Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C.

Posgrado en Ciencias del Agua

"Análisis de los efectos del enriquecimiento de nutrientes continentales en la vegetación acuática sumergida de la costa norte de Quintana Roo, México"

Tesis que presenta

Paloma Zaría López Peña

En opción al título de

MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA

Cancún, Quintana Roo, México

2016

CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.
POSGRADO EN CIENCIAS DEL AGUA

CICY

RECONOCIMIENTO

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de Paloma Zaría López Peña titulado "Análisis de los efectos del enriquecimiento de nutrientes continentales en la vegetación acuática sumergida de la costa norte de Quintana Roo, México" fue realizado en la Unidad de Ciencias del Agua, línea de Ecología y Dinámica de Ecosistemas Acuáticos, laboratorio de Ecología Costera del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., bajo la dirección de los Dres. Antonio Almazán Becerril y Mario Rebolledo Vieyra, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias del Agua del Centro.

Atentamente.

Dr. Manuel Martínez Estévez
Director de Docencia

Mérida, Yucatán, México, a 07 de junio de 2016

Cancún, Quintana Roo, México; a 7 de junio del 2016

DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos Experimentales, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de experimentación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaren de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se regirán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.

Firma: _____

Nombre: Paloma Z. López Peña

Dedicatoria:

A mis padres:

Que me enseñan cada día el significado del amor.

A Luna Ixchel Bachmann López:

Este mundo es tuyo, crece para amarlo, cuidarlo, y disfrutar las inmensas bellezas que nos obsequia todos los días.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Mario Rebolledo Vieyra por invitarme a comenzar este viaje y acompañarme en las buenas, malas y difíciles, siempre con su perspectiva tan objetiva y humana de las cosas.

Al Dr. Antonio Almazán Becerril por su incansable preocupación por mi bienestar académico y personal, poniendo siempre en primera línea mis necesidades y responsabilidades como madre.

A ambos por permitirle a Luna formar el lazo de amor tan indispensable y necesario con su madre en sus primeros seis meses de vida… nunca podré terminar de agradecerles eso...

A la Dra. Laura Hernández Terrones por cuidarme como madre cuando lo necesité.

Al Dr. Aramis Olivos quien siempre ha estado dispuesto a brindarme sus conocimientos académicos y sus buenos consejos.

A la Dra. Adina Paytan quien me recibió amablemente en su laboratorio, brindándome todo el apoyo académico y personal que necesité para realizar las actividades previstas.

A los integrantes del laboratorio Paytan: Kate Roberts, Delphine Defforey, Katie, Ana Martínez y Joseph Murray, quienes me apoyaron en el trabajo de laboratorio amigablemente.

A mi comité tutoral, quienes con sus conocimientos y aportaciones, enriquecen este trabajo.

A todas las personas que me apoyaron intensamente en campo y en el laboratorio: el técnico M.C. Sergio Escobar, mis compañeros Benjamín Delgado y Damaris Irola y los voluntarios Stephany Manzo, Paola Samayoa, Daniel Zaldivar, Jared García y Samuel López.

A mis padres por el apoyo incondicional en la vida. No estaría donde estoy si no fuera por ustedes.

A mis hermanos por ser mis fieles y eternos acompañantes en esta aventura de por vida…

A Nico por ser madre y padre cuando mis tiempos fueron justos. Gracias por el esfuerzo que esto ha significado para ti también.

A los buenos amigos que se convirtieron en familia a lo largo de este tiempo… gracias por convertirse en los amorosos tíos de mi hija.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo otorgado durante dos años, sin el que este proyecto no se hubiera logrado.

Al Centro de Investigación Científica de Yucatán.

INDICE

RESUMEN 1
Capítulo I: INTRODUCCIÓN 2
INTRODUCCION GENERAL 2
ANTECEDENTES 11
OBJETIVOS 13
Objetivo específico 1: 13
Objetivo específico 2: 13
ESTRATEGIA DE MUESTREO 13
Descripción de las zonas de estudio 14
REFERENCIAS 17
Capítulo II: CALIDAD DEL AGUA 22
INTRODUCCIÓN 22
MATERIALES Y MÉTODOS 25
Colecta de muestras para análisis de calidad de agua. 25
RESULTADOS 28
DISCUSIÓN: 44
REFERENCIAS: 48
Capítulo III: ANÁLISIS ELEMENTALES EN *THALASSIA TESTUDINUM* 52
INTRODUCCIÓN 52
MATERIALES Y MÉTODOS 54
RESULTADOS 57
DISCUSIÓN: 68
REFERENCIAS 73
Capítulo IV: DISCUSIÓN GENERAL 77
CONCLUSIONES GENERALES: 80
REFERENCIAS 81

LISTADO DE ABREVIATURAS

Abreviación	**Interpretación:**
UNAM N1	UNAM Nearshore 1
UNAM N2	UNAM Nearshore 2
UNAM N3	UNAM Nearshore 3
UNAM MID	UNAM Middleshore
UNAM OFF	UNAM Offshore
LIM N1	Limones Nearshore 1
LIM N2	Limones Nearshore 2
LIM N3	Limones Nearshore 3
LIM MID	Limones Middleshore
LIM OFF	Limones Offshore
PN N1	Punta Nizuc Nearshore 1
PN N2	Punta Nizuc Nearshore 2
PN N3	Punta Nizuc Nearshore 3
PN MID	Punta Nizuc Middleshore
PN OFF	Punta Nizuc Offshore
NS N1	Norte Sur Nearshore 1
NS N2	Norte Sur Nearshore 2
NS N3	Norte Sur Nearshore 3
NC N1	Norte Centro Nearshore 1
NC N2	Norte Centro Nearshore 2
NC N3	Norte Centro Nearshore 3
NN N1	Norte Norte Nearshore 1
NN N2	Norte Norte Nearshore 2

NN N3	Norte Norte Nearshore 3
Tt	*Thalassia testudinum*
Sf	*Syringodium filiforme*
Hw	*Halodule wrightii*
BF	Biomasa foliar
BS	Biomasa subterránea
BFS	Biomasa foliar + subterránea
VAS	Vegetación acuática sumergida

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. 1 Diagrama del proceso de eutrofización y los cambios fisicoquímicos y biológicos consecuentes 4

Figura 1. 2 Diagrama representativo del Diagrama de Dominancia Relativa. 5

Figura 1. 3 Diagrama del ciclo del nitrógeno en la era preindustrial, modelado con cuatro reservorios y dos subciclos. 7

Figura 1. 4 Diagrama del ciclo natural del fósforo a través de los diferentes ecosistemas en la biósfera. 10

Figura 1. 5 Puntos de muestreo. 16

Figura 2.1 Diagrama de muestreo……..……..……..26

Figura 2. 2 Mecanismo utilizado para colectar muestras de agua intersticial en las praderas de pastos marinos..... 27

Figura 2. 3 Medias de las concentraciones de nitratos y nitritos en los seis sitios de muestreo..... 30

Figura 2. 4 Comparación entre el comportamiento de las medias de las concentraciones de nitratos y nitritos en la región Central 30

Figura 2. 5 Medias de las concentraciones de nitratos y nitritos para cada sitio muestreado 31

Figura 2. 6 Medias de las concentraciones de fosfatos en los seis sitios de muestreo..... 33

Figura 2. 7 Comparación entre el comportamiento de las medias de las concentraciones de fosfatos en la región Central 33

Figura 2. 8: Medias de las concentraciones de fosfatos para cada sitio muestreado 34

Figura 2. 9 Gráficas de las concentraciones de los NOx´s en la columna de agua contra las concentraciones en el agua intersticial para cada sitio 39

Figura 2. 10 Gráficas de las concentraciones de los fosfatos en la columna de agua contra las concentraciones en el agua intersticial para cada sitio 40

Figura 2. 11 Análisis de regresión lineal para las concentraciones de nutrientes en la columna de agua contra el agua intersticial en los 6 sitios de muestreo. 41

Figura 2. 12 Medias de la razón DIN:P contra la distancia de la costa. 43

Figura 3. 1: Sitios de muestreo para análisis isotópicos a lo largo de la costa norte de Quintana Roo. 55

Figura 3. 2 Diagrama para la colecta de muestras para análisis isotópicos por sitio. 56

Figura 3. 3 : Valores medios por tipo de biomasa y por sitio para $\delta^{15}N$ (‰). 58

Figura 3. 4: Valores del contenido de nitrógeno en *T. testudinum* a lo largo de los primeros 200 metros lejos de la costa 59

Figura 3. 5: Valores del contenido de fosfato en *T. testudinum* a lo largo de los primeros 200 metros lejos de la costa 60

Figura 3. 6: Valores del contenido de $\delta^{15}N$ en *T. testudinum* a lo largo de los primeros 200 metros lejos de la costa 61

Figura 3. 7 Regresiones lineales para la relación BF contra BS para cada variable por sitio. 63

Figura 3. 8 Relación entre C:N con %N a) y C:P con %P b). 65

Figura 3. 9 Regresión lineal para la relación %N con $\delta^{15}N$ para cada sitio..... 67

ÌNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. 1 Efectos de eutrofización en estuarios y ecosistemas costeros 6

Cuadro 2. 1 Comparación de valores de nutrientes propuestos para definir el estado trófico de diferentes ecosistemas marinos……..……23

Cuadro 2. 2 Valores de estudios anteriores en la región de calidad de agua 24

Cuadro 2. 3 Valores de concentración de nutrientes medidos en los sitios de muestreo. 28

Cuadro 2. 4 Valores de significancia para el estadístico no paramétrico Mann-Whitney. Se compararon los valores de NO_x y PO_4^{3-} tanto en la columna de agua (Colum), como en el agua intersticial (Inter) entre los transectos de la región Norte contra los transectos de la región PM-CNC (todos los sitios) 35

Cuadro 2. 5 Valores significativos para el estadístico no paramétrico Kruskal-Wallis. Se compararon los valores de NO_x y PO_4^{3-} tanto en la columna de agua (Colum), como en el agua intersticial (Inter) para cada transecto de la región Norte (sitios: Norte Norte, Norte Centro y Norte Sur) 35

Cuadro 2. 6 Valores significativos para el estadístico no paramétrico Kruskal-Wallis. Se compararon los valores de NO_x y PO_4^{3-} tanto en la columna de agua (Colum), como en el agua intersticial (Inter) para cada transecto de la región CNC-PM (Punta Nizuc, Limones y UNAM)..... 36

Cuadro 2. 7 Comparación de las concentraciones de nutrientes reportadas en otros estudios y los valores obtenidos en este estudio para la zona de Puerto Morelos en la columna de agua. 47

Cuadro 2. 8 Comparación de las concentraciones de nutrientes entrando al sistema costero reportados en otros estudios y los valores obtenidos en este estudio para la zona de Puerto Morelos en el agua infiltrándose por la playa. 47

Cuadro 3. 1: Composición elemental relativa de algas comparada con la composición elemental relativa del promedio de aguas oceánicas……..52

Cuadro 3. 2 Valores de *p* para la prueba estadística de Mann-Whitney en el que se comparan los contenidos elementales en los tejido foliar y subterráneo entre los sitios NC y PN 57

Cuadro 3. 3 Valores p para el análisis no paramétrico Mann-Whitney comparando BF vs BS en cada sitio..... 57

Cuadro 3. 4 Comparación de los contenidos de nutrientes en pastos marinos en este estudio con los datos presentados..... 69

Cuadro 3. 5: Contenido isotópico para *Sargassum spp.* flotantes colectadas dentro de la laguna arrecifal en Puerto Morelos en Julio 2015 (n=4). 71

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue identificar síntomas de eutrofización costera comparando una región urbanizada contra una no urbanizada en la costa norte del estado de Quintana Roo. La hipótesis de trabajo establece que conforme se incrementa el grado de urbanización cerca de la costa, se incrementará también la concentración de nutrientes fluyendo al ecosistema costero, lo cual se vería reflejado en el incremento de la proporción de P y N en la columna de agua y en el incremento en los contenidos elementales y valores isotópicos $\delta^{15}N$ del pasto marino *Thalassia testudinum*. Sin embargo, en este estudio, no se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de nutrientes ni en los contenidos elementales entre la región urbanizada (Centro) y no urbanizada (Norte). No obstante, los valores de $\delta^{15}N$ resultaron mayores en la región Norte comparada con la región Central, sugiriendo fuentes de nutrientes diferentes para cada sitio. Estos resultados hacen evidente la necesidad de proponer un programa de investigación a largo plazo en las comunidades de pastos marinos de la región que pueda integrar la amplia variabilidad de este ecosistema, para poder discernir de manera efectiva entre signos de eutrofización y oscilaciones temporales y así, tomar las medidas necesarias en el manejo de recursos.

