte continental durante las épocas de máximas precipitaciones y al ascenso de aguas sub-superficiales observado en este estudio durante los primeros meses del año. Estos resultados coinciden con los de Ferraz-Reyes (1983) para la cuenca Tuy-Cariaco, en la cual los ríos Tuy, Capaya y Curiepe tienen una incidencia directa sobre los cambios estacionales de las condiciones ambientales de la costa y como respuesta a ello, de su comunidad fitoplanctónica (González-Perozo *et al.*, 2020).

Se observan patrones temporales y espaciales en algunas variables fisicoquímicas del agua (figuras 2 y 3). Por ejemplo, existe un gradiente espacial en el que las temperaturas descienden en la estación alejada de la costa y otro temporal con un máximo de temperatura en agosto y un mínimo en marzo, meses en los que las concentraciones de las formas de nitrógeno y ortofosfatos son mayores. Asimismo, se observó mayor salinidad en las estaciones alejadas de la costa; pero el patrón se mantuvo constante en el año, con una ligera disminución en los meses de máximas precipitaciones. Durante todo el estudio, se registraron altas concentraciones de oxígeno disuelto, característico de playas de alta energía (oleaje y corrientes) como la de Chirimena.

En cuanto al fitoplancton, se observó mayor dispersión de los datos en los primeros meses del año, debido a la comunicación escasa entre la quebrada y la playa. Esta condición hace que la quebrada se diferencie de las estaciones marinas. Se observó gran heterogeneidad en la zona, debido a la presencia de géneros oceánicos, tales como los dinoflagelados *Ornithocercus* y *Ceratocorys* (Vila *et al.*, 2001); bentónicos como *Coolia*, *Diplopsalis*, *Gambierdiscus*, *Ostreopsis*, *Pleurosigma*, *Odontella*, *Auricula* y *Paralia sulcata*, y costeras características de las costas venezolanas, indicando procesos de mezcla e influencia de masas de aguas oceánicas y continentales. Aunque no se obtuvieron evidencias de floraciones algales nocivas en las muestras analizadas, algunos géneros, tales como *Scropsiella*, *Lingulodinium*, *Gymnodinium*, *Goniaulax*, *Coolia* y *Ostreopsis* son potencialmente productoras de este fenómeno (Ignitiades, 1994). Asimismo, otro estudio realizado en la zona en agosto

de ese mismo año evidenció la ocurrencia de una floración algal nociva de la euglenofita *Eutreptiella gymnastica* y el dinoflagelado *Ostreopsis siamensis* (Pereira *et al.*, 2020). En el caso particular de *Eutreptiella*, estos organismos se distribuyen en ambientes costeros con presencia de altas concentraciones de contaminantes de origen orgánico (Jeffrey y Vesk, 1997), mientras que *Ostreopsis* es un dinoflagelado bentónico con una distribución cosmopolita (Faust *et al.*, 1996).

En general, el fitoplancton estuvo representado en mayor proporción por las diatomeas, tanto en número de especies como en abundancia, las cuales suelen ser el grupo más abundante de la comunidad fitoplanctónica en áreas costeras, debido a su capacidad de asimilación rápida de nutrientes y su tasa reproductiva alta, lo cual les da el calificativo de especies oportunistas (Margalef, 1980; Triantafyllou *et al.*, 2001; Cetin y Sen, 2004). En este mismo orden de ideas, Spiniello (1996) señaló que el grupo de las diatomeas, a nivel nacional, presenta una riqueza de 385 especies y 25 variedades agrupadas en 99 géneros, de los cuales *Coscinodiscus*, *Chaetoceros*, *Navicula* y *Nitzschia* reúnen a más del 35 % de las especies, tal como se observó en los resultados obtenidos en este estudio.

Los dinoflagelados constituyeron el segundo grupo más representativo en las estaciones marinas tanto en riqueza como abundancia, con una relación promedio de un dinoflagelado y siete diatomeas en la estación más costera, la cual varía a un dinoflagelado y 230 diatomeas en la estación más alejada de la costa por la presencia de estos organismos en muy bajas densidades durante los meses de máximas precipitaciones. Esto se explica por el hecho de que los dinoflagelados suelen estar más adaptados a la vida en alta mar y, por ende, dominan sobre las diatomeas en aguas oceánicas. Cuando existe una influencia de aguas continentales en el mar, esta relación se revierte y disminuye la cantidad de dinoflagelados con relación a las diatomeas (Margalef, 1972).

