



Nutrients Dynamics in a Tropical Hypersaline Coastal Lagoon (Las Marites, Margarita Island, Venezuela)

Dinámica de los Nutrientes en una Laguna Costera Tropical Hipersalina (Las Marites, Isla de Margarita, Venezuela)

López-Monroy, F. M.^{1*}; Troccoli-Ghinaglia, L. E.²; Poblete, E.¹; Valerio-González, L. R.¹.

¹Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar. Universidad de Oriente, Isla de Margarita.
C.P.: 6304. Boca del Río. Estado Nueva Esparta, Venezuela.

²Instituto de Investigaciones Científicas. Universidad de Oriente, Isla de Margarita.
C.P.: 6304. Boca del Río. Estado Nueva Esparta, Venezuela.

ABSTRACT

The nitrogen and phosphorus enrichment is the main responsible for changes in the trophic status of coastal lagoons. Hence, we have evaluated the distribution of these nutrients, chlorophyll *a* and variables that directly affect them (temperature, salinity and dissolved oxygen), in the hypersaline coastal lagoon Las Marites, located in Margarita Island, Venezuela. Water samples were collected in the period: April 2005-March 2006 and April 2011-August 2012, at seven stations in the lagoon and an area at the sea, besides having historical records. Traditional spectrophotometric methods were used for the determination of nitrate, nitrite, ammonium and phosphate. Results showed that the spatial distribution of nitrogen and phosphorus in the ecosystem responds to the morphology and bathymetry of the water body. Occurring increases towards the western sector due to point sources (wastewater discharges). The seasonal nutrient cycle is dominated by the sea adjacent coastal upwelling and temporal distribution by anthropogenic action in the vicinity of the lagoon.

Article Info/Información del artículo

Received/Recibido: September 28th 2016.

Accepted/Aceptado: December 14th 2016.

RESUMEN

El enriquecimiento por nitrógeno y fósforo es el principal responsable de los cambios en el estado trófico de las lagunas costeras. Por esta razón, fue evaluada la distribución de estos nutrientes, clorofila *a* y las variables que influyen directamente en ellos (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto), en la laguna costera hipersalina Las Marites, ubicada en la Isla de Margarita, Venezuela. Se colectaron muestras de agua en los períodos: abril 2005-marzo 2006 y abril 2011-agosto 2012, en siete estaciones dentro de la laguna y una en la zona costera adyacente, además de disponer de registros históricos. Fueron usados métodos espectrofotométricos tradicionales para la determinación de nitrato, nitrito, amonio y fosfatos. Los resultados mostraron que la distribución espacial de nitrógeno y fósforo en el ecosistema responde a la morfología y batimetría del cuerpo de agua, ocurriendo incrementos hacia el sector occidental, debido a fuentes puntuales (vertidos de aguas servidas). El ciclo estacional de los nutrientes está dominado por la surgencia costera del mar adyacente y la distribución temporal por la acción antropogénica en las adyacencias de la laguna.

PALABRAS CLAVE

Nitrógeno; fósforo; estado trófico; hidrología.

*Corresponding Author:

Fabiola López-Monroy, Universidad de Oriente, Núcleo de Nueva Esparta, Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Departamento de Acuicultura. Calle La Marina, edif. ECAM-UDO, piso 2. Phone/FAX: +58(295) 2913 350. E-mail: fametal@gmail.com

KEY WORDS

Nitrogen; phosphorus; trophic state; hydrology.

Introduction

One of the main manifestations of water quality detriment in marine ecosystems are the changes in the trophic state. Thus, within the last 50 years, the increase in the anthropogenic activities in adjacent areas to bodies of water has induced eutrophication (Gilbert *et al.*, 2013).

It is known that enrichment by nitrogen and phosphorous is the main responsible of the modifications in the trophic state of coastal ecosystems (Howarth and Marino, 2006; Shindler, 2006; Smith, 2006), therefore it is necessary to evaluate changes that happen in the spatial, seasonal and temporal distribution of these nutritional elements. The importance of nutrients in coastal environments is related with phytoplankton growth, hence the increase of nutrients in the environment can be detected through the response of the phytoplankton (Smith, 2006). Factors that determine which nutrient is restraining phytoplankton growth are: A) the differential loss of N or O in the photic zone; B) the compensation of the deficiencies of nitrogen through the fixation of N_2 ; and C) the relation N:P (Howarth, 1988).

Differential loss of nitrogen can occur due to two reasons: the first one happens when there is denitrification in the photic zone. This can generate oversaturation of N_2 in the superficial layer, provoking its posterior exportation to the atmosphere (Chester, 1990), and the second by sedimentation of nitrogen content in the detritus (Emerson and Hedges, 2008). In the case of P, differential loss happens by adsorption in fecal material (Howarth, 1988). While compensation of deficiencies of N refers to the capacity of cyanobacteria of fixing N_2 when dissolved inorganic nitrogen (DIN) is scarce (Falkowski, 2000; Emerson and Hedges, 2008).

On the other hand, relation N:P tends to be considered as a good indicator of the limiting element for autotrophic growth. Their deviations could induce conditions that impede the development of some phytoplankton groups

Introducción

Una de las principales manifestaciones del deterioro de la calidad del agua en los ecosistemas marinos, son los cambios en el estado trófico. Es así como, en los últimos 50 años, el incremento de actividades antropogénicas, en áreas conexas a cuerpos de agua ha conducido a la eutrofización (Gilbert *et al.*, 2013).

Es reconocido que el enriquecimiento por nitrógeno y fósforo, es el principal responsable de las modificaciones en el estado trófico de los ecosistemas costeros (Howarth y Marino, 2006; Shindler, 2006; Smith, 2006), por lo que, es necesario evaluar los cambios que suceden en la distribución espacial, estacional y temporal de estos elementos nutritivos.

La importancia de los nutrientes en ambientes costeros está estrechamente relacionada con el crecimiento fitoplanctónico, por lo que el incremento de nutrientes en el medio puede detectarse a través de la respuesta del fitoplancton (Smith, 2006). Los factores que determinan cual nutriente es limitante para el crecimiento fitoplanctónico son: A) la pérdida diferencial de N o P de la zona fótica; B) la compensación de las deficiencias de nitrógeno a través de la fijación de N_2 ; y C) la relación N:P (Howarth, 1988).

La pérdida diferencial de nitrógeno puede ocurrir por dos razones: la primera sucede, cuando hay desnitrificación en la zona fótica. Esto puede generar sobresaturación de N_2 en la capa superficial, provocando su posterior exportación hacia la atmósfera (Chester, 1990), y la segunda es por sedimentación del nitrógeno contenido en el detritus (Emerson y Hedges, 2008). En el caso del P, la pérdida diferencial sucede por adsorción en el material fecal (Howarth, 1988). Mientras que la compensación de las deficiencias de N, se refiere a la capacidad de las cianobacterias de fijar N_2 cuando el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) es escaso (Falkowski, 2000; Emerson y Hedges, 2008).

La relación N:P por su parte, suele considerarse un buen indicador del elemento limitante para el crecimiento autotrófico. Sus desviaciones podrían inducir condiciones que impiden el desarrollo de algunos grupos fitoplanctónicos y favorece el de otros, pudiendo generar "blooms" (afloramientos) de microalgas y eutrofización (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Cloem *et al.*, 2016). En algunos sistemas costeros la limitación por N o P varía estacionalmente (Jennerjahn *et al.*, 2009; Wan *et al.*, 2011). Estos ciclos estacionales dependen principalmente de los procesos biológicos de producción y regeneración, debido a la descomposición de la materia orgánica; el suministro de

and favors others, enabling the generations of blooms of microalgae and eutrophication (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Cloern *et al.*, 2016). In several coastal systems, the limitation by N or O varies seasonally (Jennerjahn *et al.*, 2009; Wan *et al.*, 2011). These seasonal cycles mainly depend on the biological processes of production and regeneration due to the decomposition of organic matter; the supply of nutrients and hydrology and hydrodynamics (Fock, 2003), mainly temperature, salinity and concentration of dissolved oxygen (DO). Therefore, it is necessary to consider possible seasonal variations in the behavior of nitrogen and phosphorus, and incorporate these three hydrological variables for an adequate interpretation of the processes that involve nutritional elements in the marine environment.