ABSTRACT

The objective of this study was to identify symptoms of costal eutrophication comparing two regions, an urbanized versus a non-urbanized one, within the northern coast of Quintana Roo. Our hypothesis establishes that as the level of urbanization increases near the coast, there should be an increase of nutrients flowing to the coast. This process should result in an increase on the concentration of P and N in the water column as well as an increase on the elemental content and isotopic values of $\delta^{15}N$ within the tissue of the seagrass *Thalassia testudinum*. However, results from this study do not show significant differences in the water nutrient content or the elemental content in *T. testudinum*. Moreover, the values of $\delta^{15}N$ were significantly different between regions, resulting in higher concentrations at the non-urbanized study site. This last result suggests different nutrient sources at each site. The results from this study are clear evidence of the need to establish a long term ecological research capable to capture intrinsic and temporal variability of the seagrass community to be able to identify real coastal eutrophication symptoms, which will allow effective decisions into ecosystem conservation.

Capítulo I: INTRODUCCIÓN

INTRODUCCION GENERAL

El proceso de eutrofización de los ecosistemas acuáticos ha sido definido por varios autores de diferente manera y con diferentes enfoques (Steel, 1974; Vollenweider, 1992; OSPAR, 2003). Sin embargo, para la conveniencia de este estudio, definiremos la eutrofización como el incremento de carbono orgánico mediado por el incremento de nutrientes (nitrógeno y fósforo principalmente) en un sistema acuático (Nixon, 1995; Richardson y Jørgensen; 1996). Se usa el término "eutrofización cultural" para distinguir entre aquellos procesos causados por actividades humanas y procesos naturales. Las consecuencias de la eutrofización cultural se vuelven cada vez más dañinas para los ecosistemas acuáticos al estar directamente relacionadas con el incremento de la población humana.

La eutrofización causa cambios profundos en los ecosistemas acuáticos que se pueden observar en diferentes escalas temporales y niveles de complejidad; desde aspectos moleculares y fisiológicos, hasta los niveles de comunidades y ecosistemas. Por ejemplo, el incremento de nitrógeno en los ecosistemas costeros estimula el crecimiento de los productores primarios (respuesta fisiológica), aumentando la productividad primaria (respuesta ecosistémica), lo cual implica un cambio en la composición taxonómica hacia poblaciones con mayores tasas de crecimiento (Ayres et al., 1994). Así, las especies con tasas de crecimiento más altas como las algas, se verían favorecidas en estas condiciones, creciendo de manera desproporcionada, dominando el hábitat y reduciendo la biodiversidad del ecosistema (Seehausen et al., 1997). La comunidad del fitoplancton cambia tanto en estructura taxonómica, como en biomasa, incrementando la turbidez del agua, lo que a su vez reduce la penetración de luz. Al mismo tiempo se produce más materia orgánica, cuya oxidación conlleva al agotamiento del oxígeno disuelto generando zonas hipóxicas y, en casos extremos, anóxicas con la degradación de los sustratos del fondo acuático (Díaz y Rosenberg, 2008).

Ferreira et al., (2011) resaltaron la necesidad de que en cualquier definición se tome en cuenta el hecho de que el proceso de eutrofización sigue una secuencia bien establecida. Esta secuencia de eventos se da de manera drástica, marcada por etapas que conllevan

diferentes grados de degradación del ecosistema (Shramm, 1999). En la figura 1.1, que describe esta secuencia de eventos se puede observar que en la etapa inicial (I), el sistema contiene niveles bajos de nutrientes, hay alta penetración de luz en la columna de agua que alcanza fácilmente el fondo del cuerpo acuático. En esta etapa los productores primarios dominantes son generalmente macrófitos perennes bentónicos de crecimiento lento como los pastos marinos, los cuales actúan como trampa de sedimentos ayudando a mantener un sustrato estable con poca resuspensión. En la etapa dos (II), el nivel de nutrientes comienza a incrementarse, lo cual promueve el crecimiento de productores primarios de rápido crecimiento como algas epífitas oportunistas, macroalgas flotantes y fitoplancton. El incremento de partículas suspendidas en la columna de agua reduce la penetración de luz disponible para la fotosíntesis, ésta disminuye para los macrófitos bentónicos provocando un decremento, primero en su tasa de crecimiento y finalmente en su biomasa, afectando su función estabilizadora de sedimento y resuspensión. En la etapa III, el sistema ya está degradado, predominan principalmente aquellos productores primarios sésiles capaces de alcanzar la luz en la superficie, en particular, taxas como *Ulva* y *Enteromorpha*, las cuales provocan florecimientos algales masivos, y especies planctónicas. En la etapa IV de hipereutrofización, algunas especies de fitoplancton, principalmente cianofitas filamentosas o coloniales, dominan la producción primaria y las especies bentónicas desaparecen completamente (Rabalais, 2002).

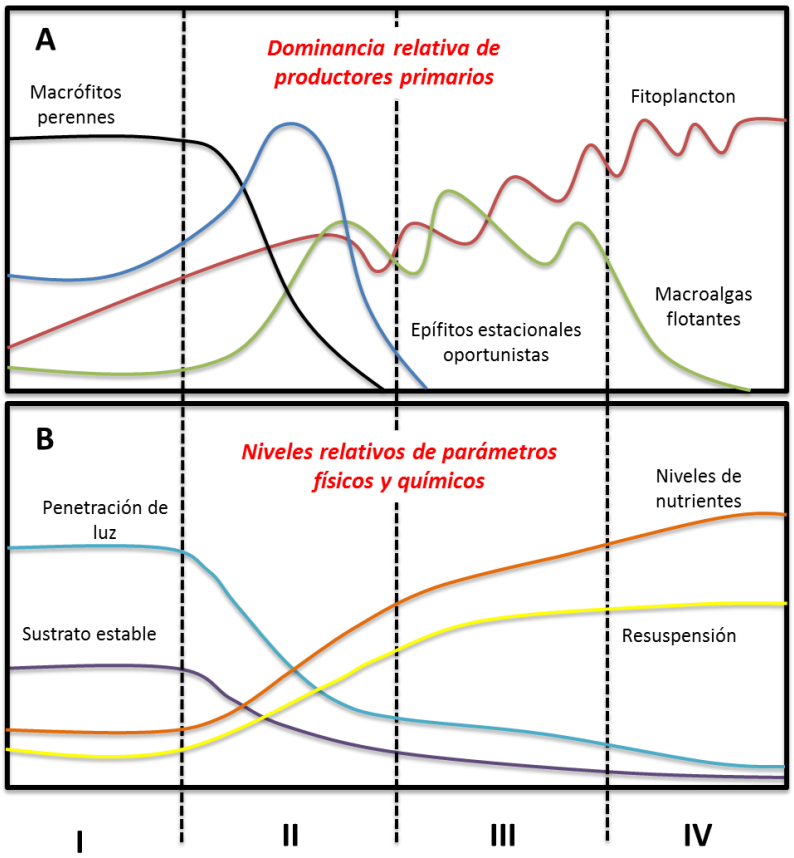


Figura 1. 1 Diagrama del proceso de eutrofización y los cambios fisicoquímicos y biológicos consecuentes (Modificado de Rabalais, 2002).

El cambio en la composición de las comunidades de organismos fotosintéticos, también puede causar efectos adversos en las rutas de transferencia de materia y energía. Dado que constituyen la base de la cadena alimenticia, el cambio en la estructura de esta comunidad puede modificar las relaciones tróficas entre las especies de niveles tróficos superiores. Particularmente, en los sistemas arrecifales coralinos, la abundancia de macroalgas se ha atribuido, en alguna medida, aunque no únicamente, al exceso de nutrientes (Littler et al., 1991). Se tiene evidencia de que la energía producida por las macroalgas se transfiere a herbívoros y detritívoros, pero poca de esta es transferida a niveles tróficos más altos, por lo que pueden constituir un sumidero de energía la cual, al no ser transferida, colapsaría las redes tróficas llevando a la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos (Deegan et al., 2002).

Los cambios en la concentración de nutrientes, también pueden actuar de manera sinérgica con otros factores de naturaleza biológica que llevan a diferentes escenarios en los ecosistemas. Por ejemplo, Littler y Littler (1984) propusieron el “Modelo de la Dominancia Relativa”, el cual predice los cambios en el ecosistema cuando se modifican los niveles de nutrientes y la herbivoría por peces.

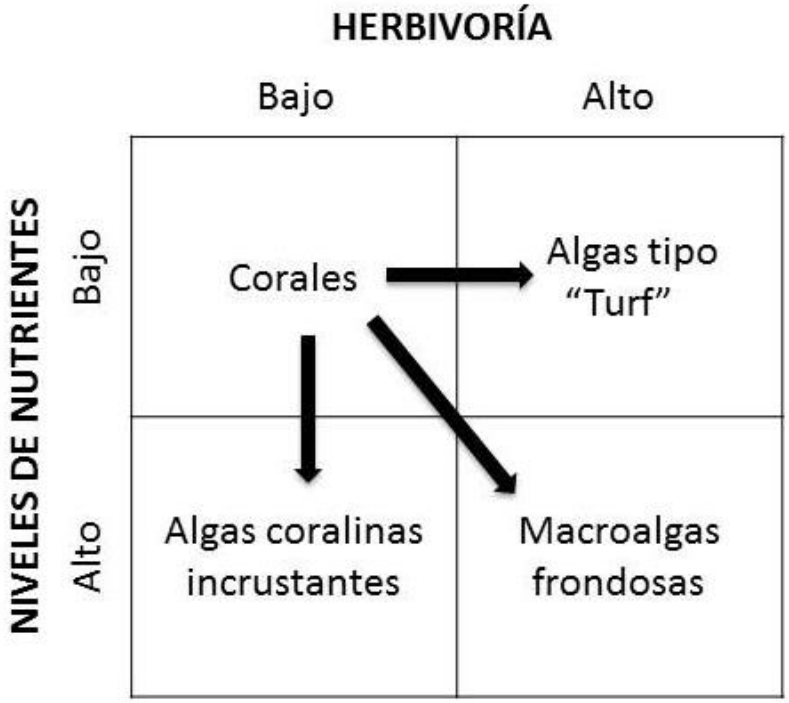


Figura 1. 2 Diagrama representativo del Diagrama de Dominancia Relativa. Muestra los cambios esperados en la dominancia de especies de un ecosistema coralino con base en variaciones en los factores *top-down* (herbívoros) y *bottom-up* (nutrientes). Modificado de Littler et al., (1991).

En la Figura 1.2 se puede apreciar que las condiciones necesarias para mantener un sistema coralino saludable, consisten en mantener bajos niveles de nutrientes y alta la herbivoría. Sin embargo, en el momento en el que se elevan los niveles de nutrientes, independientemente de los cambios en la herbivoría, se observan cambios en la estructura de la comunidad, los cuales pueden verse reflejados en la abundancia de las especies autótrofas. Este tipo de diagramas pueden ser muy útiles para prever los posibles escenarios para las diferentes modificaciones en los ecosistemas. Además, también nos muestra la complejidad de las interacciones en los sistemas naturales, en

donde la estructura del ecosistema puede estar controlada por factores con diferentes mecanismos de regulación como lo son el control *bottom-up* (nutrientes) y *top-down* (herbívoros) (Littler et al., 2006). En este modelo hay cuatro posibles resultados, siendo el más dañino el producido por la combinación de altos nutrientes y baja herbivoría.

La degradación de los ecosistemas costeros, explicada anteriormente, conlleva a la pérdida de la función ecosistémica, lo cual implica la pérdida de todos aquellos servicios ambientales aprovechados por la humanidad, como el acceso a materias primas y alimentos, pero también la protección contra erosión de playas, protección contra huracanes y el mantenimiento de sitios de recreación y estimulación cognitiva. (Carpenter et al., 1998a; 1998b; Barbier et al., 2011), de tal manera que, si se pueden detectar los cambios asociados a las primeras etapas de eutrofización, es posible tomar medidas de remediación para evitar dichos daños al ecosistema.

En el cuadro 1.1 se presentan algunos de los efectos más conocidos en los sistemas costeros debido al proceso de eutrofización.

Cuadro 1. 1 Efectos de eutrofización en estuarios y ecosistemas costeros (Modificado de Smith et al., 1999)

1. Incremento de biomasa de fitoplancton marino y algas epífitas
2. Cambios en la composición de especies fitoplanctónicas a taxa que pueden ser más tóxicas o no comestibles
3. Cambios en la estructura de la comunidad autótrofa
4. Reducción de la claridad de agua
5. Muertes y pérdidas de la comunidad de corales
6. Disminución del valor paisajista del cuerpo de agua
7. Acidificación y agotamiento de oxígeno disuelto en la columna de agua
8. Incremento en la probabilidad de muertes de especies de animales de importancia recreacional y comercial

Desbalance del ciclo de nutrientes:

El incremento en las concentraciones de fósforo y nitrógeno en los diferentes ecosistemas es preocupante, porque se sabe que juegan un papel vital en la limitación de la producción primaria y, por lo tanto, de la producción de materia orgánica. Por lo cual, para entender cómo funciona el proceso de eutrofización, se debe comprender claramente la dinámica biogeoquímica de estos elementos en la biosfera.