En cuanto a la variabilidad de los pigmentos, Margalef (1965) señaló que cuando se obtienen valores de clorofila a que oscilan alrededor de $0,2 \mu\text{g L}^{-1}$, se puede decir que la concentración de fitoplancton se considera baja, por lo que se sugiere que en este estudio la producción fitoplanctónica fue elevada. También se observó que los meses con mayor concentración de clorofila a coincidieron con los que presentaron altas concentraciones de nutrientes. De hecho, las abundancias obtenidas en este estudio se asemejan a las

obtenidas en el Golfo de Cariaco (La Barbera *et al.*, 1999; Calvo-Trujillo *et al.*, 2018), mientras que fueron inferiores a las obtenidas en la bahía El Tablazo (Briceño *et al.*, 2009), ubicada en la zona occidental del país, y superiores a las obtenidas en la plataforma nororiental de Venezuela (Valera *et al.*, 2003) y la zona oceánica de la Plataforma Deltana (Martín *et al.*, 2007).

A partir de este estudio, se consideran especies indicadoras en la zona a *Trichodesmium thiebautii*, *Pseudo-nitzschia seriata*, *Asterionellopsis glacialis*, *Chaetoceros socialis*, *Thalassiosira nordeskioldii* y *Tripos massiliensis*, debido a que contribuyen con el 60 % de la disimilitud de la estructura comunitaria entre las estaciones marinas. En el caso particular de *T. thiebautii*, la presencia de cianobacterias se asocia a fenómenos de eutrofización por su capacidad de sobrevivir en cuerpos de agua con altos niveles de materia orgánica y fosfatos (Paerl y Tucker, 1995). No obstante, también pueden encontrarse abundantemente en áreas marinas bajo condiciones normales; de hecho, esta especie está adaptada a cuerpos de agua oligotróficos (Hoffman, 1999; Livingston, 2001), y en este estudio fueron encontradas en todas las muestras de las estaciones marinas, pero con mayor concentración en los meses de transición entre las épocas de sequía y lluvia.

Por su parte, el género *Nitzschia* crece en ambientes ricos en nutrientes; siendo capaz de modificar estas condiciones y hacerlas apropiadas para el desarrollo de otros componentes del fitoplancton (Barber y Ryther, 1969). Anteriormente, *Cylindrotheca closterium* y las especies del género *Pseudo-nitzschia* pertenecían al género *Nitzschia*, por lo que en este trabajo *Pseudo-nitzschia seriata* podría considerarse un indicador de altas concentraciones de nutrientes nitrogenados en el ecosistema (Soler *et al.*, 2003; Caroppo *et al.*, 2005; Bresnan *et al.*, 2015). Asimismo, los géneros: *Chaetoceros*, *Leptocylindrus*, *Nitzschia*, *Rhizosolenia*, *Thalassionema* y *Thalassiosira* se consideran oportunistas y, por lo tanto, indicadoras de las primeras etapas de una sucesión ecológica, debido a que suelen aflorar como consecuencia de las perturbaciones que ocurren constantemente en la zona, relacionadas a los movimientos de las masas de agua (Margalef, 1965; Margalef, 1980; Bresnan *et al.*, 2015). El género *Tripos*, anteriormente *Ceratium*, tiene ventaja sobre aquellos que no pueden sobrevivir en ambientes oligotróficos por su capacidad de migrar verticalmente en la columna de agua en busca de nutrientes, lo que le permite ser un excelente bioindicador de ausencia de fosfatos en la superficie. Asimismo, el género

Asterionellopsis, acompañado de altas densidades de dinoflagelados y cianobacterias, puede indicar ambientes con altas concentraciones de nutrientes, pero sin condiciones de eutrofización (Bellinger y Sigee, 2010).

En cuanto a la diversidad, Margalef (1980) considera que la diversidad del fitoplancton marino oscila entre 1 y 2,5 bits célula⁻¹ y que ésta experimenta cambios regulares a lo largo de la sucesión, presentándose baja diversidad en las primeras etapas por la presencia de pocas especies dominantes. En este estudio, se encontró una diversidad superior a la indicada por Margalef, lo cual explica el potencial pesquero de la zona y la influencia directa de los cuerpos de agua dulce. En la estación más cercana a la costa, el valor de diversidad se mantuvo más constante que en la más oceánica, donde los valores de diversidad mostraron una relación negativa con la abundancia de las especies de cianobacterias, debido al dominio de la especie *Trichodesmium thiebautii* sobre el resto de las especies, durante los meses previos a los de precipitaciones máximas.