From coastal ecosystems, lagoons tend to consider fragile environments mainly due to their vulnerability to detriment in water quality (Junior *et al.*, 2013; McLaughlin *et al.*, 2015). The latter due to the complex regime of exchange ocean-lagoon, the continental intakes and population development of their adjacencies. In Venezuela, an example of this situation can be observed in Las Marites, south of Margarita Island. This is a hypersaline coastal lagoon, surrounded with an important urban development and therefore, its exposure to changes in the dynamics of the nutrients present in the bodies of water. Hence, the aim of this investigation is to evaluate the dynamics of nitrogen nutrients and inorganic dissolved phosphorus (IDP) in a coastal tropical hypersaline lagoon such as Las Marites.

Materials and Methods

Study area

Las Marites lagoon (Figure 1) is located in the coastal southeast of the Margarita Island, Venezuela, with an area of 24 km², from which 39 % correspond to the water mirror (Ramírez, 1996). The bottom of the lagoon is irregular, with a maximum depth of 4 m (= 2.5 m). In the extreme south it possesses a canal bifurcated by a small sandy island, where it communicates with the Caribbean Sea. Ramírez (1996) indicates that the only sweet water input the lagoon receives comes from scarce precipitation. Nevertheless, MARN (2005) appoint that, eventually, San Juan River and la quebrada El Ochenta can make small inputs in rainy season.

los nutrientes y la hidrología e hidrodinámica (Fock, 2003), principalmente temperatura, salinidad y concentración de oxígeno disuelto (OD). Es por esto que, es necesario considerar posibles variaciones estacionales en el comportamiento del nitrógeno y el fósforo, e incorporar estas tres variables hidrológicas para una adecuada interpretación de los procesos que involucran a los elementos nutritivos en el medio marino.

De los ecosistemas costeros, las lagunas suelen considerarse ambientes frágiles, entre otras razones por su vulnerabilidad al deterioro de la calidad del agua (Junior *et al.*, 2013; McLaughlin *et al.*, 2015). Esto debido al complejo régimen de intercambio océano-laguna, los aportes continentales y el desarrollo poblacional en sus adyacencias. En Venezuela, un ejemplo de esta situación puede observarse en Las Marites, al sur de la Isla de Margarita. Esta es una laguna costera hipersalina, con importante desarrollo urbanístico a su alrededor y su consecuente exposición a cambios en la dinámica de los nutrientes presentes en el cuerpo de agua. En función de lo anterior, el objetivo de esta investigación es evaluar la dinámica de los nutrientes nitrogenados y el fósforo inorgánico disuelto (PID) en una laguna costera tropical hipersalina como Las Marites.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La laguna de Las Marites (Figura 1) está ubicada en la costa sur-oriental de la Isla de Margarita, Venezuela, abarcando un área de 24 km², de los cuales 39 % corresponden al espejo de agua (Ramírez, 1996). El fondo de la laguna es irregular, con una profundidad máxima de 4 m (= 2.5 m). En el extremo Sur posee un canal bifurcado por una pequeña isla arenosa a través del cual se comunica con el Mar Caribe. Ramírez (1996) indica que el único aporte de agua dulce que recibe la laguna, proviene de la escasa precipitación. Sin embargo, MARN (2005) señalan que eventualmente el río San Juan y la quebrada El Ochenta pueden realizar pequeños aportes en época de lluvias.

Obtención de datos físico-químicos

Los datos empleados corresponden a información histórica no periódica, entre 1968 y 2005 (Bonilla y Okuda, 1971; Bonilla y Benítez, 1972; Palazón-Fernández *et al.*, 1996; Morillo y Salazar, 2002) de: temperatura, salinidad

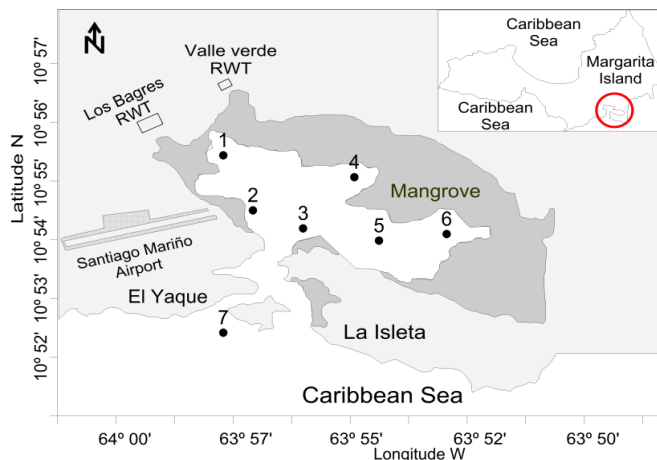


Figure 1. Las Marites Lagoon. Isla de Margarita, Venezuela.
Numbers appoint water collection seasons in this study.
RWT: Residual Waters Treatment Plant.

Figura 1. Laguna de Las Marites. Isla de Margarita, Venezuela.
Los números señalan las estaciones de colecta de agua en el presente estudio. RWT: Planta de tratamiento de aguas residuales.

Obtention of physical-chemical data

Used data correspond to historical non-periodical information, between 1968 and 2005 (Bonilla and Okuda, 1971; Bonilla and Benítez, 1972; Palazón-Fernández *et al.*, 1996; Morillo and Salazar, 2002) of: temperature, practical salinity (S_p), dissolved oxygen (DO), concentration of nutrients and chlorophyll *a*. Additionally, campaigns to collect superficial water during April 2005 – March 2006 and April 2011 – August 2012 were performed, to collect superficial water in seven season within the lagoon and one in the adjacent sea (Figure 1). In these campaigns, *in situ* temperature with a digital thermometer of ± 0.1 °C precision. To determine practical salinity (S_p), a Digital Auto 3G Tsurumi Seiki induction salinometer was used. In the DO quantification, the traditional titling method of Winkler (Strickland and Parsons, 1972) was used. An aliquot of filtered water collected (with glass fiber filters, equivalent to GF/C). After, nutrient analysis was made using traditional spectrophotometer methods described in APHA-AWWA-WEF (2005): Nitrate and Nitrite (4500- NO_3 -E), Ammonium (4500- NH_3 -F), PID (Phosphates: 4500-P-E). The filter was used for the estimation of chlorophyll *a*. Dissolved inorganic nitrogen was calculated as the sum of ions NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ . Chlorophyll *a* was estimated by extraction with acetone at 90 % (Lorenzen, 1967). In the quantification of nutrients and chlorophyll *a*, a Shimadzu spectrophotometer (UV-VIS-120-01) was used.

práctica (S_p), oxígeno disuelto (OD), concentración de nutrientes y clorofila *a*. Adicionalmente, fueron realizadas campañas para coleccionar agua superficial durante abril 2005-marzo 2006 y abril 2011-agosto 2012, en siete estaciones dentro de la laguna y una en el mar adyacente (Figura 1). En estas campañas fue medida la temperatura *in situ* con un termómetro digital de ± 0.1 °C de precisión. Para determinar la salinidad práctica (S_p), fue empleado un salinómetro de inducción Digi-Auto 3G, Tsurumi Seiki. En la cuantificación del OD fue utilizado el tradicional método de titulación de Winkler (Strickland y Parsons, 1972). Una alícuota del agua colectada fue filtrada (con filtros de fibra de vidrio, equivalentes a GF/C). Posteriormente se realizaron los análisis de nutrientes, usando los métodos espectrofotométricos tradicionales descritos en APHA-AWWA-WEF (2005): Nitrato y Nitrito (4500- NO_3 -E), Amonio (4500- NH_3 -F), PID (Fosfatos: 4500-P-E). El filtro fue empleado para la estimación de clorofila *a*. El nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fue calculado como la sumatoria de los iones NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ . La clorofila *a*, fue estimada por extracción con acetona al 90 % (Lorenzen, 1967). En la cuantificación de los nutrientes y la clorofila *a*, se empleó un espectrofotómetro Shimadzu (UV-VIS-120-01).

El material usado fue previamente lavado con ácido clorhídrico (10 %). En las pruebas de nutrientes se realizaron blancos usando agua desionizada, que recibieron igual tratamiento que las muestras, además el 10 % de los análisis

Material used was previously washed with chloride acid (10 %). Targets were made in the tests of nutrients by using deionized water, which received same treatment as samples, in addition, 10 % of the analysis was made by sixfold. The variation coefficient and detection limit of analysis can be observed in Table 1.