- Nitrógeno

El nitrógeno es el elemento más abundante encontrado en la atmósfera (78%). Se

presenta en forma molecular y constituye un componente esencial para la subsistencia de la vida en el planeta ya que es utilizado para sintetizar moléculas orgánicas como los ácidos nucléicos y las proteínas, entre otras. Sin embargo, la gran cantidad de energía requerida para romper el triple enlace que une los átomos en las moléculas de N_2 lo vuelve inaccesible para la mayoría de los organismos. El nitrógeno inerte de la atmósfera se convierte en nitrógeno reactivo (N_r) por medio de la fijación, lo cual lo hace susceptible a ser incorporado en la composición orgánica de los seres vivos (Galloway et al., 2004). Eventualmente, el nitrógeno se recicla y se convierte de nuevo en N_2, mediante una serie de reacciones químicas a través de la atmósfera y los ecosistemas terrestres y acuáticos, denominadas, en conjunto, como ciclo del nitrógeno (Figura 1.3).

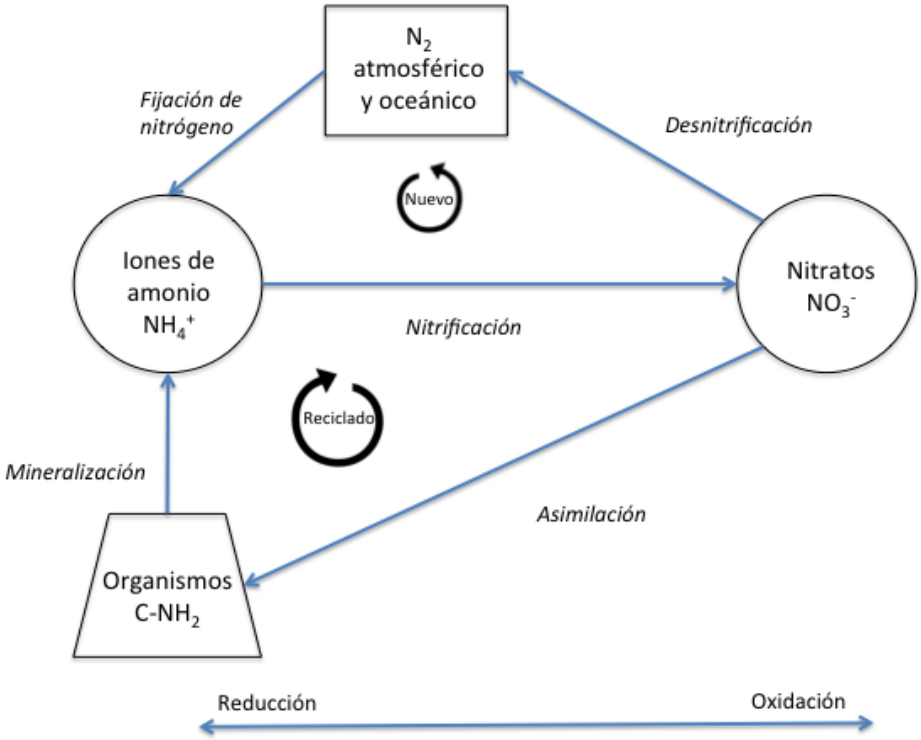


Figura 1. 3 Diagrama del ciclo del nitrógeno en la era preindustrial, modelado con cuatro reservorios y dos subciclos. El subciclo de N nuevo incluye los procesos de transformación de N inerte a N reactivo y viceversa. El subciclo de N reciclado, integra procesos en donde sólo circula N reactivo. Modificado de Ayres et al., (1994).

En la Figura 1.3 se muestra un diagrama representativo del ciclo del nitrógeno en la era preindustrial. En el primer subciclo, el nitrógeno inerte se convierte a reactivo y viceversa mediante los procesos de fijación del nitrógeno y de denitrificación respectivamente. Al N fijado se le denomina nitrógeno “nuevo” ya que define la disponibilidad de éste en los ecosistemas donde no se encontraba antes. Al nitrógeno que fluye por el segundo subciclo, se le conoce como nitrógeno “reciclado”, ya que es N reactivo que circula en diferentes formas moleculares a través de los diferentes reservorios (Ayres et al., 1994).

En los tiempos preindustriales, la conversión de N_2 a N_r ocurría principalmente por procesos naturales, tanto físicos (rayos), como biológicos (fijación de nitrógeno por microorganismos), siendo éste último el de mayor importancia. En un ciclo en estado estable, con un balance de masa entre ecosistemas acuáticos y terrestres, podemos encontrar las siguientes características:

1. Mayor fijación de nitrógeno que denitrificación en ecosistemas terrestres.
2. Transporte neto de este nutriente del continente al mar mediante escorrentías.
3. Menor tasa de fijación de nitrógeno que denitrificación en el océano.

De esta manera, el ciclo se mantenía en un estado estable, con el elemento fluyendo de manera equitativa entre las fases de nitrógeno inerte y nitrógeno reactivo, de tal forma que la tasa de fijación sería semejante a la tasa de denitrificación (Ayres et al., 1994).

No obstante, a partir de la era industrial, el ciclo del nitrógeno se ha modificado en varios aspectos por la actividad humana. La alteración más importante ha sido el incremento de la tasa de fijación de nitrógeno por un factor de dos, siendo la producción de fertilizantes nitrogenados, el aumento en el cultivo de leguminosas asociadas a bacterias fijadoras de nitrógeno y el uso de combustibles fósiles los principales procesos responsables de este aumento (Ayres et al., 1994; Galloway et al., 1995).

En las últimas décadas, la tasa de fijación de nitrógeno se ha incrementado considerablemente por las actividades humanas mencionadas anteriormente. En contraparte, la tasa de denitrificación no es lo suficientemente alta para igualar a la primera, causando la acumulación de nitrógeno reactivo, tanto en los reservorios biológicos, como en los reservorios terrestres (Ayres et al., 1994).

Una vez introducido a los ecosistemas terrestres, el N_r se filtra por el suelo y es transportado a aguas superficiales y subterráneas que desembocan en los ecosistemas costeros junto con otros nutrientes (Nixon et al., 1996). La aportación de nutrientes en los ecosistemas costeros está relacionada con diferentes efectos negativos, que en conjunto

llevan a la degradación del medio.

- Fósforo:

El fósforo también tiene un rol vital en el metabolismo de cualquier organismo vivo. Se requiere para la síntesis de macromoléculas como ATP, ADN, RNA y fosfolípidos, entre otras. Sin embargo, a diferencia del nitrógeno, los niveles de fósforo encontrados en la corteza terrestre son muy bajos: 0.09% por peso (Fillipelli, 2008). Dado que el fósforo no tiene una fase gaseosa estable no se encuentra en la atmósfera, por lo tanto los ecosistemas tienen que depender del fósforo liberado a partir del intemperismo de las rocas, la disolución de sus minerales y de su transporte por el agua a otros ecosistemas terrestres y acuáticos. Una vez liberado desde las rocas, éste puede ser incorporado por los organismos autótrofos para ser convertido en moléculas orgánicas esenciales para la fotosíntesis y el metabolismo del organismo. Al morir estos organismos, la materia orgánica es descompuesta por organismos detritívoros, los cuales convierten el fósforo a su forma inorgánica de nuevo (Fillipelli, 2008, Figura 1.4), proceso conocido como remineralización de nutrientes. En el suelo, el fósforo inorgánico puede ser adsorbido por el sedimento como sucede con el carbonato de calcio, proceso que juega un rol sumamente importante en la limitación de la producción primaria en ecosistemas acuáticos carbonatados (Short et al., 1985; Morse et al., 1987; Howarth 1988).

Para el ciclo del fósforo, el parteaguas en su balance ha sido su uso en la agricultura de manera masiva, la cual implica actividades de fertilización artificial, deforestación y consecuente pérdida de suelo y generación de desechos orgánicos. Actualmente, en los ríos existe el doble de concentración de fósforo comparado con valores calculados antes de la existencia de los humanos (Paytan y McLaughlin 2007; Fillipelli, 2008). El resultado de este desbalance en los ecosistemas acuáticos, de nuevo, resulta en la degradación de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad.

A pesar de que, generalmente, el principal factor causante de la eutrofización es el incremento de nutrientes, para evaluar el nivel trófico de un sistema no es conveniente utilizar por sí solo las concentraciones de éstos en la columna de agua. Esto se debe a que la concentración de nutrientes en el agua no siempre está relacionada directamente con la cantidad de nutrientes entrando al sistema, ya que éstos pueden ser consumidos rápidamente por los productores primarios, enmascarando, de esta manera, su estado trófico.

Tomando en cuenta lo anterior, el uso de bioindicadores, como la vegetación acuática sumergida, resulta conveniente por su carácter sésil, su gran abundancia y por ser fáciles de muestrear. Por lo tanto, son herramientas muy útiles en los estudios sobre los cambios en la calidad del agua, ya que éstos se pueden ver reflejados en los cambios de biomasa, contenidos elementales e incluso en la concentración de $\delta^{15}N$ en los tejidos.

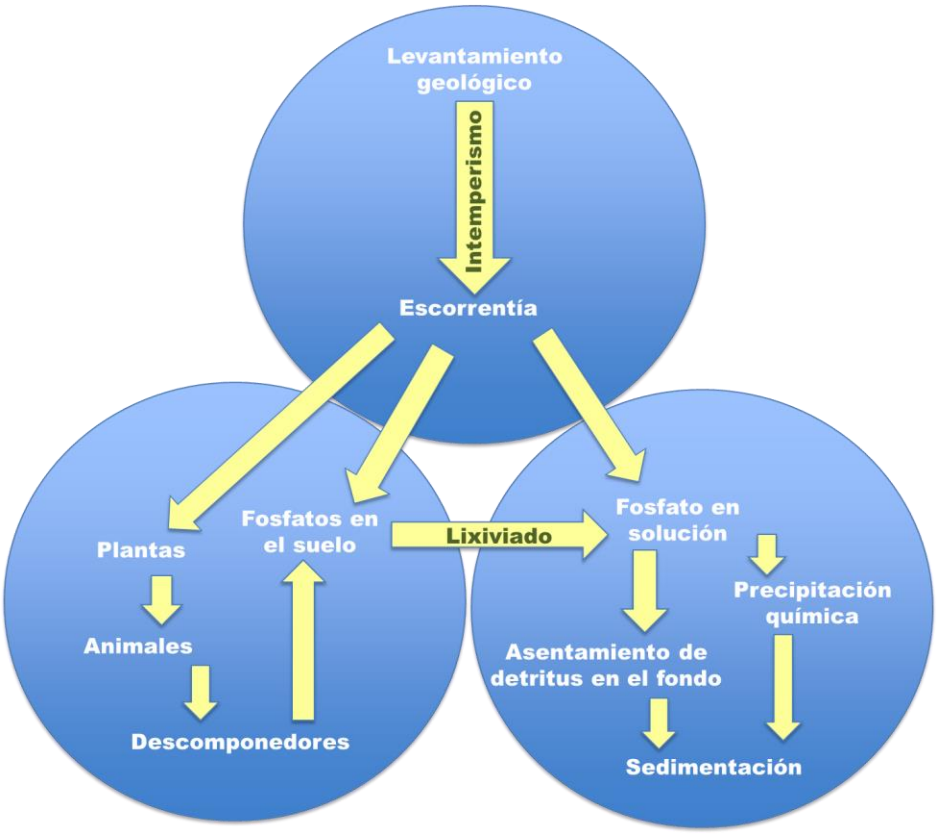


Figura 1. 4 Diagrama del ciclo natural del fósforo a través de los diferentes ecosistemas en la biósfera.

Vegetación Acuática Sumergida (VAS)

La vegetación acuática sumergida es el conjunto de poblaciones de organismos autótrofos de hábitos bentónicos. Taxonómicamente, está constituido por pastos marinos y macroalgas de las tres divisiones principales. Su distribución se extiende a lo largo de las regiones litorales de todos los continentes, pues al ser zonas más someras y estar en contacto con el continente, tienen garantizados los dos recursos básicos para su

subsistencia, luz y nutrientes. La VAS puede ser considerada, por sí misma, como un ecosistema, pues provee servicios ambientales importantes para las poblaciones humanas y forma un reservorio importante de los ciclos biogeoquímicos. Constituyen zonas de refugio y crianza de una variedad de especies, atrapan sedimentos y, por lo tanto, ayudan a mantener la claridad del agua, son sumideros de carbono y aportan oxígeno proveniente de la fotosíntesis. Todos estos procesos son vulnerables a la calidad del agua. A nivel mundial se ha llamado la atención por la pérdida acelerada de la cobertura de pastos marinos debido a la disminución de la calidad del agua por procesos de eutrofización (Orth et al., 2006). Por ello, las características estructurales de la VAS, en conjunto con las concentraciones de N y P en los tejidos de las especies clave, pueden aportar información del estado de salud de este ecosistema y de la relación que tiene con la calidad del agua.

Con base en lo anterior, el propósito de este estudio es contribuir al conocimiento del estado actual de las comunidades vegetales acuáticas en la región norte del estado de Quintana Roo con base al nivel de nutrientes y su posible origen antropogénico.