Conclusiones

La zona marina y costera de Chirimena se caracteriza por una comunidad fitoplanctónica diversa, característica de aguas turbulentas. Se evidencia un gradiente continente-océano, relacionado con el aporte de aguas continentales durante las épocas de máximas precipitaciones y un ascenso de aguas profundas durante los primeros meses del año. Se identificaron las especies *Trichodesmium thiebautii*, *Pseudonitzschia seriata*, *Asterionellopsis glacialis*, *Chaetoceros socialis*, *Thalassiosira nordeskioldii* y *Triplos massiliensis* como bioindicadoras de las condiciones de la zona, debido a su relación con variables físicas y químicas específicas y a su capacidad de diferenciar la comunidad espacial y temporalmente.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por Petróleos de Venezuela, S.A. Las muestras fueron analizadas en los laboratorios de Ecotoxicología de la Gerencia de Ambiente de PDVSA Intevp y de Plancton del Instituto de Investigaciones Científicas de la Universidad de Oriente.

Referencias

Al-Yamani, F. y Saburova, M. 2019. *Marine phytoplankton atlas of Kuwait's waters*. Institute for Scientific Research, Kuwait.

APHA, AWWA, WEF. 1998. Standard methods for the

examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, D.C.

Ayala, R. 2005. Cambios estructurales del fitoplancton e hidrografía en la bahía de Puerto Real, archipiélago de Los Frailes, en el periodo enero – julio, 2004. Trabajo de grado, Universidad de Oriente, Boca del Río, Venezuela.

Balech, E. 1988. *Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental*. Instituto Español de Oceanografía, Madrid.

Barber, R. y Ryther, J. 1969. Organic chelators: factors affecting primary production in the cromwell current upwelling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 3: 191-199. Doi: [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(69\)90017-3](https://doi.org/10.1016/0022-0981(69)90017-3).

Bellinger, E. y Sigee, D. 2010. *Freshwater algae*. Walley Blackwell, Londres.

Berárd-Therriault, L., Poulin, M. y Bossé, L. 1999. *Guide d'identification du phytoplancton marin de l'estuaire et du Golfe de Saint-Laurent*. Incluant également certains protozoaires. Conseil National de Recherches du Canada, Ottawa.

Bergström, A. y Karlsson, J. 2019. Light and nutrient control phytoplankton biomass responses to global change in northern lakes. *Global Change Biology* 25(19): 2021-2029. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.14623>.

Bresnan, E., Kraberg, A., Fraser, S., Brown, L., Hughes, S. y Wiltshire K. 2015. Diversity and seasonality of *Pseudonitzschia* (Peragallo) at two North Sea time-series monitoring sites. *Helgoland Marine Research* 69: 193-204. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10152-015-0428-5>.

Brewer, J. 1977. Estudio taxonómico y distribución del fitoplancton del Golfo de Santa Fé y áreas adyacentes durante los años 1973-1974. Tesis de maestría, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

Briceño, H., Buonocore, R., Sangronis, C., García-Pinto, L., Rojas, J., Chirinos, J., González, A. y López, C. 2009. Composición y abundancia del plancton de la Costa Noreste de la Bahía El Tablazo, Sistema de Maracaibo, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 43(4): 463-485.

Busseni, G., Caputi, L., Piredda, R., Fremont, P., Mele, B., Campese, L., Scalco, E., de Vargas, C., Bowler, C., d'Ovidio, F., Zingone A., Ribera, M. y Iudicone, D. 2020. Large scale patterns of marine diatom richness: Drivers and trends in a changing

ocean. *Global Ecology and Biogeography* 00: 1-14. Doi: <https://doi.org/10.1111/geb.13161>.

Calvo-Trujillo, A., Rincones-Reyes, K., Díaz-Ramos, J., Márquez-García, B., Subero-Pino, S., Elista-Ramírez, E. y Troccoli-Ghinaglia, L. 2018. Distribución espacial y temporal del fitoplancton en el golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela, febrero 2014 – enero 2015. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 47(2): 63-82. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2018.47.2.747>.

Caroppo, C., Congestri, R., Bracchini, L. y Albertano, P. 2005. On the presence of *Pseudo-nitzschia calliantha* Lundholm, Moestrup et Hasle and *Pseudo-nitzschia delicatissima* (Cleve) Heiden in the Southern Adriatic Sea (Mediterranean Sea, Italy). *Journal of Plankton Research* 27: 763-774. Doi: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbi050>.