Season used in this investigation corresponds to the one proposed by López-Monroy and Troccoli-Ghinaglia (2014): draught/upwelling (January-June) and rain/relaxation (July-December). Spatial and seasonal variation of the studied variables was evaluated from the analysis of Kruskal-Wallis (Zar, 1999). To determine which variables have higher seasonal influence in the total dispersion of data, an AMC (analysis of main components) was made from the matrix of correlation (Johnson and Wichern, 2007). On the other hand, temporal variability was analyzed from a MDS analysis (multi-dimensional scaling) using a SIMPER (similarity percentages) in the diagnostic of the variables that contribute the most to the observed differences (Kruskal and Wish, 1978; Clarke and Warwick, 1994).

Results and Discussion

Spatial scale

In the lagoon Las Marites, temperature (Figure 2a) and S_p (Figure 2b) presented spatial gradients ($w=26.31$ for temperature and 78.67 for S_p ; $p<0.05$), associated to its morphology and bathymetry. Higher depth and free circulation in the adjacent sea allow for minimum values of temperature S_p ($=27.7$ °C and 36.8) locate.

fue efectuado por sextuplicado. El coeficiente de variación y el límite de detección de los análisis puede observarse en la Tabla 1.

La estacionalidad utilizada en esta investigación, corresponde a la propuesta por López-Monroy y Troccoli-Ghinaglia (2014): sequía/surgencia (enero-junio) y lluvia/relajación (julio-diciembre). La variación espacial y estacional de las variables estudiadas fue evaluada a partir del análisis Kruskal-Wallis (Zar, 1999). Para determinar cuáles variables tienen mayor influencia estacional en la dispersión total de los datos, fue realizado un ACP (análisis de componentes principales), a partir de la matriz de correlación (Johnson y Wichern, 2007). Por su parte, la variabilidad temporal fue analizada a partir de un análisis MDS (multi-dimensional scaling), usando un SIMPER (similarity percentages) en el diagnóstico de las variables que más contribuyen a las diferencias observadas (Kruskal y Wish, 1978; Clarke y Warwick, 1994).

Resultados y Discusión

Escala espacial

En la laguna de Las Marites, la temperatura (Figura 2a) y la S_p (Figura 2b) presentaron gradientes espaciales ($w=26.31$ para temperatura y 78.67 para S_p ; $p<0.05$), asociados a la morfología y batimetría de la misma. La mayor profundidad y libre circulación en el mar adyacente, permiten que allí se localicen los valores mínimos de temperatura y S_p ($=27.7$ °C y 36.8).

Table 1.
Quality control of nutrient analysis

Tabla 1.
Control de calidad de los análisis de nutrientes

Blank	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	DIP
(n=6) ¹	0.15	0.12	0.06	0.32
SD (n=6)	0.08	0.06	0.01	0.03
LD (x+3s)	0.39	0.30	0.09	0.41
(R ²) ²	0.96	0.97	0.98	0.99
CV (SD/x)	0.5	0.5	0.2	0.1

¹μmol L⁻¹; ²calibration curve; SD=standard deviation; LD= limit of detection; CV= coefficient of variation; DIP= dissolved inorganic phosphorus

¹μmol L⁻¹; ²curva de calibración; SD=desviación estándar; LD= límite de detección; CV= coeficiente de variación; DIP= fósforo inorgánico disuelto

Once in the interior of the lagoon body, depth decreases, therefore warming is more evident due to solar incidence and temperature increases. This increase is magnified in the oriental sector ($=29.2\text{ }^{\circ}\text{C}$), which is less deep and whose circulation is restricted (Bonilla and Okuda, 1971). The increases of temperature favor evaporation, consequently salinity increases (Talley *et al.*, 2011). For that reason, the maximum S_p ($=40.2$) is also located in the oriental part of the ecosystem. In the occidental area, sweet water inputs from the treatment plant of Los Bagres contribute with temperature decrease and S_p observed ($=28.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ and $=37.9$).

Regarding DO, averages of 3.91 ml L^{-1} in the internal part and 4.11 ml L^{-1} in the exterior were obtained (Figure 2c). Homogenous distribution of this variable ($w=1.99$; $p>0.05$) can be associated with the hydrodynamics of the Lagoon. Most of the low-depth coastal environments possess short residence hydraulic times; in the Las Marites lagoon, this would allow a renovation in few days, allowing the entrance of well oxygenated marine water. The mechanical action of the wind and the lack of barriers (mountains or canals protected by mangles) that impede their action, they also favor the incorporation of DO from the atmosphere. Another important factor is the production *in situ* carried by primary producers (phytoplankton, macroalgae and marine grass). Meadows from *Thalassia testudinum* and 18 macroalgae species reported are found in the study area (Ramírez, 1996). Unfortunately, there is no monitoring to determine the contribution of these communities to DO in the water column. Eventually, small fluctuations related to temperature that controls solubility of DO in water (Emerson and Hedges, 2008).

In relation to nitrogen species, the nitrite was the only to show gradients ($w=1.99$; $p>0.05$) with increases near the influence area of the treatment plant in Los Bagres (Figure 2d). While the nitrate (Figure 2e), ammonium (Figure 2f) and DIN (Figure 3a) did not vary spatially ($w=0.72$; 2.99 and 2.31 respectively). This distribution could be related with the OD distribution, since the cycle of the nitrogen possesses a high dependence of DO (Emerson and Hedges, 2008).

In coastal lagoons, nitrogen tends to accumulate at the bottom, where the main transformations occur (Kennish and Paerl, 2010). In hypoxic environments, they are favored by the ammonification and denitrification and in well-oxygenated places, nitrification prevails (Dunn *et al.*, 2012), since nitrifying bacteria are obligatory aerobic (Santoro and Enrich-

Una vez en el interior del cuerpo lagunar, la profundidad disminuye, por lo que el calentamiento es más evidente debido a la incidencia solar y la temperatura aumenta. Este incremento se magnifica en el sector oriental ($=29.2\text{ }^{\circ}\text{C}$), que es menos profundo y cuya circulación es restringida (Bonilla y Okuda, 1971). Los incrementos de temperatura favorecen la evaporación, y en consecuencia aumenta la salinidad (Talley *et al.*, 2011). Por esta razón, la máxima S_p ($=40.2$) también se localiza en la parte oriental del ecosistema. En el área occidental, aportes de agua dulce provenientes de la planta de tratamiento de Los Bagres, contribuyen con la disminución de temperatura y S_p observada ($=28.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $=37.9$).

Respecto al OD, se obtuvieron promedios de 3.91 ml L^{-1} en la parte interna y 4.11 ml L^{-1} en el exterior (Figura 2c). La distribución homogénea de esta variable ($w=1.99$; $p>0.05$) puede estar asociada con la hidrodinámica en la laguna. La mayoría de los ambientes costeros poco profundos, poseen tiempos de residencia hidráulicos cortos; en la laguna de Las Marites esto permitiría una renovación en pocos días, ingresando agua marina bien oxigenada. La acción mecánica del viento y la falta de barreras (montañas o canales protegidos por manglares) que impidan su acción, también favorecen la incorporación de OD desde la atmósfera. Otro factor importante es la producción *in situ* llevada a cabo por los productores primarios (fitoplancton, macroalgas y pastos marinos). En el área de estudio se encuentran praderas de *Thalassia testudinum* y 18 especies de macroalgas reportadas (Ramírez, 1996). Lamentablemente, no existe un monitoreo para determinar la contribución de estas comunidades al OD de la columna de agua. Eventualmente se presentan pequeñas fluctuaciones espaciales relacionadas con la temperatura, que controla la solubilidad del OD en el agua (Emerson y Hedges, 2008).

Con relación a las especies nitrogenadas, el nitrito fue la única en mostrar gradientes ($w=1.99$; $p>0.05$) con incrementos cerca del área de influencia de la planta de tratamiento de Los Bagres (Figura 2d). Mientras que el nitrato (Figura 2e), amonio (Figura 2f) y NID (Figura 3a) no variaron espacialmente ($w=0.72$; 2.99 y 2.31 respectivamente). Esta distribución pudo estar relacionada con la distribución del OD, ya que el ciclo del nitrógeno posee una alta dependencia del OD (Emerson y Hedges, 2008).

En las lagunas costeras, el nitrógeno suele acumularse en el fondo, donde ocurren las principales transformaciones (Kennish y Paerl, 2010). En ambientes hipóxicos son favorecidos la amonificación y desnitrificación y en lugares bien oxigenados, prevalece la nitrificación (Dunn *et al.*, 2012) ya que las bacte-

Prast, 2009). In the lagoon Las Marites, DO content would favor nitrification in the water column, while denitrification would prevail in the sediments.