ANTECEDENTES

El estado de Quintana Roo, específicamente la ciudad de Cancún, tiene una historia de crecimiento poblacional que ha rebasado las expectativas de cualquier plan de desarrollo para la región, lo cual ha implicado una serie de consecuencias sociales y ecológicas que hoy en día amenazan el futuro de la estabilidad de este sistema costero. En 1970, el Fondo de Promoción e Infraestructura Turística, presentó a Cancún como un centro turístico integral. Inicialmente, la planificación turística de Cancún no tomó en cuenta temas como la participación ciudadana o el impacto al medio ambiente. Durante el curso de la historia de la ciudad de Cancún, han existido tres programas de planeación urbana los cuales han buscado mejorar el rezago inicial, sin embargo, actualmente existe evidencia de contaminación de las aguas costeras de Cancún, ya sea por descargas de aguas clandestinas, infiltración de fosas sépticas o mal tratamiento de agua residual (Aldape-Pérez, 2010; Espinosa-Bouchot, 2011), comprometiendo el desarrollo y correcto seguimiento de dichos programas de planeación urbano y por ende amenazando la estabilidad de los ecosistemas circundantes.

El crecimiento turístico visto en Cancún se ha expandido ya hacia el resto del estado de Quintana Roo; y por ende el incremento en la población. Por ejemplo, el municipio de Solidaridad, pasó de 28,747 habitantes en 1995 a 159,310 habitantes en el 2010; Tulum tuvo un aumento de 3,603 habitantes en 1995 a 28,263 en el 2010 (INEGI, 2010).

Asimismo, se tiene planeada la ejecución de un nuevo proyecto turístico en la Barra Litoral de Chacmochuch, el Proyecto Soto Lindo, que incluye la construcción de 46 lotes de usos mixtos Hotelero-Turístico-Residencial-Comercial, infraestructura náutica, campo de golf, área de equipamiento para la urbanización y la construcción de vialidades (Isla Poniente S.A. de C.V., 2010).

De lo anterior, se evidencia que el desarrollo urbano masivo que se ha visto en los últimos 40 años en las costas de Quintana Roo, junto con la falta de infraestructura y el mal manejo de aguas tratadas, provocan gran estrés sobre el acuífero costero y, por lo tanto, a la zona litoral. Por lo anterior, es necesario evaluar y analizar el estado actual de la vegetación acuática de la zona costera en sitios con diferentes grados de urbanización.

Diversos autores han realizado estudios que ponen de manifiesto la degradación de la calidad del agua en algunas zonas costeras en el estado de Quintana Roo (Aguilar Martínez, 2015; Carruthers et al., 2005; Hernández-Terrones et al., 2011; Null et al., 2014). En estos estudios se puede observar que el nivel de nutrientes y de $\delta^{15}N$ en el ecosistema costero es más alto en los sitios de mayor desarrollo urbano y con una hidrodinámica más lenta como, por ejemplo, la laguna de Nichupté (Carruthers et al., 2005). Sin embargo, la cantidad de agua subterránea descargada en el ecosistema también juega un papel importante (Null et al., 2014). Resulta evidente, entonces, la necesidad de realizar más estudios para comprender cómo el proceso de descargas de agua subterránea, en los ecosistemas costeros, influye en el aporte de nutrientes y cuáles son los efectos de éstos en los ecosistemas acuáticos.

1. HIPÓTESIS

Si la densidad poblacional determina la concentración de nutrientes y esta impacta las comunidades de VAS en la zona costera, entonces se espera:

a) que los niveles de nutrientes transportados a la costa por descargas continentales sean más altos en sitios urbanizados comparados con zonas costeras sin urbanización.

b) que las concentraciones de P, N y $\delta^{15}N$ en el tejido de *Thalassia testudinum* sean mayores en sitios urbanizados comparados con zonas costeras sin urbanización.

OBJETIVOS

Objetivo general:

El objetivo de este estudio es comparar cuantitativamente sitios urbanos contra sitios sin urbanización, con base en: los niveles de concentración de nutrientes inorgánicos disueltos en el agua, los contenidos elementales de %N y %P y los niveles de $\delta^{15}N$ en el pasto *Thalassia testudinum.*

Objetivo específico 1:

Cuantificar la variación del aporte de nitrógeno y fósforo inorgánico disuelto en el agua con dirección playa-mar abierto.

Objetivo específico 2:

Determinar contenidos elementales del %N y %P y la concentración de $\delta^{15}N$ en *Thalassia testudinum.*

ESTRATEGIA DE MUESTREO

Para el estudio se seleccionaron dos regiones en el estado de Quintana Roo (Figura 1.5). La región Norte, localizada entre Cabo Catoche y la laguna de Chacmochuch, tiene muy poco desarrollo urbano, principalmente, pequeños campamentos pesqueros usados temporalmente. La región Central está localizada entre la ciudad de Cancún y Puerto Morelos, en donde existe un alto desarrollo urbano, incluyendo infraestructura residencial, centros comerciales, hoteles, campos de golf, entre otros. Cada región tiene hidrodinámicas particulares. La región Norte es un sistema abierto ya que no existen barreras arrecifales que protejan la costa y por lo tanto permite el flujo directo de las corrientes marinas hasta la costa; es probable que esta región esté más influenciada por la corriente de Yucatán que la región Central (Merino, 1996). En contraste, la región Central es un sistema protegido debido a la presencia de una barrera arrecifal, la cual bordea la costa, creando lo que se le conoce como laguna arrecifal. Se muestrearon tres

sitios en la región Norte (sistema no arrecifal) y tres más en la región Central (sistema arrecifal; Figura 1.5).

Descripción de las zonas de estudio

El clima en la costa norte de Quintana Roo es cálido, semi-humedo y las temporadas de lluvias son entre los meses de Junio a Octubre (lluvias intensas 656 mm), temporada de frentes fríos (nortes) entre Noviembre y Febrero (lluvia moderada, 321 mm), y temporada de secas entre Marzo y Mayo (lluvias menores, 124 mm) (Merino y Otero, 1991).

Zona de Puerto Morelos

La laguna arrecifal de Puerto Morelos (PM) está situada en la costa noreste de la Península de Yucatán, a 36 km al sur de la ciudad de Cancún y 32 km al norte de Playa del Carmen. La costa de PM está protegida por una barrera arrecifal, el cual forma parte del segundo sistema arrecifal más grande del mundo, el Sistema Arrecifal Mesoamericano. Entre la costa y el arrecife se crea una laguna arrecifal con características únicas, cuyo ancho varía entre 550 y 3000 m. El tiempo de residencia del agua dentro de la laguna es de un promedio de 2.25 horas, sin embargo se ha documentado un tiempo de residencia de hasta 2 semanas en condiciones de bajo oleaje (Coronado et al., 2007). La laguna tiene una profundidad media de 3-4 m y una máxima de 8 m, en el fondo de la laguna arrecifal se encuentra arena calcárea estabilizada por praderas de pastos marinos (Coronado et al., 2007; Rodriguez-Martinez et al., 2010).

PM había sido un pequeño poblado de pescadores hasta la década de los 1980s, cuando la actividad turística comenzó a incrementarse y se fue convirtiendo en la principal actividad económica. Desde entonces, la población y la actividad turística se incrementaron de manera desproporcionada, con base en la infraestructura del lugar. No hay sistemas de drenaje, ni tratamiento de aguas residuales, o éstas son inadecuadas (Ruiz-Rentería et al, 1998; Hernández-Terrones et al., 2011). En 1998, el arrecife de Puerto Morelos fue declarado un área natural protegida.

Zona de Punta Nizuc

El sitio de muestreo de Punta Nizuc, se encuentra a aproximadamente un kilómetro al sur de la desembocadura a la zona costera de la laguna de Nichupté. En esta región, existe alta presencia de infraestructura hotelera y se realizan diversas actividades turísticas. La profundidad máxima registrada para este sitio fue de cuatro metros. En este sitio, al igual

que en Puerto Morelos, existe una barrera arrecifal que bordea la costa. El muestreo se realizó dentro del polígono del Área Natural Protegida de Punta Nizuc.

Zona de Cabo Catoche

El área de estudio de Cabo Catoche, abarca desde la punta localizada más al norte del estado, Cabo Catoche, hasta la parte norte de la laguna de Chacmochuch. Esta región no cuenta con barreras arrecifales, lo que supone características altamente hidrodinámicas entre la zona costera y el mar abierto. También recibe la influencia de la corriente de Yucatán la cual transporta aguas profundas y ricas en nutrientes con dirección noroeste (Merino, 1997). Actualmente, no existe desarrollo urbano en esta zona. En la costa solo existen tres campos pesqueros, conformados por, no más de, 10 palapas cada uno y son utilizados temporalmente.

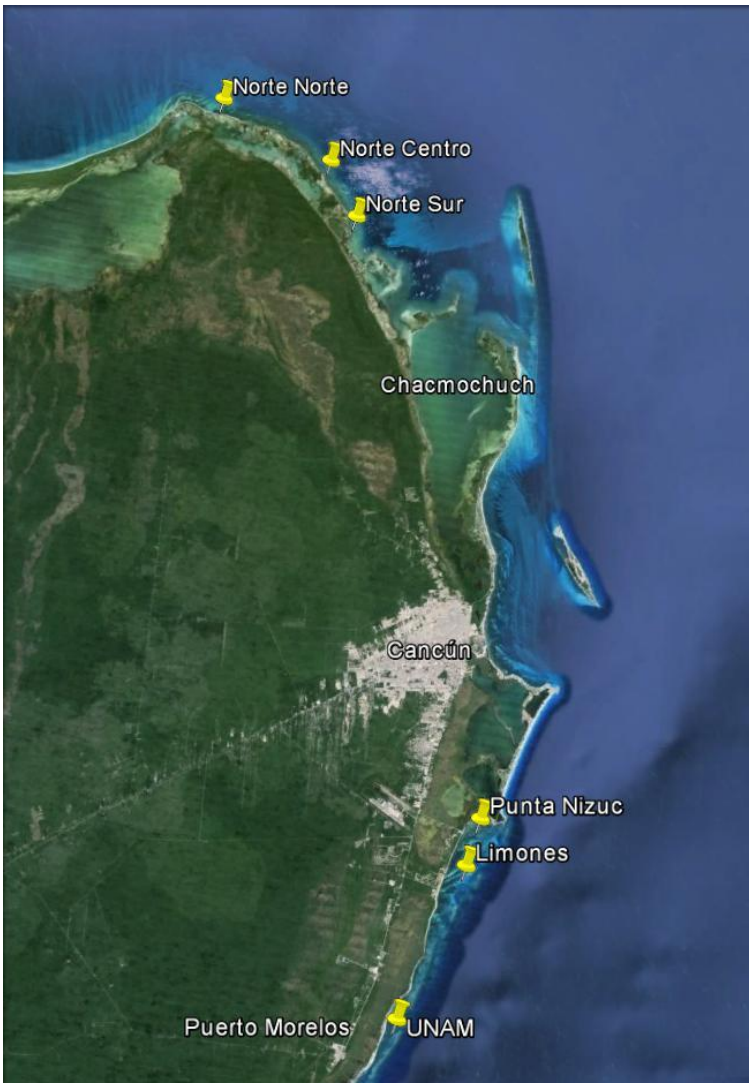


Figura 1. 5 Puntos de muestreo. Norte Norte, Norte Centro y Norte Sur pertenecen a la región de Cabo Catoche y representan el sistema costero abierto. Punta Nizuc, Limones Y UNAM se encuentran entre Cancún y Puerto Morelos y pertenecen al sistema arrecifal. En todos los casos, los muestreos se realizaron bajo la autorización escrita de las ANP mediante el sistema de Aviso de Actividades en las ANP.

REFERENCIAS

Aldape Pérez, G. (2010). La configuración del espacio turístico en Cancún, Quintana Roo, México. Universitat Politècnica de Catalunya.

Aguilar Martinez, P. (2015). Variación estacional de parámetros ambientales e hidrológicos de la laguna Chacmochuch, Quintana Roo. Tesis de maestría en Ciencias del Agua. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Cancún, Quintana Roo, México

Ayres, R. U., W. H. Schlesinger y R. H. Socolow (1994). Human impacts on the carbon and nitrogen cycles. Industrial ecology and global change, 121-155.

Barbier, E. B., S. D. Hacker, C. Kennedy, E. W. Koch, A. C. Stier y B. R. Silliman (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs, 81(2), 169-193.

Bricker, S. B., C. G. Clement, D. E. Pirhalla, S. P. Orlando y D. R. Farrow (1999). National estuarine eutrophication assessment: effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD: 71 pp.

Carpenter, S. R., D. Bolgrien, R. C. Lathrop, C. A. Stow, T. Reed y M. A. Wilson (1998b). Ecological and economic analysis of lake eutrophication by nonpoint pollution. Australian Journal of Ecology, 23(1), 68-79.

Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley y V. H. Smith (1998a). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications, 8(3), 559-568.

Carruthers, T. J. B., B. I. Van Tussenbroek y W. C. Dennison (2005). Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 64(2), 191-199.

Coronado, C., J. Candela, R. Iglesias-Prieto, J. Sheinbaum, M. López y F. J. Ocampo-Torres (2007). On the circulation in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. Coral Reefs, 26(1), 149-163.

Diaz, R. J., y R. Rosenberg (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. Science, 321(5891), 926-929.