Castellanos, P., Varela, R. y Müller, F. 2002. Descripción de las áreas de surgencia al sur del mar Caribe examinadas con el sensor infrarrojo AVHRR. *Memoria Sociedad de Ciencias Naturales La Salle* 154: 55-76.

Cetin, M. y Sen, M. 2004. Seasonal distribution of phytoplankton in Orduzu Dam Lake (Malatya, Turkey). *Turk Journal Botanical* 28: 279-285. <https://journals.tubitak.gov.tr/botany/issues/bot-04-28-3/bot-28-3-2-0211-14.pdf>.

Chretiennot-Dinet, M., Sournia, A., Ricard, M. y Billard, C. 1993. A classification of the marine phytoplankton of the world from class to genus. *Phycology* 32(3): 159-179. Doi: <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-3-159.1>.

Clarke, K., Gorley, R., Somerfield, P. y Warwick, R. 2014. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E: Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.

Cupp, E. 1943. Marine plankton diatoms of the West Coast of North America. *Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography Technical Series* 15: 1-238. <https://babel.hathitrust.org/cgi/pt?id=uc1.31822004276283>.

Elshobary, M., Essa, D., Attiah, A., Salem, Z. y Qi, X. 2020. Algal community and pollution indicators for the assessment of water quality of Ismailia canal, Egypt. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 34: 1089-1103. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00477-020-01809-w>.

Falkowski, P., Laws, E., Barber, R. y Murray, J. 2003. Phytoplankton and their role in primary, new, and export

production. En: Fasham M., Editor. *Ocean Biogeochemistry. Global Change - The IGBP Series*, Springer, Stockhol.

Faust, M., Morton, S. y Quod, J. 1996. Further SEM study of marine dinoflagellates: the genus *Ostreopsis* (Dinophyceae). *Journal of Phycology* 32(6): 1053-1065. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1996.01053.x>.

Ferguson, J. 1968. *Dinoflagellates of the Caribbean Sea and adjacent areas*. University of Miami, Florida.

Fernández, A. 2007. Cambios estructurales del fitoplancton de La bahía de Juan Griego y su relación con las condiciones hidrográficas durante el período enero - diciembre del 2004. Trabajo de grado, Universidad de Oriente, Boca del Río, Venezuela.

Ferraz-Reyes E. 1983. Estudio del fitoplancton en la Cuenca Tuy-Cariaco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 22(1&2): 111-124.

Gamboa, M. y Ferreira, J. 1994. Estudio taxonómico de los dinoflagelados (Pyrrophytas) de los islotes Dos Mosquises, Parque Nacional Archipiélago Los Roques, Venezuela. Trabajo de grado, Universidad de Oriente, Boca del Río, Venezuela.

Gamboa-Márquez, J., Sánchez-Suárez, I. y La Barbera-Sánchez, A. 1994. Dinoflagelados (Pyrrophyta) del Archipiélago Los Roques (Venezuela): Familias Prorocentraceae y Ostreopsidaceae. *Biología Marina* 45: 140-152.

García, G. 2011. Estructura comunitaria del fitoplancton y su relación con algunas condiciones hidrográficas en Chichiriviche, estado Vargas (enero-diciembre 2009). Trabajo de grado, Universidad de Oriente, Boca del Río, Venezuela.

Gómez A. 1996. Causas de la fertilidad marina en el nororiente de Venezuela. *Interciencia* 21(3): 140-146.

González-Perozo, C., Pereira, C., Troccoli-Ghinaglia, L, Hernández, V, Peña, C., Cruz-Motta, J. y Castillo, A. 2020. Estructura comunitaria del microfitoplancton de la zona costera entre Cabo Codera y Paparo, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 59(1): 51-68.

Guiry, M. y Guiry, G. 2020. AlgaeBase_URL: <http://www.algaebase.org>. Consultado: 16 de febrero de 2021.

Halim, I. 1967. Dinoflagellates of the South-East Caribbean (East Venezuela). *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 52: 701-755. Doi: <https://doi.org/10.1002/iroh.19670520504>.