Salinity can also influence in the nitrogen cycle.

nias nitrificadoras son aerobias obligatorias (Santoro y Enrich-Prast, 2009). En la laguna de Las Marites, el contenido de OD favorecería la nitrificación en la columna de agua, mientras que la desnitrificación prevalecería en los sedimentos.

La salinidad también puede influir en el ciclo del nitrógeno.

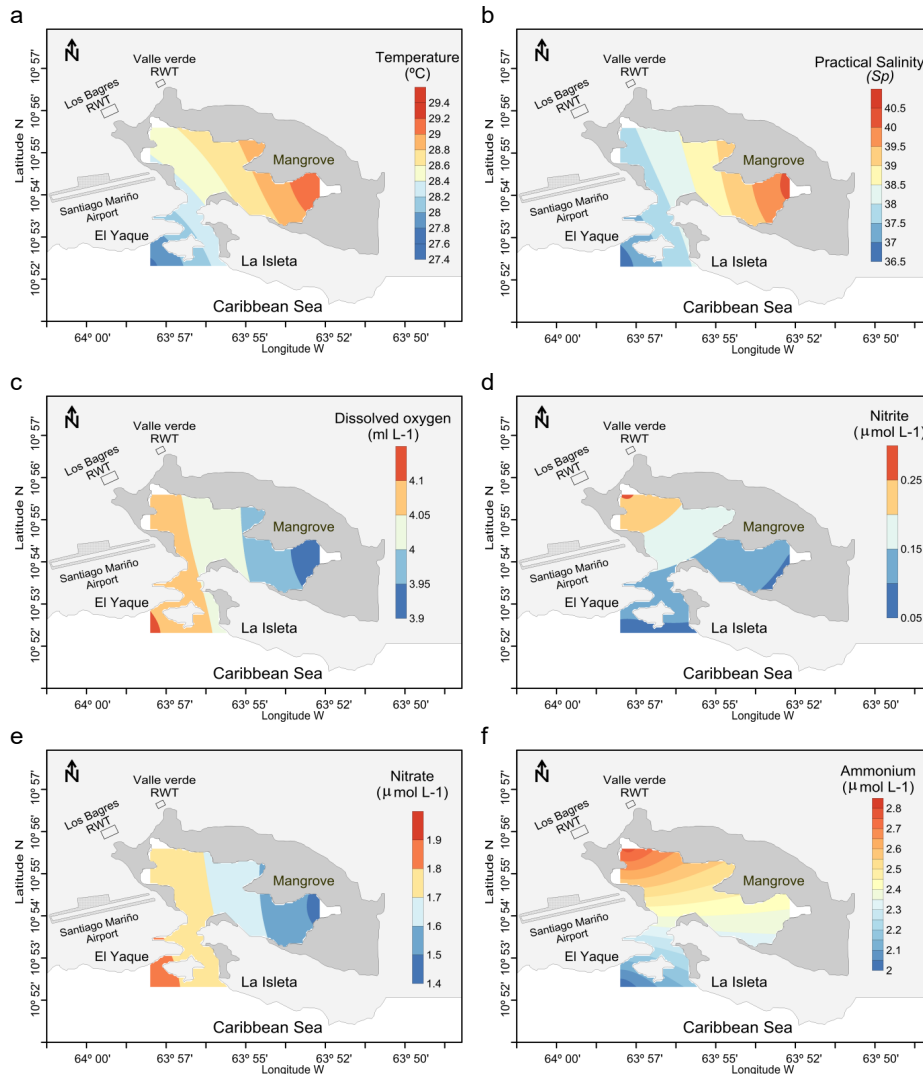


Figure 2. Spatial distribution of: a) Temperature; b) Practical salinity (S_p); c) Dissolved oxygen; d) Nitrite; e) Nitrate and f) Ammonium in the lagoon Las Marites, Isla de Margarita, Venezuela

Figura 2. Distribución espacial de: a) Temperatura; b) Salinidad práctica (S_p); c) Oxígeno disuelto; d) Nitrito; e) Nitrato y f) Amonio en la laguna de Las Marites, Isla de Margarita, Venezuela.

Adsorption of ammonium in the sediments and the physiology of nitrifying bacteria are negatively affected by salinity (Santoro and Enrich-Prast, 2009). Hence, in a hypersaline environment, such as this lagoon, the decrease of the nitrification processes and higher ammonium availability would be expected. Perhaps, this is the reason why ammoniac nitrogen is the inorganic predominant form ($= 2.4 \mu\text{mol L}^{-1}$) in respect to nitrate ($= 1.7 \mu\text{mol L}^{-1}$) and nitrite ($= 0.18 \mu\text{mol L}^{-1}$).

Nitrogen species concentrations in the lagoon Las Marites are characteristic of coastal lagoons costeras (De la Lanza and Rodríguez, 1993; Kennish and Paerl, 2010). The latter would implicate that there are no additional sources of nitrogen or the inputs are small and do not alter the ecosystem; that is not true, since there are contributions from the treatment plant Los Bagres, which, due to populations growth in the area, currently makes almost permanent pouring in the lagoon (Mazzeo, 2011). A water quality evaluation, made by the local environmental authority, estimated in March 2011, a concentration of 20.0 mg L^{-1} of ammonium and 24.4 mg L^{-1} of total nitrogen in the effluent (MPPA, 2012). It can be observed there is a decrease between the concentrations of the effluent and body water. The existing damping system is the absorbance by macrophytes (McGlathery *et al.*, 2007), since a wetland of *Typha domingensis* has developed, which works as water filter for the pouring. Nitrogen that is not processed by the wetland is used by bacteria in the nitrification and de-nitrification. The increase of nitrite in the sector would be a great indicator of the intense bacterial activity, due to nitrite being the intermediary compose in these processes (Chester, 1990; Vos, 2011).

PID presented a similar spatial gradient to nitrite (Figure 3b; $w=15.11$; $p<0.05$). Minor concentrations correspond to the exterior of the lagoon ($0.5 \mu\text{mol L}^{-1}$), with an increase towards the occidental portion of the system ($1.2 \mu\text{mol L}^{-1}$). In this case, in addition to the anthropogenic inputs, it is important to consider the capacity of absorption of phosphate from the sediments. A recent study indicated that sediments of this sector hold less phosphorus due to their granulometry (Rosas, 2013), which would mean higher availability in the water column.

Regarding the relation N:P, this was always <16 , which suggests a limitation of nitrogen for primary producers. Nevertheless, in this type of confined environments, nitrogen deficiencies can be supplied by the bacterial fixation of N_2 (Sundareshwar *et al.*, 2003). The latter allows that in the area with higher density of mangroves, where

La adsorción de amonio en los sedimentos y la fisiología de las bacterias nitrificantes se ven afectadas negativamente por la salinidad (Santoro y Enrich-Prast, 2009). Por lo que, en un ambiente hipersalino, como el caso de esta laguna, se esperaría una disminución de los procesos de nitrificación y mayor disponibilidad de amonio. Esta, tal vez, es la razón por la cual el nitrógeno amoniaco es la forma inorgánica predominante ($= 2.4 \mu\text{mol L}^{-1}$) respecto al nitrato ($= 1.7 \mu\text{mol L}^{-1}$) y nitrito ($= 0.18 \mu\text{mol L}^{-1}$).

Las concentraciones de las especies nitrogenadas en la laguna de Las Marites, son características de lagunas costeras (De la Lanza y Rodríguez, 1993; Kennish y Paerl, 2010). Lo anterior implicaría que no existen fuentes adicionales de nitrógeno o los aportes son pequeños y no alteran el ecosistema; lo que no es cierto, ya que existen contribuciones de la planta de tratamiento Los Bagres, que, debido al crecimiento poblacional en el área, actualmente realiza vertidos casi permanentemente hacia la laguna (Mazzeo, 2011). Una evaluación de la calidad del agua, realizada por la autoridad ambiental local, estimó en marzo de 2011, una concentración de 20.0 mg L^{-1} de amonio y 24.4 mg L^{-1} de nitrógeno total en el efluente (MPPA, 2012). Puede observarse que hay una disminución entre las concentraciones del efluente y el cuerpo de agua. El mecanismo de amortiguación existente, es la absorción por macrofitas (McGlathery *et al.*, 2007), ya que se ha desarrollado un humedal de *Typha domingensis*, que sirve de filtro para el agua del vertido. El nitrógeno que no es procesado por el humedal, es usado por las bacterias en la nitrificación y desnitrificación. El incremento de nitrito en el sector sería un buen indicador de la intensa actividad bacteriana, debido a que el nitrito es el compuesto intermediario en estos procesos (Chester, 1990; Vos, 2011).