Deegan, L. A., A. Wright, S. G. Ayvazian, J. T. Finn, H. Golden, R. R. Merson y J. Harrison (2002). Nitrogen loading alters seagrass ecosystem structure and support of higher trophic levels. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 12(2), 193-212.

Espinosa-Bouchot, M. (2011). Plan para la recuperación ambiental de la Laguna de Bojórquez. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. HL001. México D.F.

Ferreira, J. G., J. H. Andersen, A. Borja, S. B. Bricker, J. Camp, M. C. Da Silva, E. Garcése, A. Heiskaneng , C. Humborgh , I. Ignatiadesi , C. Lancelotj , A. Menesguenk , P. Tettl , N. Hoepffnerm y U. Claussen (2011). Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 93(2), 117-131.

Filippelli, G. M. (2008). The global phosphorus cycle: past, present, and future. Elements, 4(2), 89-95.

Galloway, J. N., F. J. Dentener, D. G. Capone, E. W. Boyer, R. W. Howarth, S. P. Seitzinger, G. P. Asner, C. C. Cleveland, P. A. Green, E. A. Holland, D. M. Karl, y C. J. Vöosmarty (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. Biogeochemistry, 70(2), 153-226.

Galloway, J. N., W. H. Schlesinger, H. Levy, A. Michaels y J. L. Schnoor (1995). Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response. Global Biogeochemical Cycles, 9(2), 235-252.

Hernández-Terrones, L., M. Rebolledo-Vieyra, M. Merino-Ibarra, M. Soto, A. Le-Cossec y E. Monroy-Ríos (2011). Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): Baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. Water, Air, & Soil Pollution, 218(1-4), 517-528.

Howarth, R. W. (1988). Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics, 89-110.

Instituto Nacional de Estadistica y Geografia,2010. Información nacional, por entidad federativa y municipios, Quintana Roo [Online] (Actualizado 2010)

Disponible en: www.inegi.org.mx.

[Acceso Noviembre 2014]

Isla Poniente S.A. de C.V. (2010) Manifestación de Impacto Ambiental Regional. Proyecto Soto Lindo. 30 p.

Littler, M. M. y D. S. Littler (1984). Models of tropical reef biogenesis: the contribution of algae. Progress in Phycological Research, 3, 323-364.

Littler, M. M., D. S. Littler y B. L. Brooks (2006). Harmful algae on tropical coral reefs: bottom-up eutrophication and top-down herbivory. Harmful Algae, 5(5), 565-585.

Littler, M. M., D. S. Littler y E. A. Titlyanov (1991). Comparisons of N-and P-limited productivity between high granitic islands versus low carbonate atolls in the Seychelles Archipelago: a test of the relative-dominance paradigm. Coral Reefs, 10(4), 199-209.

Nixon, S. W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. Ophelia, 41(1), 199-219.

Nixon, S. W., J. W. Ammerman, L. P. Atkinson, V. M. Berounsky, G. Billen, W. C. Boicourt, W. R. Boynton, T. M. Church, D. M. Ditoro, R. Elmgren, J. H. Garber, A. E. Giblin, R. A. Jahnke, N. J. P. Owens, M. E. Q. Pilson y S. P. Seitzinger (1996). The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. Nitrogen cycling in the North Atlantic Ocean and its Watersheds (pp. 141-180). Springer Netherlands.

Null, K. A., K. L. Knee, E. D. Crook, N. R. de Sieyes, M. Rebolledo-Vieyra, L. Hernández-Terrones y A. Paytan (2014). Continental Shelf Research, 77, 38-50.

Merino, M. (1997). Upwelling on the Yucatan Shelf: hydrographic evidence. Journal of Marine Systems, 13(1), 101-121.

Merino Ibarra, M. y L. Otero-Dávalos (1991). Atlas ambiental costero: Puerto Morelos, Quintana Roo. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal, Q. Roo, México.

Morse, J. W., J. J. Zullig, R. L. Iverson, G. R. Choppin, A. Mucci y F. J. Millero (1987). The influence of seagrass beds on carbonate sediments in the Bahamas. Marine Chemistry, 22(1), 71-83.

Orth, R. J., T. J. Carruthers, W. C. Dennison, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, K. L. Heck, A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, S. Olyarnik, F. T. Short, M. Waycott y S. L. Williams (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. Bioscience, 56(12), 987-996.

OSPAR (2003) Strategies of the OSPAR Commission for the protection of the Marine Environment of the North – East Atlantic (Reference number 2003-21). OSPAR Convention for the protection of the marine environment of the North East Atlantic: Ministerial Meeting of the OSPAR Commission Bremen: 25 June 2003 Vol. Annex 31 (Ref. B-4.2).

Paytan, A. y K. McLaughlin (2007). The oceanic phosphorus cycle. Chemical Reviews, 107(2), 563-576.

Rabalais, N. N. (2002). Nitrogen in aquatic ecosystems. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 31(2), 102-112.

Richardson, K., y B. B. Jørgensen (1996). Eutrophication: definition, history and effects. Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems, 1-19.

Rodríguez-Martínez, R. E., F. Ruíz-Rentería, B. V. Tussenbroek , G. Barba-Santos, E. Escalante-Mancera, G. Jordán-Garza y E. Jordán-Dahlgren (2010). Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. Revista de Biología Tropical, 58, 23-43

Ruíz-Rentería, F., B. I. van Tussenbroek y E. Jordán-Dahlgren (1998). Puerto Morelos, Quintana Roo, México, in: Caribbean Coastal Marine Productivity (Caricomp): Coral reef, seagrass, and mangrove site characteristics. B. Kjerfve (ed.). UNESCO, Paris. pp. 57-66

Schramm, W. 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. Journal of Applied Phycology.11, 69–78.

Seehausen, O., J. J. van Alphen y Witte, F. (1997). Cichlid fish diversity threatened by eutrophication that curbs sexual selection. Science, 277(5333), 1808-1811.

Short, F. T., M. W. Davis, R. A. Gibson y C. F. Zimmermann (1985). Evidence for phosphorus limitation in carbonate sediments of the seagrass *Syringodium filiforme*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 20(4), 419-430.

Smith, V. H., G. D. Tilman y J. C. Nekola (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution, 100(1), 179-196.

Steele J.H. (1974) The structure of marine ecosystems. Harvard Univ. Press, Cambridge, 128pp.

Vollenweider, R. A. (1992). Coastal marine eutrophication: principles and control. Science of the Total Environment, 1-20.

Capítulo II: CALIDAD DEL AGUA

INTRODUCCIÓN

La morfología cárstica de la Península de Yucatán, con su alta tasa de infiltración y conductividad hidráulica, convierte a estos en sistemas altamente vulnerables a la contaminación por nutrientes de origen antropogénico. El agua proveniente del acuífero desemboca en la costa mediante filtración y descargas puntuales de agua subterráneas (DPAS). Cuando el agua con nutrientes desemboca en la costa, puede generar un impacto en la vegetación acuática dependiendo de la concentración de los mismos y de otras condiciones hidrológicas del sitio, como son la temperatura, el tiempo de residencia del agua en la costa, las mareas y las corrientes costeras (Piriou y Menesfuen, 1992; Burkholder et al., 1994). Por ejemplo, en bahías poco profundas, con altos tiempos de residencia, hay mayor propensión a mantener altas concentraciones de nutrientes y, por lo tanto, de desarrollar crecimientos algales masivos (Schramm, 1999). Por otro lado, las corrientes costeras generalmente diluyen los nutrientes continentales rápidamente previniendo los efectos de la eutrofización (Grall, 2002).

El incremento poblacional en el estado de Quintana Roo implica mayor presión sobre los ecosistemas costeros. Generalmente, el nitrógeno es el nutriente limitante para la vegetación de los sistemas costeros, sin embargo, en medios cársticos, como en el estado de Quintana Roo, el fósforo generalmente se encuentra en menor proporción con respecto al nitrógeno debido a la adsorción de fosfatos en el sedimento de carbonato de calcio (Fourqurean et al., 1993), convirtiéndolo en el nutriente limitante para la productividad primaria (Zimmerman et al. 1985; Lapointe et al. 1990; Corredor et al. 1999). La proporción Redfield de 16:1 (N:P) (Redfield et al., 1963), se utiliza como norma de referencia para determinar el nutriente que funciona como limitante para el crecimiento fitoplanctónico. Sin embargo, estas proporciones elementales son diferentes para otros organismos autótrofos marinos como los pastos (30:1) y las macroalgas (24:1) (Atkinson y Smith, 1983; Duarte, 1990).

La descripción trófica de un cuerpo de agua con base en las concentraciones de nutrientes parte de las características de algunos sistemas de referencia; por ejemplo, el carácter oligotrófico de la región oriental del Mar Mediterráneo, con bajas concentraciones de nutrientes, bajas abundancias de fitoplancton y poca productividad primaria ha sido

descrito ampliamente en la literatura y utilizado como referencia de un sistema oligotrófico (Kimor y Wood, 1975; Ignatiades, 1976; Krom et al., 1991; Ignatiades et al., 1995; Souvermezoglou et al., 1999; Gotsis-Skretas et al., 1999). Por lo cual, diversos autores han propuesto niveles de nutrientes para categorizar el estado trófico de diferentes sistemas costeros (Ignatiades et al., 1992; Smith et al., 1999; cuadro 2.1).

Cuadro 2. 1 Comparación de valores de nutrientes propuestos para definir el estado trófico de diferentes ecosistemas marinos.

Sitio	Parámetro	Aguas oligotróficas	Aguas mesotróficas	Aguas eutróficas	Autores:
Mar Egeo	DIN	0.57 µM	1.17 µM	1.68 µM	**Ignatiades et al., 1992**
	TN	18.6 µM	18.6-25 µM	25-28.6 µM	
Mar Báltico	TP	<0.32 µM	0.32-0.96 µM	0.96-1.3 µM	**Smith el al., 1999**
	$P\text{-}PO_4$	0.02 µM	0.09 µM	0.34 µM	

De la misma manera, algunas organizaciones internacionales han propuesto límites para evaluar el nivel trófico de un cuerpo de agua y con ello regular la calidad del agua. Por ejemplo la Water Frame Directive (WFD) de la Unión Europea clasifica la calidad de agua en: Alta, Buena, Moderada, Pobre y Mala, definiendo “Alta” como “las concentraciones de nutrientes asociadas a un ecosistema prístino” y “Buena” como “los niveles de nutrientes con los cuales se conserva un ecosistema funcional y capaz de cumplir con sus funciones ecosistémicas” (Best et al., 2007). A partir de la clasificación “Moderada”, el sistema comienza a perder su funcionalidad. Bajo estos criterios, los niveles correspondientes a esta clasificación para fosfatos son: 0.4 µM (A/B), 0.8 µM (B/M), 1.4 µM (M/P) y 2.8 µM (P/Ma); para nitrato y nitrito: 5 µM (A/B), 10 µM (B/M), 20 µM (M/P) y 40 µM (P/Ma) y para amonio: 1 µM (A/B), 2 µM (B/M), 4 µM (M/P) y 8 µM (P/Ma).

Sin embargo, la descripción de los niveles tróficos para cualquier sistema acuático debe ser específica para la región considerando las características físico-químicas presentes, la estacionalidad climática, la matriz geológica, etc. Con base a lo anterior, se realizó la recopilación de concentraciones de nutrientes disueltos en el agua reportados

previamente para la zona de estudio, en donde se destacan los altos niveles de nitratos reportados en la playa por Hernández-Terrones et al. (2011) y Null et al. (2014), los cuales sugieren una entrada de nutrientes importante a estos ecosistemas.

Cuadro 2. 2 Valores de estudios anteriores en la región de calidad de agua. Todos los estudios se realizaron en temporada de lluvias a excepción de Mutchler et al., 2007.

Lugar	Zona	Tipo de agua	NH_4^+ (µM)	NO_3^- (µM)	PO_4^{3-} (µM)	SiO_2 (µM)	Referencia
Puerto Morelos	Laguna Arrecifal	Intersticial	3.42	0.92	1.52	-	**Carruthers et al., 2005**
Costa del Caribe	Bahía Xaak	Columna	0.1	1.1	0.25	-	**Mutchler et al., 2007**
	Bahía Akumal	Columna	0.13	3.3	0.27	-	
	Casa Cenote	Columna	0.08	73.5	0.45	-	
Mahahual	Costa	Columna	3.41	0.6	0.1	-	**Rodriguez, 2011**
Puerto Morelos	Laguna Arrecifal	Columna	0.02	0.22	0.41	-	**Hernández-Terrones et al., 2011**
	Playa	Columna	21.3	8.3	5.74		
	Pozos	Columna	15.2	268.6	4.24		
Cancún	Playa	Columna	4.3	43.3	0.8	36.2	**Null et al., 2014**
	Cercano a costa	Columna	0.7	7.1	0.7	1.8	
Puerto Morelos	Playa	Columna	3.8	316.7	0.7	46.5	
	Cercano a costa	Columna	2.7	1.6	0.2	1.5	
Sian Ka'an	Playa	Columna	17.5	31.1	0.9	39.1	
	Cercano a costa	Columna	0.6	9.3	0.5	5.1	
Xcalak	Playa	Columna	7	116.8	0.3	21.4	
	Cercano a costa	Columna	1.8	0.7	0.2	5.4	

Tomando en cuenta el efecto que pueden tener las altas concentraciones de nutrientes en los ecosistemas de la zona costera, en particular en la estructura y funcionamiento de las praderas de pastos marinos, esta investigación pretende aportar valores recientes de los niveles de nutrientes en la costa norte del estado de Quintana Roo. De esta forma se podrán comparar los cambios en la calidad del agua con valores reportados anteriormente. De la misma manera, se pretende inferir el posible efecto de la calidad del agua en la VAS, partiendo de la hipótesis de que la comunidad autótrofa bentónica cambia conforme cambian los niveles de nutrientes disueltos en el agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

Colecta de muestras para análisis de calidad de agua.