- Hammer, O., Harper, D. y Ryan, P. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1-9.
- Hemraj, D., Hossain, M., Ye, Q., Qin, J. y Leterme, S. 2017. Plankton bioindicators of environmental conditions in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 184: 102-114. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.10.045>.
- Hoffmann, L. 1999. Marine cyanobacteria in tropical regions: diversity and ecology. *European Journal of Phycology* 34: 371-379. Doi: <https://doi.org/10.1080/09670269910001736432>.
- Jeffrey, S y Vesk, M. 1997. Introduction to marine phytoplankton and their pigment signatures. En: Jeffrey, S., Mantoura, R. y Wright, S., Editores. *Monographs on oceanographic methods*. UNESCO, Paris.
- Johnson, R y Wichern, D. 2007. Applied multivariate statistical analysis. Pearson Prentice Hall, New Jersey.
- Ignitiades L. 1994. Species dominance and niche breadth in "bloom" and "non-bloom" phytoplankton populations. *Oceanologica Acta* 17(1): 89 - 96.
- Krawczyk, D y Gonglewski, N. 1959. Determining suspended solids using a spectrophotometer. *Sewage and Industrial Wastes* 31: 1159-1164.
- La Barbera, A., Gamboa, J. y Senior, W. 1999. Fitoplancton del Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 47(1): 57-63.
- Lárez, D. 2004. Variación de la estructura comunitaria del fitoplancton en el área pesquera Porlamar-La Isleta, Isla de Margarita, Venezuela en el período febrero – julio 2002. Trabajo de grado, Universidad de Oriente, Boca del Río, Venezuela.
- Le Fur I., De Wit R., Plus M., Oheix J., Derolez V., Simier M., Malet N. y Ouisse V. 2019. Re-oligotrophication trajectories of macrophyte assemblages in Mediterranean coastal lagoons based on 17-year time-series. *Marine Ecology Progress Series* 608: 13-32. Doi: <https://doi.org/10.3354/meps12814>.
- López, F. 1997, Distribución espacial y temporal de las diatomeas y dinoflagelados en la plataforma Araya – Margarita. Trabajo de grado, Universidad de Oriente, Boca del Río, Venezuela.
- Margalef, R. 1965. Composición y distribución del fitoplancton. *Memorias Sociedad de Ciencias Naturales La Salle* 25(70-72): 141-205.
- Margalef, R. 1972. Las algas inferiores. En: Castelvi, J., Cervigón, F., Díaz-Piferrer, M., Fraga, F., Fukuoka, J., Gómez, M., Margalef, R., Petzall, W., Rodríguez, G., Virgili, C. y Vives, F. Editores. *Ecología marina*. Fundación La Salle de Ciencias Naturales, Editorial Dosat, Caracas.
- Margalef, R. 1980. Ecología. Ediciones Omega, Barcelona.
- Martín, A., Malavé, L., Sánchez, D., Aparicio, R., Arocha, F., Bone, D., Bolaños, J., Bolaños-Jiménez, J., Castañeda, J., Cárdenas, J., Carbonini, A., Díaz, Y., Guada, H., Klein, E., Lazo, R., Lemus, A., Lentino, M., Lira, C., Lodeiros, C., López, R., Marín, B., Martínez, G., Márquez, B., Márquez, A., Molinet, R., Morales, F., Posada, J., Prieto, A., Riera, A., Rodríguez, C., Ramírez, A., Senior, W., Solana, P., Severeyn, H., Spiniello, P., Valera, E., Yanes, C. y Zoppi, E. 2007. *Línea base ambiental Plataforma Deltana*. Martín, A. y Bone, B. Editores, Petróleos de Venezuela, S. A. - Universidad Simón Bolívar, Caracas.
- Martínez J. 1996. Procesos y efectos marino-costeros y sus relaciones con obras marítimas y con usos turísticos del territorio. Análisis de impactos en el litoral venezolano. Centro Regional de Investigaciones Ambientales de la Universidad de Oriente, Boca de Río, Venezuela.
- Naciones Unidas. 2019. Objetivos de desarrollo sostenible. _URL: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible>. Consultado: 13 de marzo de 2021.
- Paerl, H. y Tucker, C. 1995. Ecology of blue-green algae in aquaculture ponds. *Journal of World Aquaculture Society* 26(2): 109-131. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1995.tb00235.x>.
- Pearsons, T., Takahashi, M. y Hargrave, L. 1979. *Biological oceanographic processes*. Pergamon Press, United Kingdom.
- Peragallo, M. 1965. *Diatomés marines du France*. A Asher Co., Amsterdam.
- Pereira, C., Quiñones, R. y Hernández, V. 2018. Fitoplancton del Refugio de Fauna Silvestre Isla de Aves: el territorio venezolano más septentrional. *Ciencia, Ambiente y Clima* 1(1): 63-77. Doi: <https://doi.org/10.22206/cac.2018.v1i1.pp45-59>.
- Pereira, C., Fernández, A., Hernández, V. y Troccoli-Ghinaglia, L. 2020. Ocurrencia de floraciones nocivas de microalgas en las costas del estado Miranda, Venezuela. *Ciencia, Ambiente y Clima* 3(1): 55-71. Doi: <https://doi.org/10.22206/CAC.2020.V3I1.PP55-71>.