El PID presentó un gradiente espacial similar al nitrito (Figura 3b; $w=15.11$; $p<0.05$). Las menores concentraciones corresponden al exterior de la laguna ($0.5 \mu\text{mol L}^{-1}$), existiendo un incremento hacia la porción occidental del sistema ($1.2 \mu\text{mol L}^{-1}$). En este caso, además de los aportes antropogénicos, es importante considerar la capacidad de adsorción de fósforo por parte de los sedimentos. Un estudio reciente indicó que, los sedimentos de ese sector retienen menos fósforo debido a su granulometría (Rosas, 2013), lo que supondría mayor disponibilidad en la columna de agua. Respecto a la relación N:P, esta fue siempre <16 , lo que sugiere una limitación del nitrógeno para los productores primarios. Sin embargo, en este tipo de ambientes confinados, las deficiencias de nitrógeno pueden ser suplidas por la fijación bacteriana

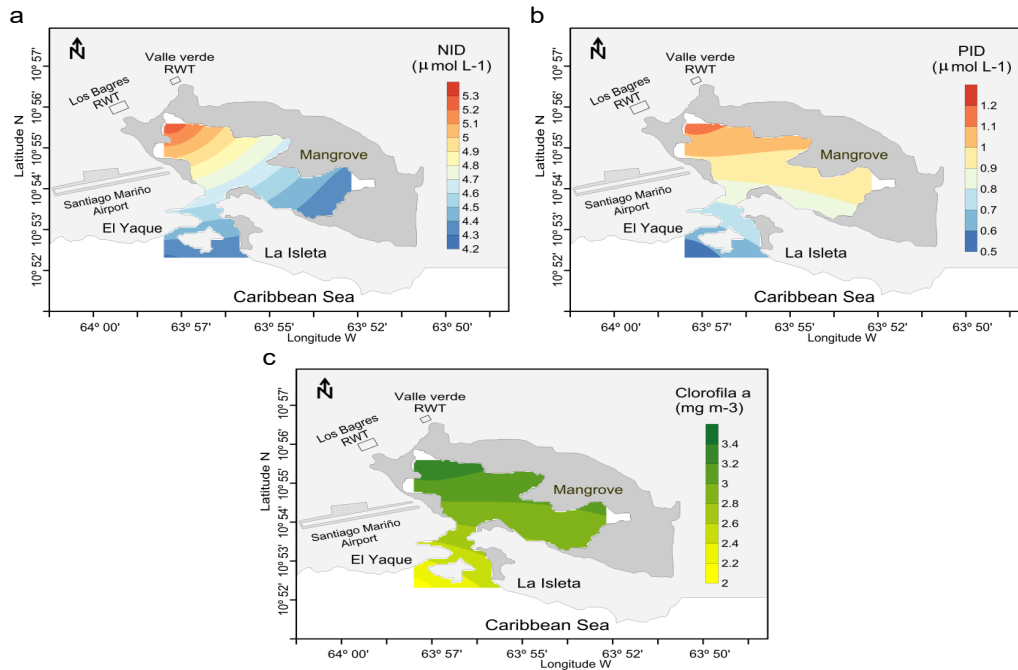


Figure 3. Spatial distribution of: a) DIN; b) PID and c) Chlorophyll a in Las Marites, Isla de Margarita, Venezuela.

Figura 3. Distribución espacial de: a) NID; b) PID y c) Clorofila a, en la laguna de Las Marites, Isla de Margarita, Venezuela.

the relation N:P decreases to close values to 5, chlorophyll a, which is an indicator of primary production, does not vary (Figure 3c).

Seasonal Cycle

During the rain/relaxation period, temperature was higher (29.1 °C) than in draught/upwelling (27.8 °C; Table 2), while S_p and dissolved oxygen did not show important seasonal variations (Table 2). The ecosystem is hypersaline all year (>36), despite the fact that during rainy season there was an input of sweet water, this occurs because high temperatures maintain salinity stable. Minimum values of salinity ($S_p \sim 31$) were associated to the income of waters served in November 1989 (Palazón-Fernández *et al.*, 1996) and precipitations the previous days to sampling collection. Something similar was reported for the lagoon of Araruama, Brazil, even though the lagoon is hypersaline, low salinities ($S_p = 22$) have been recorded during intense low-frequent rains (Souza *et al.*, 2003). From nutrients, nitrite was the only with a homogenous

de N_2 (Sundareshwar *et al.*, 2003). Lo anterior, permite que en el área de mayor densidad de manglares, donde la relación N:P disminuye hasta valores cercanos a 5, la clorofila a que es un indicador de la producción primaria, no varíe (Figura 3c).

Ciclo estacional

Durante el período de lluvia/relajación la temperatura fue más elevada (29.1 °C) que en sequía/surgencia (27.8 °C; Tabla 2), mientras que la S_p y el oxígeno disuelto no mostraron importantes variaciones estacionales (Tabla 2). El ecosistema es hipersalino todo el año (>36), a pesar de que durante la época de lluvias hay ingreso de agua dulce, esto ocurre porque las elevadas temperaturas mantienen estable la salinidad. Los mínimos valores de salinidad ($S_p \sim 31$), estuvieron asociados al ingreso de aguas servidas en noviembre de 1989 (Palazón-Fernández *et al.*, 1996) y precipitaciones los días previos a la colecta de muestras. Algo similar fue reportado para la laguna de Araruama, Brasil, aunque la laguna es hipersalina, bajas salinidades ($S_p = 22$) se han registrado durante lluvias intensas poco frecuentes (Souza *et al.*, 2003). De los nutrientes, el nitrito fue el único con una distribución

seasonal distribution, the rest increased during draught/upwelling (Table 2) and decreased in rain/relaxation. These fluctuations does not seem to affect primary production of the ecosystem, since chlorophyll *a* did not vary seasonally (Table 2) which might implicate the existence of supplements of internal (remineralization) and external (importation) nutrients, or changes in the phytoplankton community. In response to the misbalance in the nutrients composition, phytoplankton develops strategies to capture the limiting element or compensate its deficit, the result can be: A) changes in the community structure (Devlin *et al.*, 2011) that would allow the settling of species with similar nutritional requirements to those the ecosystem possesses (Devlin *et al.*, 2009); or B) modifications in the biochemical intracellular composition (Lavelle *et al.*, 2005; Napoleon *et al.*, 2013). For example, under conditions of limitation of phosphorus or high availability of nutrients, there is higher assignation of carbon to the production of lipids (Boëchat and Giani, 2008).

The seasonal cycle in the ecosystem is dominated by the coastal upwelling process, under the ocean-lagoon exchange regime. The first months of the year (draught/upwelling), when winds reach average velocities $\geq 5 \text{ m s}^{-1}$, a decrease in the sea temperature, light salinity increases and elevated content of nutrients (Herrera y Febres, 1975; Müller-Karger *et al.*, 2004) along with primary productivity (Ferraz, 1987) can be observed in the Venezuelan northeast. In its exchange with the ocean, this water enters Las Marites, fertilizing it. Due to the confining and less depth, temperature increases in the interior of the ecosystem, without reaching the levels it reaches in relaxation. During the second half of the year, temperature of the ocean remains elevated (Gomez, 1991). Water that enters is warm with less content of nutrients.

The inverse relation between temperature and most nutrients (Figure 4) supports the hypothesis of fertilization during upwelling. And the inverse association of DO with ammonium and nitrite indicates denitrification (Chester, 1990). Despite the fact that DO concentrations would not favor this las process during day hours, at night, due to respiration, important decreases of DO could be generated (Palazón-Fernández *et al.*, 1996; Howarth *et al.*, 2013) which would provoke the reduction of nitrogen and would stimulate the fixation of N_2 . The latter would serve to use addition PID, which enters during upwelling. The fixation would be limited during relaxation, since in some

estacional homogénea, el resto incrementó durante la sequía/surgencia (Tabla 2) y disminuyó en lluvia/relajación. Estas fluctuaciones no parecen afectar la producción primaria del ecosistema, ya que la clorofila *a*, no varió estacionalmente (Tabla 2), lo que puede implicar la existencia de suplementos de nutrientes internos (remineralización) y externos (importación), o cambios en la comunidad fitoplanctónica. En respuesta al desbalance en la composición de nutrientes, el fitoplancton desarrolla estrategias para capturar el elemento limitante o compensar su déficit, el resultado puede ser: A) cambios en la estructura comunitaria (Devlin *et al.*, 2011), que permita el asentamiento de especies con requerimientos nutricionales similares a los que posee el ecosistema (Devlin *et al.*, 2009); o B) modificaciones en la composición bioquímica intracelular (Lavelle *et al.*, 2005; Napoleon *et al.*, 2013). Por ejemplo, bajo condiciones de limitación de fósforo o alta disponibilidad de nutrientes, existe mayor asignación de carbono a la producción de lípidos (Boëchat y Giani, 2008).