En la región Central (PM-CNC), se seleccionaron dos sitios de muestreo en Puerto Morelos y uno en Punta Nizuc; estos tres sitios representan el sistema costero arrecifal. En la región Norte se seleccionaron 3 sitios de muestreo, los cuales representan el sistema costero no arrecifal (Figura 1.5). Los muestreos se realizaron durante los meses de Abril y Mayo del 2015.

En cada sitio de muestreo arrecifal, se realizaron cinco transectos paralelos a la playa de 50 metros cada uno (Figura 2.1). Los primeros tres transectos estuvieron dentro de los primeros 200 metros a partir de la costa (a 10 m, 100 m y 200 m de la zona de rompiente). Estos transectos se establecen de esta forma para determinar un posible patrón de dilución de nutrientes entrando al ecosistema costero por medio de infiltración de agua subterránea a través de la playa. El transecto número 4, se realizó a una distancia intermedia entre la costa y el arrecife (a aproximadamente 1500 m de la zona de rompiente). El último transecto se situó a 100 metros aproximadamente, antes del arrecife (aproximadamente a 3000 m de la zona de rompiente) dentro de la misma laguna arrecifal. Para los sistemas no arrecifales se posicionaron solo los tres transectos más cercanos a la playa dentro de los primero 200 metros (Figura 2.1).

Para determinar la concentración de nutrientes por posibles aportes continentales, se obtuvieron tres muestras de agua después de cavar tres hoyos de aproximadamente 40 cm de profundidad a una distancia no mayor de tres metros de la zona de rompiente (sobre la playa).

Las muestras se tomaron utilizando jeringas de 60 ml, las cuales se filtraron a través de filtros de 0.22 μm. Todas las muestras obtenidas se almacenaron a -80 °C en el laboratorio.

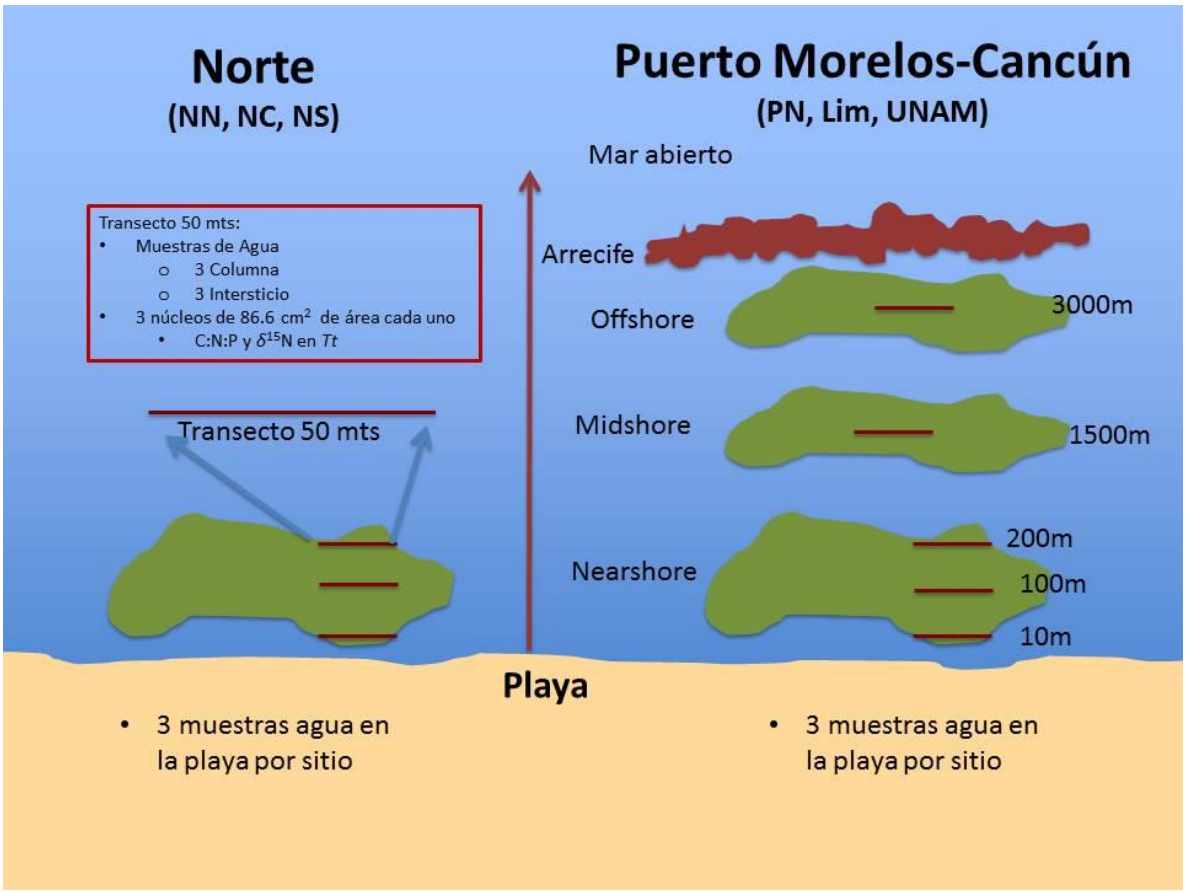


Figura 2. 1 Diagrama que muestra el patrón de muestreo para colecta de muestras para estimación de abundancias, calidad de agua y contenidos elementales**.**

En cada transecto de 50 metros, se tomaron seis muestras de agua para medir la concentración de nutrientes: tres muestras se tomaron en la columna de agua (a no más de 10 cm sobre el dosel de la pradera de pastos) y tres fueron tomadas del agua intersticial (de 5 a 10 cm dentro del sedimento) utilizando el dispositivo de la Figura 2.2. Es importante la caracterización de ambos ambientes (tanto columna de agua como intersticial) ya que la VAS puede obtener nutrientes, tanto de la columna de agua, como del agua intersticial (Fourqurean et al., 1992; Lee y Dunton, 1999; Hemminga y Duarte, 2000).

Las muestras se tomaron utilizando jeringas de 60 ml, fueron filtradas inmediatamente después de su colecta utilizando filtros de 0.22 μm y se conservaron a -80°C hasta su análisis mediante las técnicas colorimétricas convencionales (Strickland y Parsons, 1972; Grasshoff y Ehrhardt, 1983).

Para comparar los valores de NO_x y fosfatos entre regiones, y entre sitios, se realizaron análisis estadísticos no paramétricos debido a la falta de homocedasticidad en los datos (prueba de Mann-Whitney y Test de Kruskal-Wallis, respectivamente). Se utilizó como valor de significancia α=0.05, para todos los análisis estadísticos.

Figura 2. 2 Mecanismo utilizado para colectar muestras de agua intersticial en las praderas de pastos marinos el cual consiste de una jeringa de 60 ml, un tubo conector y una punta de pipeta.

RESULTADOS

Cuadro 2. 3 Valores de concentración de nutrientes medidos en los sitios de muestreo. Los valores presentados son las medias y DE representa la desviación estándar. Para todas las medias, n=3.

Sitio	Distancia de la playa	NO_2+NO_3 (Colum) Medias	DE	NO_2+NO_3 (Inter) Medias	DE	PO_4 (Colum) Medias	DE	PO_4 (Inter) (Medias)	DE	DIN:P (Colum) Medias	DE	DIN:P (Inter) Medias	DE
Punta Nizuc	Playa	32.3	0.02	N/A		4.8	0.03	N/A		8.1	0.03	N/A	
Punta Nizuc	10	13.9	0.03	15.5	0.10	1.8	0.02	2.9	0.01	8.6	0.09	6.3	0.03
Punta Nizuc	100	8.9	0.01	12.6	0.31	1.8	0.02	2.9	0.08	5.8	0.06	5.3	0.23
Punta Nizuc	200	5.4	0.15	8.3	0.56	1.8	0.03	2.8	0.07	3.9	0.04	3.9	0.35
Punta Nizuc	1500	6.6	0.08	8.2	0.02	1.8	0.03	2.9	0.11	4.4	0.14	3.8	0.14
Punta Nizuc	3000	5.3	0.05	8.3	0.22	1.7	0.02	2.8	0.12	3.9	0.08	3.7	0.01
Limones	Playa	29.1	0.45	N/A		5.1	0.64	N/A		7.2	0.88	N/A	
Limones	10	13.8	0.15	15.2	0.78	1.6	0.04	2.8	0.13	9.4	0.10	6.4	0.14
Limones	100	8.3	0.50	12.8	0.48	1.6	0.01	3.0	0.42	6.1	0.43	5.3	0.64
Limones	200	6.0	0.22	9.6	0.25	1.6	0.21	2.9	0.10	4.9	0.84	4.3	0.28
Limones	1500	6.3	0.35	8.5	0.22	1.8	0.11	2.8	0.09	4.3	0.41	3.9	0.02
Limones	3000	5.6	0.19	8.1	0.12	1.7	0.09	2.8	0.11	4.1	0.38	3.7	0.07
UNAM	Playa	36.2	2.01	N/A		5.0	0.13	N/A		8.7	0.28	N/A	
UNAM	10	13.7	0.33	16.5	0.21	2.1	0.18	3.1	0.10	7.4	0.41	6.3	0.27
UNAM	100	10.2	0.14	13.4	0.23	1.8	0.09	2.9	0.09	6.6	0.21	5.6	0.19
UNAM	200	7.2	0.15	8.1	0.10	1.5	0.09	2.6	0.13	5.7	0.30	4.0	0.24
UNAM	1500	6.6	0.15	8.3	0.16	1.5	0.17	2.8	0.04	5.5	0.75	3.8	0.02
UNAM	3000	5.6	0.13	8.1	0.12	1.6	0.07	2.6	0.30	4.5	0.14	4.1	0.48
Norte Sur	Playa	27.2	1.00	N/A		4.6	0.25	N/A		7.1	0.55	N/A	
Norte Sur	10	12.7	0.22	16.5	0.34	2.3	0.23	4.3	1.08	6.4	0.74	4.7	1.04
Norte Sur	100	9.5	0.22	12.5	0.22	1.4	0.17	2.8	0.21	7.7	1.01	5.5	0.35
Norte Sur	200	7.2	0.21	8.7	0.16	1.5	0.10	2.4	0.11	5.5	0.43	4.6	0.09
Norte Centro	Playa	27.9	0.48	N/A		5.2	0.36	N/A		6.3	0.43	N/A	
Norte Centro	10	12.3	0.18	16.6	0.32	2.2	0.14	3.3	0.08	6.3	0.32	6.0	0.08
Norte Centro	100	9.8	0.45	12.2	0.18	1.5	0.16	2.6	0.25	7.4	0.39	5.8	0.43
Norte Centro	200	7.3	0.12	8.6	0.11	1.4	0.07	2.3	0.15	5.9	0.19	4.8	0.31
Norte Norte	Playa	27.1	0.51	N/A		4.6	0.14	N/A		6.9	0.23	N/A	
Norte Norte	10	12.8	0.16	16.2	0.17	2.1	0.02	3.3	0.15	6.8	0.08	5.8	0.29
Norte Norte	100	9.3	0.10	12.2	0.08	1.5	0.03	2.7	0.03	7.1	0.06	5.5	0.14
Norte Norte	200	7.1	0.09	8.4	0.15	1.4	0.05	2.5	0.10	6.1	0.18	4.2	0.13

Relación de concentración de nutrientes con el gradiente costa-mar abierto.

- **Nitratos y nitritos (NO_x):**

En todos los sitios estudiados se presentó un gradiente donde la concentración de nutrientes disminuye conforme aumenta la distancia de la costa al mar (Figura 2.3). Aproximadamente 66 % de NO_x se pierde en los primeros 10 metros.

Los niveles de NO_x, entre la región Norte y la región Central (prueba de Mann-Whitney), indican que existen diferencias significativas en las muestras tomadas en la Playa y en la columna de agua en N1 y N3, (p<0.05), pero no en N2 (Cuadro 2.4). Sin embargo, las diferencias de las concentraciones de NO_x del agua intersticial entre regiones no

resultaron estadísticamente significativas para N1 y N3 (p>0.05), pero sí para N2 (p=0.005) (Cuadro 2.4). Estas diferencias radican en mayor aporte promedio de NO_x en la región Central (32.6±3.25 μM) que en la región Norte (27.4±0.70 μM, Figura. 2.4).