- Pirela-Ochoa, E., Troccoli, L. y Hernández, I. 2008. Hidrografía y cambios en la comunidad del microfitorplancton de la bahía de Charagato, isla de Cubagua, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 47(1): 3-15.
- Rodríguez-Centeno, M., Díaz-Ramos, J., Charzeddine, L., Subero-Pino, S. y Troccoli-Ghinaglia, L. 2010. Biomasa y abundancia del fitoplancton en la isla La Tortuga, Dependencia Federal, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 49(1): 77-86.
- Round, F., Crawford, R. y Mann, D. 1990. *The diatoms, biology y morphology of the genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sánchez-Suárez, I. 1994. Ecología y dinámica del fitoplancton en arrecifes coralinos: un estudio en los islotes Dos Mosquises, Parque Nacional Archipiélago Los Roques, Venezuela. Tesis Doctoral, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.
- Sari, L., Al Diana, N., Arsad, S., Pursetyo, K. y Cahyoko, Y. 2021. Monitoring of phytoplankton abundance and chlorophyll-a content in the estuary of Banjar Kemuning River, Sidoarjo Regency, East Java. *Journal of Ecological Engineering* 22(1): 29-35. Doi: <https://doi.org/10.12911/22998993/128877>.
- Saunders, R. y Glenn, E. 1969. Diatoms. *Memoirs of the Hourglass Cruises*. Vol X. Florida Department of Natural Resources Marine Research Laboratory, St. Petersburg.
- Sokal, R. y Rohlf, F. 2012. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, New York.
- Solé, M. y Vera, B. 1997. Caracterización de las macroalgas marinas bénticas en la región Chirimena-Punta Caimán, Edo. Miranda, Venezuela. *Caribbean Journal of Science* 33(3-4): 180-190.
- Soler, A., Pérez, M. y Aguilar, E. 2003. *Diatomeas de las costas del Pacífico en Panamá*. Universidad de Panamá, Panamá.
- Sournia, A. 1986. *Atlas du phytoplancton marin*. Vol 1. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris.
- Spiniello, P. 1996. Las diatomeas marino-costeras de Venezuela. *Caribbean Journal of Science* 32: 331-347.
- Strickland, J. y Parsons, T. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada Ottawa* 167: 1-310.
- Tomas, C. 1996. *Identifying marine diatoms and dinoflagellates*. Academic Press, New York.
- Triantafyllou, G., Petihakis, G., Dounas, C. y Athanasios, T. 2001. Assessing marine ecosystem response to nutrient inputs. *Marine Pollution Bulletin* 43(7-12): 175-186. Doi: [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(01\)00071-6](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(01)00071-6).
- Troccoli, L. 1989. Análisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton de la bahía de Charagato, isla de Cubagua, Venezuela. Tesis de maestría, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- Utermöhl, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38. Doi: <https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>.
- Valera, R., Carvajal, F. y Muller-Karger, F. 2003. El fitoplancton en la plataforma nororiental de Venezuela. *Fundación La Salle de Ciencias Naturales Contribución* 210: 263-292.
- Vikas, M. y Dwarakish, G. 2015. Coastal pollution: a review. *Aquatic Procedia* 4: 381-388. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.051>.
- Vila, M., Garcés, E. y Masó, M. 2001. Potentially toxic epiphytic dinoflagellate assemblages on macroalgae in the NW Mediterranean. *Aquatic Microbial Ecology* 26: 51-60. Doi: <https://doi.org/10.3354/ame026051>.
- Yamaji, I. 1996. *Illustration of the marine plankton of Japan*. Hoikusha Publishers. Osaka, Japan.
- Zingone, A. y Wyatt, T. 2004. Harmful algal blooms: keys to the understandings of the phytoplankton ecology. Robinson, A., McCarthy, J. y Rothschild, B., Editores. *The Sea*. Harvard University Press, Cambridge.

Citar como: Pereira, C., Ferrara De Giner, G., Troccoli-Ghinaglia, L., Hernández, V., Peña, C., Losada, R. y Vera, F. 2021. Comunidad fitoplanctónica en una playa de la costa central de Venezuela y su relación con variables ambientales en un ciclo anual. *Intropica* 16(2): 232 - 245. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.4009>.