El ciclo estacional en el ecosistema, está dominado por el proceso de surgencia costera, bajo el régimen de intercambio océano-laguna. Los primeros meses del año (sequía/surgencia), cuando los vientos alcanzan celeridades medias $\geq 5 \text{ m s}^{-1}$, se observa en el nororiente venezolano una disminución en la temperatura del mar, ligeros incrementos de salinidad y elevado contenido de nutrientes (Herrera y Febres, 1975; Müller-Karger *et al.*, 2004) y productividad primaria (Ferraz, 1987). En su intercambio con el mar, esta agua ingresa a la laguna de Las Marites fertilizándola. Debido al confinamiento y menor profundidad, la temperatura aumenta en el interior del ecosistema, sin llegar a los niveles que alcanza en relajación. Durante la segunda mitad del año, la temperatura del océano se mantiene elevada (Gómez, 1991). El agua que ingresa es cálida y con menor contenido de nutrientes.

La relación inversa entre la temperatura y la mayoría de los nutrientes (Figura 4) apoya la hipótesis de la fertilización durante la surgencia. Y la asociación inversa del OD con el amonio y nitrito indica desnitrificación (Chester, 1990). A pesar de que las concentraciones de OD no favorecerían este último proceso durante las horas del día; en la noche, debido a la respiración, podrían generarse importantes descensos del OD (Palazón-Fernández *et al.*, 1996; Howarth *et al.*, 2013), que provocarían la reducción de nitrógeno y estimularían la fijación de N_2 . Lo anterior serviría para aprovechar el PID adicional, que ingresa durante la surgencia. La fijación, estaría limitada durante la relajación, ya que algunos organismos fijadores de N_2 , pueden ser dependientes del PID (Sun-

Table 2.
Average values of the hydrological variables in the lagoon Las Martes, Isla de Margarita, Venezuela, during the periods of rain/relaxation and draught/upwelling

Tabla 2.
Valores promedio de las variables hidrológicas en la laguna de Las Marites, Isla de Margarita, Venezuela, durante los períodos de lluvia/relajación y sequía/surgencia.

Variable	Rain/ Relaxation	σ^2	Drought/ Upwelling	σ^2	w ¹
Temperature (°C)	29.1	1.7	27.8	2.1	33.34*
Salinity	38.4	5.0	38.1	6.1	0.76
OD (ml L ⁻¹)	3.99	0.18	4.02	0.18	0.28
N-NO ₃ ⁻ (μmol L ⁻¹)	1.2	1.6	1.6	1.2	8.4*
N-NH ₄ ⁺ (μmol L ⁻¹)	1.7	1.8	2.1	1.9	4.09*
N-NO ₂ ⁻ (μmol L ⁻¹)	0.05	0.00	0.06	0.00	3.85
NID (μmol L ⁻¹)	3.1	4.5	3.9	3.9	6.49*
PID (μmol L ⁻¹)	0.4	0.06	0.6	0.19	4.65*
N:P	5	18	7	31	4.13*
Chlorophyll a (mg m ⁻³)	2.9	2.8	2.4	2.0	2.69

¹Kruskal-Wallis; * significant statistical difference ($p < 0.05$); OD: dissolved oxygen; NID and PID: dissolved inorganic nitrogen and phosphorus

¹Kruskal-Wallis; * diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$); OD: oxígeno disuelto; NID y PID: nitrógeno y fósforo inorgánico disuelto.

fixative organisms of N₂, they can be independent from PID (Sundareshwar *et al.*, 2003) which decreases in that time.

Temporal scale

In accordance to the analysis MDS (Figure 5), the ecosystem has changed in time. Nitrate and ammonium nitrogen are the main responsible of that variability (Table 3). At the end of the seventies, the minor anthropogenic intervention allowed minimum level of nutrients to be observed. The posterior population development in the adjacencies of the lagoon resulted that in 1989 maximum concentrations of nitrogen were obtained, hence, that year shows a different behavior (Figure 5). This nitrogen increase, associated to population development, has been previously acknowledged (Howarth, 1988; Howarth and Marino, 2006; Hayn *et al.*, 2013).

Between 1989 and 2005, a process occurred that has allowed water nutritional conditions of the lagoon Las Marites tend to seem the initial ones. It is probable that these changes are related with the management of residual waters in the adjacent sites. In that time, treat-

dareshwar *et al.*, 2003), que disminuye en esa época.

Escala temporal

De acuerdo a lo señalado en el análisis MDS (Figura 5) el ecosistema ha cambiado en el tiempo. Siendo el nitrato y el nitrógeno amoniacal los principales responsables de esa variabilidad (Tabla 3). A finales de la década de los sesenta, la menor intervención antropogénica permitió que se observaran los mínimos niveles de nutrientes. El posterior desarrollo poblacional en las adyacencias de la laguna trajo como resultado que en 1989 se obtuvieran las máximas concentraciones de nitrógeno, por esta razón, ese año muestra un comportamiento distinto (Figura 5). Este incremento de nitrógeno asociado al desarrollo poblacional, ha sido reconocido con anterioridad (Howarth, 1988; Howarth y Marino, 2006; Hayn *et al.*, 2013).

Entre 1989 y 2005 ocurrió algún proceso que ha permitido que las condiciones nutricionales del agua de la laguna de Las Marites tienda a parecerse a las iniciales. Es probable que estos cambios estén relacionados con el manejo de las aguas residuales de las poblaciones aledañas. En ese lapso, se

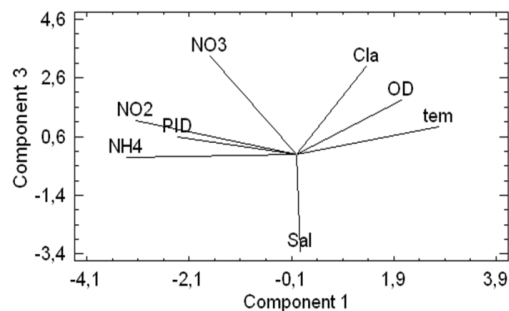


Figure 4. Orthogonal projection of the components 1 and 3 (component 2 only was associated only to PID) from the analysis of main components of hydrological variables, in the lagoon Las Marites, Margarita Island. All three components explain 68 % of data variability.

Figura 4. Proyección ortogonal de los componentes 1 y 3 (al componente 2 solo estuvo asociado el PID) del análisis de componentes principales de las variables hidrológicas, en la laguna de Las Marites, Isla de Margarita. Los tres componentes explican el 68 % de la variabilidad de los datos.

ment plant of Valle Verde and a new one started functioning in Los Bagres in 2003. Even though the first is not completely inoperative, nowadays it only receives water from a bombing station, which is then transported by gravity to the second (Mazzeo, 2011). This decreases the intakes of waters served to those referred by Palazon-Fernandez *et al.*, (1996) and incorporates the new ones from the lagoon of maturing from the new treatment plant.

desincorporó la planta de tratamiento de Valle Verde y se puso en funcionamiento una nueva en Los Bagres en 2003. Aunque la primera no está completamente inoperativa, en la actualidad solo recibe agua de una estación de bombeo, que luego es transportada por gravedad hasta la segunda (Mazzeo, 2011). Esto disminuye los aportes de aguas servidas a los que hace referencia Palazón-Fernández *et al.*, (1996) e incorpora los nuevos de la laguna de maduración de la nueva planta de tratamiento.