Los niveles más altos en la región Central permanecen en los primeros 200 m de la columna de agua (10 m=13.8±0.19 μM, 200 m = 6.2±0.81 μM). Sin embargo, esta diferencia no es tan obvia en las concentraciones de agua intersticial, en donde sólo los valores de los transectos N2 (100 m) fueron estadísticamente diferentes entre las regiones Central y Norte (Figura 2.4 y Cuadro 2.4).

En la región Central, UNAM, fue el sitio con las mayores concentraciones de NO_x para la playa, N2 y N3 (p<0.05 Cuadros 2.5, Figura 2.5). Esto significa que UNAM fue el sitio con mayor aporte de NO_x por filtración subterránea desde la playa (36.3±2.0 μM), valores que se mantuvieron elevados durante los primeros 200 metros de distancia (100 m = 10.2±0.14 μM y 200 m = 7.2±0.15 μM, Cuadro 2.3). En contraste, en los tres sitios de muestreo en el Norte (NN, NC y NS) no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de NO_x en la columna de agua, ni en el agua intersticial (Cuadro 2.3 y Cuadro 2.6).

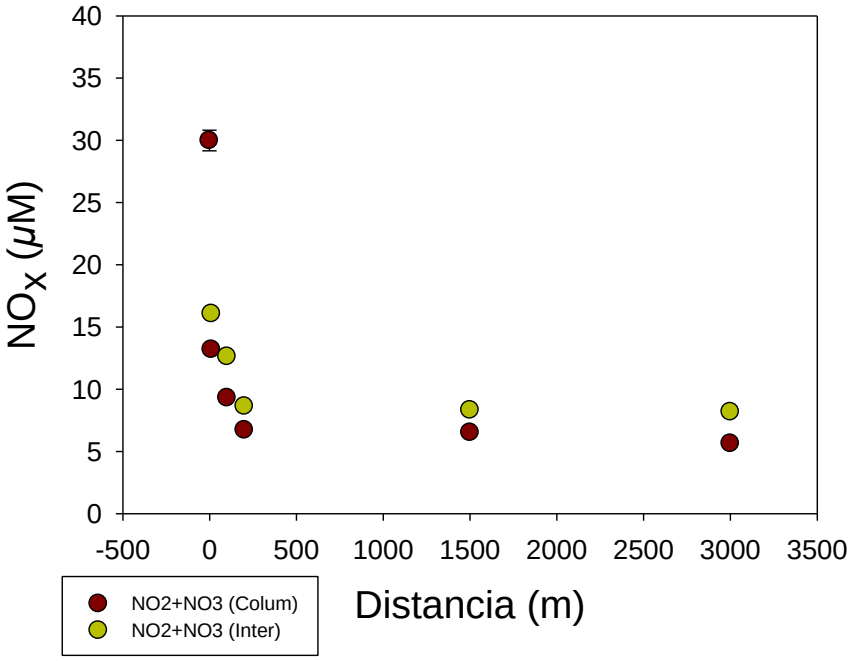


Figura 2. 3 Medias de las concentraciones de nitratos y nitritos en los seis sitios de muestreo. Las barras representan el error estándar.

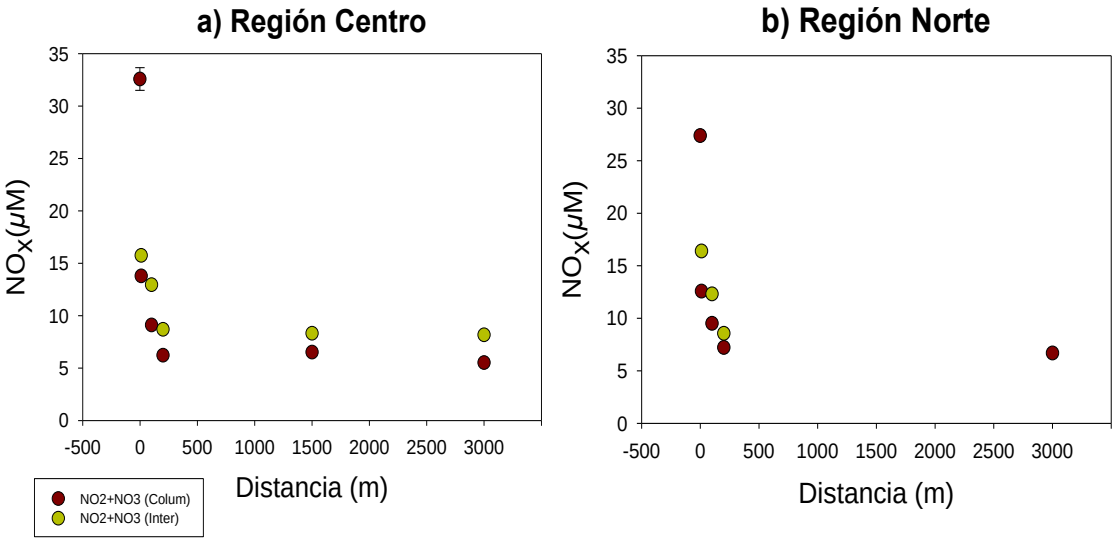


Figura 2. 4 Comparación entre el comportamiento de las medias de las concentraciones de nitratos y nitritos en la región Central (a; UNAM, Limones y Punta Nizuc) y Norte (b; Norte Sur, Norte Centro y Norte Norte). Las barras representan el error estándar.

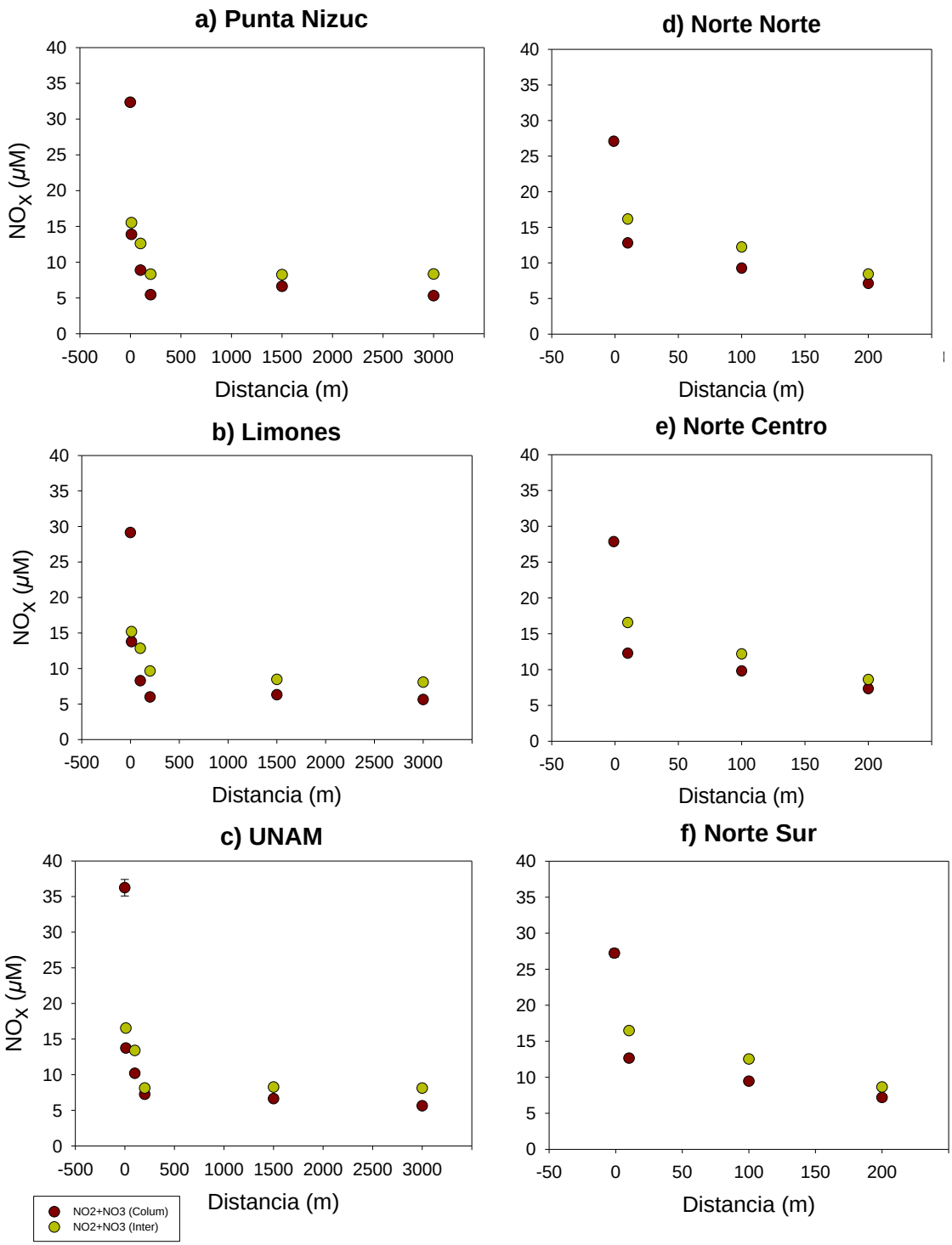


Figura 2. 5 Medias de las concentraciones de nitratos y nitritos para cada sitio muestreado, se muestran los transectos Playa (-1 m), Nearshore 1 (10 m), Nearshore 2 (100 m), Nearshore 3 (200 m), Middleshore (1500 m) y Offshore (3000 m). Las barras representan el error estándar.

Fosfatos

El patrón general de las concentraciones de fosfatos en todos los sitios reflejó una clara disminución de más de la mitad de la concentración medida en la playa, con respecto a las concentraciones medidas en los primeros 10 metros (Figura 2.6). Las regiones Centro (5.0±0.36 μM) y Norte (4.8±0.39 μM) presentaron concentraciones similares de fosfatos en la playa (p=0.270, prueba de M-W). Sin embargo, la concentración de fosfatos en la columna de agua, de las dos regiones, fue estadísticamente diferente en N1 y N2 en la columna de agua y en N1, N2 y N3 en el agua intersticial (prueba de M-W $p<0.005$, Cuadro 2.4, figura 2.7).

Asimismo, se identificaron dos patrones en las gráficas de concentración de fosfatos contra distancia para cada sitio (Figura 2.8). El primer patrón, encontrado en los sitios Punta Nizuc y Limones, se caracterizó por mantener constantes los niveles de fosfatos, tanto en la columna de agua, como del agua intersticial (Figura 2.8). En Limones, estos niveles se mantuvieron constantes hasta los 3000 m tanto en la columna de agua como en el agua intersticial (prueba de K-W $p>0.05$). En Punta Nizuc los valores fueron constantes hasta los primeros 200 metros en la columna de agua y hasta 3000 metros en el agua intersticial (prueba de K-W $p>0.05$). El valor medio de fosfatos en Punta Nizuc en la columna de agua fue de 1.8±0.014 μM hasta los primeros 200 metros mientras que en el agua intersticial se encontró una media de 2.9±0.045 μM a lo largo de los 3000 m de distancia de la costa. En Limones, el valor medio en la columna de agua fue de 1.7±0.078 μM y en el agua intersticial de 2.9±0.075 μM, ambos hasta 3000 metros de distancia (Cuadro 2.3). El segundo patrón se identificó en los sitios UNAM, NN, NC y NS y constituyó un gradiente en la concentración de fosfatos que disminuye con la distancia de la costa. Los análisis estadísticos no mostraron diferencias significativas entre los transectos de los diferentes sitios en la región Central (prueba de K-W $p>0.05$, Cuadro 2.5), con excepción del transecto N1 (prueba de K-W $p=0.0273$, Cuadro 2.5). Los sitios de la región Norte tampoco mostraron diferencias significativas entre los transectos de cada uno de los sitios (prueba de K-W $p>0.05$, Cuadro 2.6).

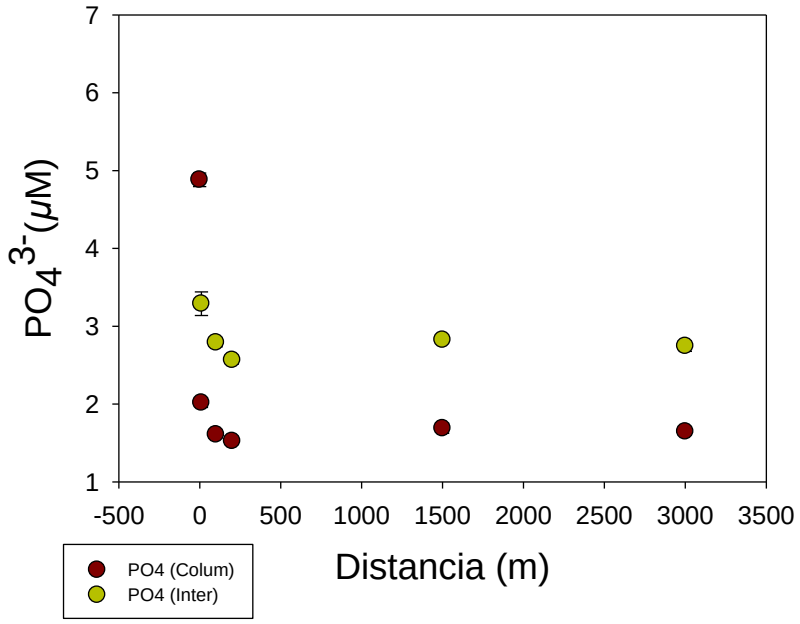


Figura 2. 6 Medias de las concentraciones de fosfatos en los seis sitios de muestreo. Las barras representan el error estándar.