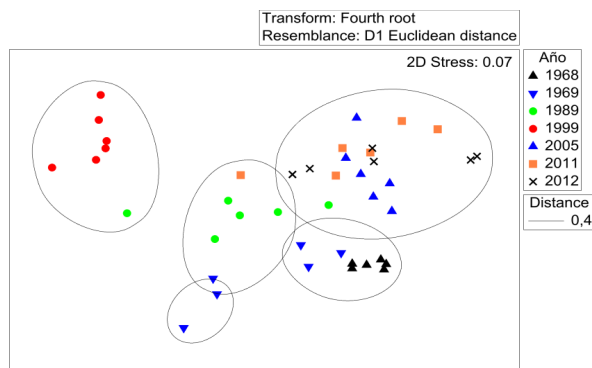


Figure 5. Similarity MDS between study years, according to hydrology in the lagoon of Las Marites.

Figura 5. Similaridad MDS entre los años de estudio, según la hidrología en la laguna de Las Marites.

Table 3.
Most influencing factor in the intra-annual variability of hydrological data in the lagoon Las Marites, and its percentage of contribution according the SIMPER analysis "similarity percentages"

Tabla 3.
Factor más influyente en la variabilidad intra-anual de los datos hidrológicos en la laguna de Las Marites, y su porcentaje de contribución según el análisis SIMPER "similarity percentages"

Year	1968	1969	1989	2005	2011	2012
Variable	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺
Contribution (%)	39.77	68.44	52.31	33.86	52.39	38.98

Conclusions

In the lagoon Las Marites, spatial distribution of N and P is related to the morphology and bathymetry of the body of water. Increases occur towards the occidental sector due to punctual sources (verted of residual waters). The seasonal cycle of nutrients is dominated by the coastal upwelling of the adjacent sea. In relation to temporal distribution, this is influenced by the anthropogenic action in the lagoon adjacencies, which includes the incorporation of plants for the management of waters served, a positive situation, and the inappropriate operation is a negative factor. The formation of a wetland with macrophytes of fresh water which contributes with the decrease of nitrogen and phosphorous in the body of water.

Conclusiones

En la laguna de Las Marites, la distribución espacial de N y P, está relacionada con la morfología y batimetría del cuerpo de agua. Ocurriendo incrementos hacia el sector occidental, debido a fuentes puntuales (vertidos de aguas residuales). El ciclo estacional de los nutrientes está dominado por la surgencia costera del mar adyacente. En relación con la distribución temporal, esta es influenciada por la acción antropogénica en las adyacencias de la laguna; la cual incluye la incorporación de plantas para el manejo de las aguas servidas, que es positivo, y la operación inapropiada de las mismas, que es un factor negativo. También parece ser importante la formación de un humedal con macrofitas de agua dulce que contribuye con la disminución de nitrógeno y fósforo en el cuerpo de agua.

References

- Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F. and Cortés-Altamirano, R. (2000). Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlan bay (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin*, 40(4): 331-339. DOI: [10.1016/S0025-326X\(99\)00225-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00225-8)
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF). (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21st edition. Washington, USA. APHA.
- Boëchat, I. and Gianì, A. (2008). Seasonality affects diel cycles of seston biochemical composition in a tropical reservoir. *Journal of plankton research*, 30(12):1417-1430. DOI: [10.1093/plankt/fbn089](https://doi.org/10.1093/plankt/fbn089)
- Bonilla, J. and Benítez, J. (1972). Variación mensual de nitrógeno y fosfato en la laguna de Las Marites. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 11(2): 121-126.
- Bonilla, J. and Okuda, T. (1971). Condiciones hidrográficas del agua y características químicas de los sedimentos de la Laguna Las Marites (Margarita). *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 10(1): 81-91.
- Boyer, J., Kelble, P., Ortner, D. and Rudnick, T. (2009). Phytoplankton bloom status: chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological indicators*, 9(6): S56-S67. DOI: [10.1016/j.ecolind.2008.11.013](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.11.013)

- Chester, R. (1990). *Marine geochemistry. First Edition*. London, UK. Chapman & Hall.
- Clarke, K. and Warwick, R. (1994). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. First Edition*. Plymouth, UK. Plymouth Marine Laboratory.
- Cloern, J., Abreu, P., Carstensen, J., Chauvaud, L., Elmgren, R., Grall, J., Greening, H., Roger, J., Kahru, M., Sherwood, E., Xu, J. and Yin, K. (2016). Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems. *Global Change Biology*, 22, 513–529. DOI: [10.1111/gcb.13059](https://doi.org/10.1111/gcb.13059)
- De la Lanza, G. and Rodríguez, M. (1993). Nutrient Exchange Between Subtropical Lagoons and the Marine Environment. *Estuaries*, 16(2): 273-279. DOI: [10.2307/1352500](https://doi.org/10.2307/1352500)
- Devlin, M., Barry, J., Painting, S. and Best, M. (2009). Extending the phytoplankton tool kit for the UK Water Framework Directive: indicators of phytoplankton community structure. *Hydrobiologia*, 633: 151-168. DOI: [10.1007/s10750-009-9879-5](https://doi.org/10.1007/s10750-009-9879-5)
- Devlin, M., Bricker, S. and Painting, S. (2011). Comparison of five methods for assessing impacts of nutrient enrichment using estuarine case studies. *Biogeochemistry*, 106:177-205. DOI: [10.1007/s10533-011-9588-9](https://doi.org/10.1007/s10533-011-9588-9)
- Dunn, R., Welsh, D., Jordan, M., Waltham, N., Lemckert, C. and Teasdale, P. (2012). Benthic metabolism and nitrogen dynamics in a sub-tropical coastal lagoon: Microphytobenthos stimulate nitrification and nitrate reduction through photosynthetic oxygen evolution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 113: 272-282. DOI: [10.1016/j.ecss.2012.08.016](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.08.016)
- Emerson, S. and Hedges, J. (2008). *Chemical oceanography and the marine carbon cycle*. Cambridge: Cambridge University Press, 453 pp. DOI: [10.1017/CBO9780511793202](https://doi.org/10.1017/CBO9780511793202)
- Falkowski, P. (2000). Rationalizing elemental ratios in unicellular algae. *Journal of Phycology*, 36: 3-6. DOI: [10.1046/j.1529-8817.2000.99161.x](https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2000.99161.x)
- Ferraz Reyes, E. (1987). Productividad primaria en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 26 (1 & 2): 87-110.
- Fock, H. (2003). Changes in the seasonal cycles of inorganic nutrients in the coastal zone of the southeastern North Sea from 1960 to 1997: effects of eutrophication and sensitivity to meteorological factors. *Marine Pollution Bulletin*, 46:1434-1449. DOI: [10.1016/S0025-326X\(03\)00287-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00287-X)
- Glibert, P., Hinkle, D., Sturgis, B. and Jesien, R. (2014). Eutrophication of a Maryland/Virginia coastal lagoon: a tipping point, ecosystem changes, and potential causes. *Estuaries and coasts*, 37(1), 128-146. DOI: [10.1007/s12237-013-9630-3](https://doi.org/10.1007/s12237-013-9630-3)
- Gómez, A. (1991). Interacción entre un estuario negativo (Laguna de La Restinga, Isla de Margarita) y el Mar Caribe adyacente. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 30 (1 & 2): 47-55.
- Hayn, M., Howarth, R., Marino, R., Ganju, N., Berg, P., Foreman, K., Gliblin, A. and McGlathery, K. (2013). Exchange of nitrogen and phosphorus between a shallow lagoon and coastal waters. *Estuaries and Coasts*, 1-11. DOI: [10.1007/s12237-013-9699-8](https://doi.org/10.1007/s12237-013-9699-8)
- Herrera, L. and Febres, G. (1975). Procesos de surgencia y de renovación de aguas en la Fosa de Cariaco, Mar Caribe. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 14 (1): 31-44.
- Howarth, R. (1988). Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annual review of ecology and systematics*, 19, 89–110. DOI: [10.1146/annurev.es.19.110188.000513](https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.000513)
- Howarth, R. and Marino, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2): 364-376. DOI: [10.4319/lo.2006.51.1.part_2.0364](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1.part_2.0364)
- Howarth, R., Hayn, M., Marino, R., Ganju, N., Foreman, K., McGlathery, K., Gliblin, A., Berg, P. and Walker, J. (2014). Metabolism of a nitrogen-enriched coastal marine lagoon during the summertime. *Biogeochemistry*, 118: 1-20. DOI: [10.1007/s10533-013-9901-x](https://doi.org/10.1007/s10533-013-9901-x)
- Jennerjahn, T., Nasir, B. and Pohlenga, I. (2009). Spatio-temporal variation of dissolved inorganic nutrients related to hydrodynamics and land use in the mangrove-fringed Segara Anakan Lagoon, Java, Indonesia. *Regional Environmental Change*, 9: 259-274. DOI: [10.1007/s10113-008-0077-1](https://doi.org/10.1007/s10113-008-0077-1)
- Johnson, R and Wichern, D. (2007). *Applied Multivariate Statistical Analysis*. Sixth edition. Upper Saddle River, New Jersey. Prentice Hall. <https://www1.udel.edu/oiss/pdf/617.pdf>

- Junior, L., Brandini, N., Knoppers, B., Mizerkowski, B., Sterza, J., Ovalle, A. and Medeiros, P. (2013). Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 185: 3297-3311. DOI: [10.1007/s10661-012-2791-x](https://doi.org/10.1007/s10661-012-2791-x)
- Kennish, M. and Pearl, H. (Eds.). (2010). Coastal lagoons: critical habitats of environmental change. Florida, USA: Taylor & Francis Group, CRC Press. http://www.sisal.unam.mx/labeco/LAB_ECOLOGIA/OF_files/Coastal%20Lagoons%20-%20Critical%20%20Habitats%20of%20Environmental%20Change.pdf
- Kruskal, J. and Wish, M. (1978). Multidimensional scaling. Sage University Paper Series on Quantitative Applications in the Social Sciences, Beverly Hills, C.A, USA. Sage Publications, 07-011. DOI: [10.4135/9781412985130.n1](https://doi.org/10.4135/9781412985130.n1)
- Lavelle, P., Dugdale, R., Sholes, R., Asefaw, A., Carpenter, E., Codispoti, L., Izac, A., Lemoalle, J., Luizao, F., Sholes, M., Tréguer, P and Ward, B. (2005). Nutrient cycling. In: Ecosystem and human well-being: current state and trends. Volume 1. 331-353 Pp. USA. Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.281.aspx.pdf>
- López-Monroy, F. and Troccoli-Ghinaglia, L. (2014). Aproximación sobre la climatología de la isla de Margarita y su importancia en los procesos oceánicos. *Saber*, 26 (4): 465-471. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=427739475010>
- Lorenzen, C. (1967). Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12(2): 343-346. DOI: [10.4319/lo.1967.12.2.0343](https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343)
- McGlathery, K., Sundbäck, K. and Anderson, I. (2007). Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348, 1-18. DOI: [10.3354/meps07132](https://doi.org/10.3354/meps07132)
- McLaughlin, K., Sutula, M., Busse, L., Anderson, S., Crooks, J., Dagit, R., Gibson, D., Johnston, K. and Stratton, L. (2014). A regional survey of the extent and magnitude of eutrophication in Mediterranean estuaries of Southern California, USA. *Estuaries and coasts*, 37(2), 259-278. DOI: [10.1007/s12237-013-9670-8](https://doi.org/10.1007/s12237-013-9670-8)
- MARN (Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales). (2005). Revisión del plan de ordenación del territorio del Estado Nueva Esparta y establecimiento de un sistema de información geográfico (SIG-POTENE). Informe técnico. Gobierno Bolivariano de Venezuela, Venezuela.
- Mazzeo, M. (2011). Evaluación de los procesos físico-químicos de la planta de tratamiento de aguas servidas de Los Bagres, para determinar su efecto en la calidad del agua del monumento natural laguna de Las Marites, Municipio García, estado Nueva Esparta (Tesis de Licenciatura). Instituto Universitario Politécnico "Santiago Mariño" Extensión-Portlamar, Venezuela. 112 Pp.
- Morillo, J. and Salazar, F. (2002). Dinámica de la comunidad fitoplanctónica de la laguna de Las Marites, Isla de Margarita, Venezuela en el período junio-noviembre 1999 (Tesis de Licenciatura). Universidad de Oriente. Núcleo Nueva Esparta, Venezuela. 150 Pp.
- MPPA (Ministerio del Poder Popular para el Ambiente). (2012). Reporte de los análisis de las plantas de tratamiento en el estado Nueva Esparta para el año 2011. Informe técnico. Gobierno Bolivariano de Venezuela, Venezuela.
- Müller-Karger, F., Varela, R., Thunell, R., Astor, Y., Zhang, H., Luerssen, R. and Chuanmin, H. (2004). Processes of coastal upwelling and carbon flux in the Cariaco Basin. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51: 927-943. DOI: [10.1016/j.dsr2.2003.10.010](https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2003.10.010)
- Napoleon, C., Raimbault, V. and Claquin, P. (2013). Influence of nutrient stress on the relationships between PAM measurements and carbon incorporation in four phytoplankton species. *PLoS ONE* 8(6): e66423. DOI: [10.1371/journal.pone.0066423](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066423)
- Palazón-Fernández, J., Hernández, G., Hernández, J. and Penoth, E. (1996). Condiciones hidroquímicas de la laguna de Las Marites, Isla de Margarita, Venezuela. Abril 1989 - mayo 1990. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 35(1 & 2); 113-125.
- Ramírez, P. (1996). *Lagunas costeras venezolanas. First Edition*. Portlamar, Venezuela. Benavente & Martínez. 275 Pp.
- Rosas, D. (2013). Caracterización de los Sedimentos Superficiales de la Laguna de Las Marites, Estado Nueva Esparta (Tesis de Licenciatura). Universidad de Oriente. Núcleo Nueva Esparta. Venezuela. 60 Pp.
- Santoro, A. L. and Enrich-Prast, A. (2009). Salinity control of nitrification in saline shallow coastal lagoons. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 21(2): 263-267. <http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/v21n2a210212.pdf>
- Shindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2): 356-363. DOI: [10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356)
- Smith, V. H. (2006). Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment.

- Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2): 377–384. DOI: [10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0377](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0377)
- Souza, M., Kjerfve, B., Knoppers, B., Landim de Souzaa, W. and Damasceno, R. (2003). Nutrient budgets and trophic state in a hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 843–858. DOI: [10.1016/S0272-7714\(02\)00415-8](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00415-8)
- Strickland, J. and Parsons, T. (1972). A practical handbook of seawater analysis. *Fisheries Research Board of Canada Bulletin*, 167: 1-310. DOI: [10013/epic.46454](https://doi.org/10.1139/epic.46454)
- Sundareshwar, P. V., Morris, J. T., Koepfler, E. K. and Fornwalt, B. (2003). Phosphorus limitation of coastal ecosystem processes. *Science*, 299: 563-565. DOI: [10.1126/science.1079100](https://doi.org/10.1126/science.1079100)
- Talley, L. D., Pickard, G. L., Emery, W. J., Swift, J. H. (2011). *Descriptive physical oceanography: An Introduction*. Sixth Edition. Boston, USA. Academic Press-Elsevier.
- Voss, M., Baker, A., Bange, H., Conley, D., Cornell, S., Deutsch, B., Engel, A., Ganeshram, R., Garnier, J., Heiskanen, A., Jickells, T., Lancelot, C., McQuatters-Gollop, A., Middelburg, J., Schiedek, D., Slomp, C. and Conley, D. (2011). Nitrogen processes in coastal and marine ecosystems. In: *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, M. Sutton, C., Howard, J., Erisman, G., Billen, A., Bleeker, P., Grennfelt, P., van Grinsven, H. and Grizzetti, B., 147-176 Pp. Cambridge, UK. Cambridge University Press. DOI: [10.1017/CBO9780511976988.011](https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988.011)
- Wan, Z., Jonasson, L. and Bi, H. (2011). N/P ratio nutrient uptake in the Baltic Sea. *Ocean Science*, 7: 693-704. DOI: [10.5194/os-7-693-2011](https://doi.org/10.5194/os-7-693-2011)
- Zar, J. (1999). *Biostatistical analysis*. Fourth Edition. New Jersey, USA. Prentice Hall. http://groups.csail.mit.edu/cis/crypto/classes/6.857/papers/chi_square_notes.pdf

Cite this paper/Como citar este artículo: López-Monroy, F. M., Troccoli-Ghinaglia, L. E., Poblete, E., Valerio-González, L. R.(2017). Nutrients Dynamics in a Tropical Hypersaline Coastal Lagoon (Las Marites, Margarita Island, Venezuela). *Revista Bio Ciencias* 4(6), 16 pages, Article ID: 04.06.04. <http://revistabiociencias.uan.mx/index.php/BIOCIENCIAS/article/view/297>