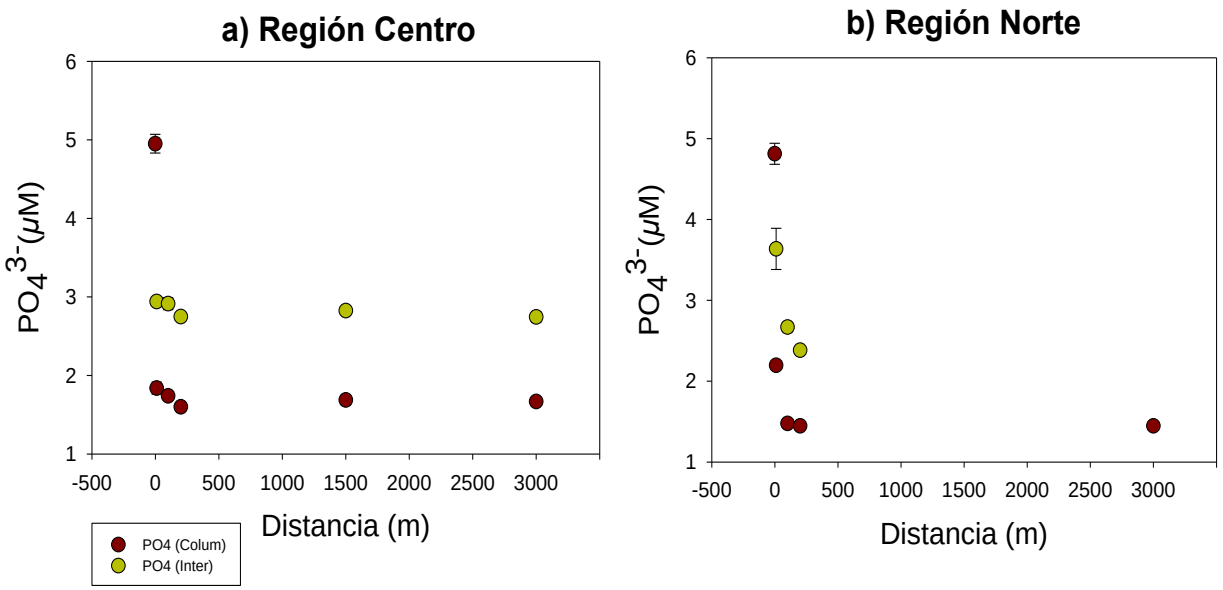


Figura 2. 7 Comparación entre el comportamiento de las medias de las concentraciones de fosfatos en la región Central (a; UNAM, Limones y Punta Nizuc) y Norte (b; Norte Sur, Norte Centro y Norte Norte). Las barras representan el error estándar

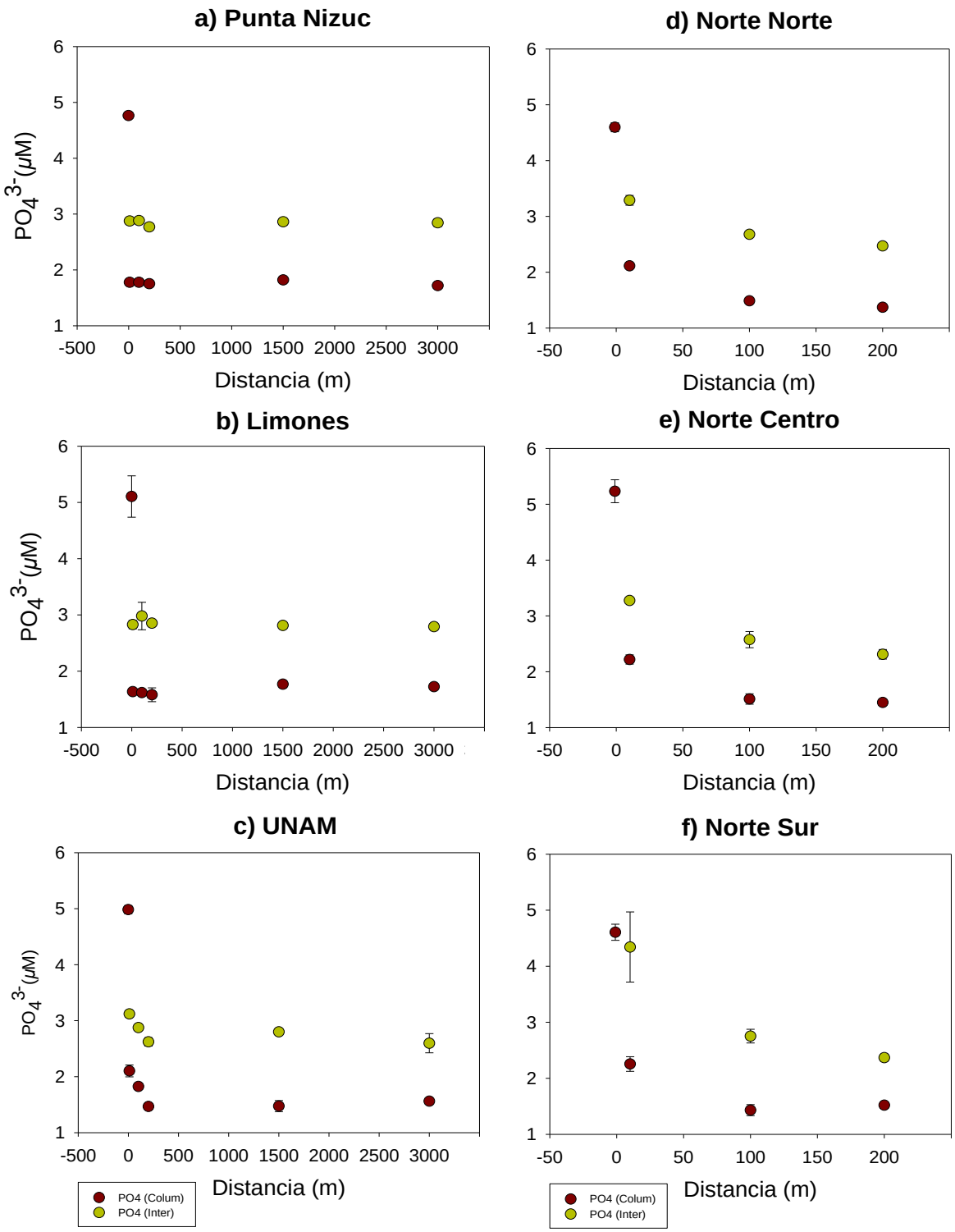


Figura 2. 8: Medias de las concentraciones de fosfatos para cada sitio muestreado: Playa (-1 m), Nearshore1 (10 m), Nearshore 2 (100 m), Nearshore 3 (200 m), Middleshore (1500 m) y Offshore (3000 m). Las barras representan el error estándar.

Cuadro 2. 4 Valores de significancia para el estadístico no paramétrico Mann-Whitney. Se compararon los valores de NO_x y PO_4^{3-} tanto en la columna de agua (Colum), como en el agua intersticial (Inter) entre los transectos de la región Norte contra los transectos de la región PM-CNC (todos los sitios). α=0.05. Las cifras en rojo destacan las diferencias significativas

Transecto (Distancia de la costa)	**NO_x (Colum)**	**NO_x (Inter)**	**PO_4^{3-} (Colum)**	**PO_4^{3-} (Inter)**
Playa (-1m)	<0.001	N/A	0.269691	N/A
Nearshore 1 (10m)	<0.001	0.057632	<0.01	<0.001
Nearshore 2 (100m)	0.145121	<0.01	<0.001	<0.05
Nearshore 3 (200m)	<0.05	0.691103	0.057632	<0.01

Cuadro 2. 5 Valores significativos para el estadístico no paramétrico Kruskal-Wallis. Se compararon los valores de NO_x y PO_4^{3-} tanto en la columna de agua (Colum), como en el agua intersticial (Inter) para cada transecto de la región Norte (sitios: Norte Norte, Norte Centro y Norte Sur). α=0.05. Las cifras en rojo destacan las diferencias significativas

Transecto (Distancia de la costa)	**NO_x (Colum)**	**NO_x (Inter)**	**PO_4^{3-} (Colum)**	**PO_4^{3-} (Inter)**
Playa (-1m)	0.2881	N/A	0.0665	N/A
Nearshore 1 (10m)	0.0794	0.2881	0.7326	0.0665
Nearshore 2 (100m)	0.0794	0.0665	0.9565	0.4911
Nearshore 3 (200m)	0.1767	0.3012	0.0794	0.1479

Cuadro 2. 6 Valores significativos para el estadístico no paramétrico Kruskal-Wallis. Se compararon los valores de NO_x y PO_4^{3-} tanto en la columna de agua (Colum), como en el agua intersticial (Inter) para cada transecto de la región CNC-PM (Punta Nizuc, Limones y UNAM). α=0.05. Las cifras en rojo destacan las diferencias significativas

Transecto (Distancia de la costa)	**NO_x (Colum)**	**NO_x (Inter)**	**PO_4^{3-} (Colum)**	**PO_4^{3-} (Inter)**
Playa (-1m)	<0.05	N/A	0.2019	N/A
Nearshore 1 (10m)	0.6703	0.0608	<0.05	0.0608
Nearshore 2 (100m)	<0.05	0.0992	0.0608	0.8371
Nearshore 3 (200m)	<0.05	0.0608	0.1476	0.0794
Middleshore (1500m)	0.5866	0.1931	0.0608	0.7326
Offshore (3000m)	0.0665	0.1931	0.0665	0.2521

2) Relación entre la concentración de nutrientes en la columna y el agua intersticial.

- **NO_x:**

Se observó un comportamiento directamente proporcional entre la concentración media de NO_x en la columna de agua y agua intersticial (Figura 2.9).

Esta relación se puede describir con modelos de regresión lineal sólo para obtener parámetros de comparación, aunque, en sentido estricto, no existe una relación funcional entre ambas variables. La pendiente de todos los puntos es cercana a la unidad y varió de 0.8 a 1.6. El valor de la pendiente menor a uno se interpreta de la siguiente manera: en dichos sitios hubo mayor concentración de NO_x en la columna de agua, en comparación con el agua intersticial, mientras que los valores superiores a uno, indican lo contrario. Se obtuvieron valores mayores a uno en todos los sitios Norte y en UNAM en la región Central. Para Punta Nizuc y Limones se obtuvieron valores menores a 1 (0.90 y 0.84 respectivamente). Los ajustes de Punta Nizuc y Limones probablemente están siendo sesgados fuertemente por *outliers* ya que sabemos que en todos los sitios, los valores de NO_x en el intersticio son mayores a los valores en la columna (Cuadro 2.3).

Cuando se consideran los datos, en su conjunto, el valor de la pendiente es uno, lo que sugiere que, a nivel general, considerando toda la zona de estudio, las concentraciones son semejantes en la columna de agua y en el agua intersticial (Figura 2.11 a).

Los puntos que presentaron mayor concentración de NO_x, tanto en la columna de agua, como en el agua intersticial, en ambas regiones se ubicaron siempre en el transecto N1 disminuyendo linealmente hacia N3 (Figura 2.9). Para los sitios de la región Central los valores más bajos de NO_x, se presentaron en los transectos N3, Mid y Off, los cuales se agruparon en la gráfica (Figura 2.9 a, b y c). La correlación entre las concentraciones de NO_x, en la columna de agua y el agua intersticial, es alta en todos los sitios de muestreo (PN: r = 0.96, Lim: r = 0.92, UNAM: r = 0.98, NS: r = 0.99, NC: r = 0.99, NN: r = 0.99).

Fosfatos

En los tres sitios de la región Norte y en UNAM, el comportamiento de esta variable fue semejante a la descrita para NO_x, en donde los puntos más cercanos a la costa, con concentraciones más altas en agua intersticial y columna de agua, se encuentran en la parte superior derecha de la gráfica; y los puntos más lejanos a la costa con los valores bajos en la región inferior izquierda (Figura 2.10 c, d, e y f). Estos sitios mostraron correlaciones altas (NN: r = 0.97, NC: r = 0.94, NS: r = 0.90, UNAM: r = 0.72). En Punta Nizuc y Limones, los puntos de los diferentes transectos no mostraron un patrón definido y no se encontraron correlaciones estadísticamente significativas (PN: r = 0.18 , Lim: r = -0.23).

Un gráfico de dispersión de todos los puntos, muestra un comportamiento lineal, cuyo valor de la pendiente implica que existirían 1.2 veces más fósforo en el espacio intersticial que en la columna de agua (Figura 2.11 b).

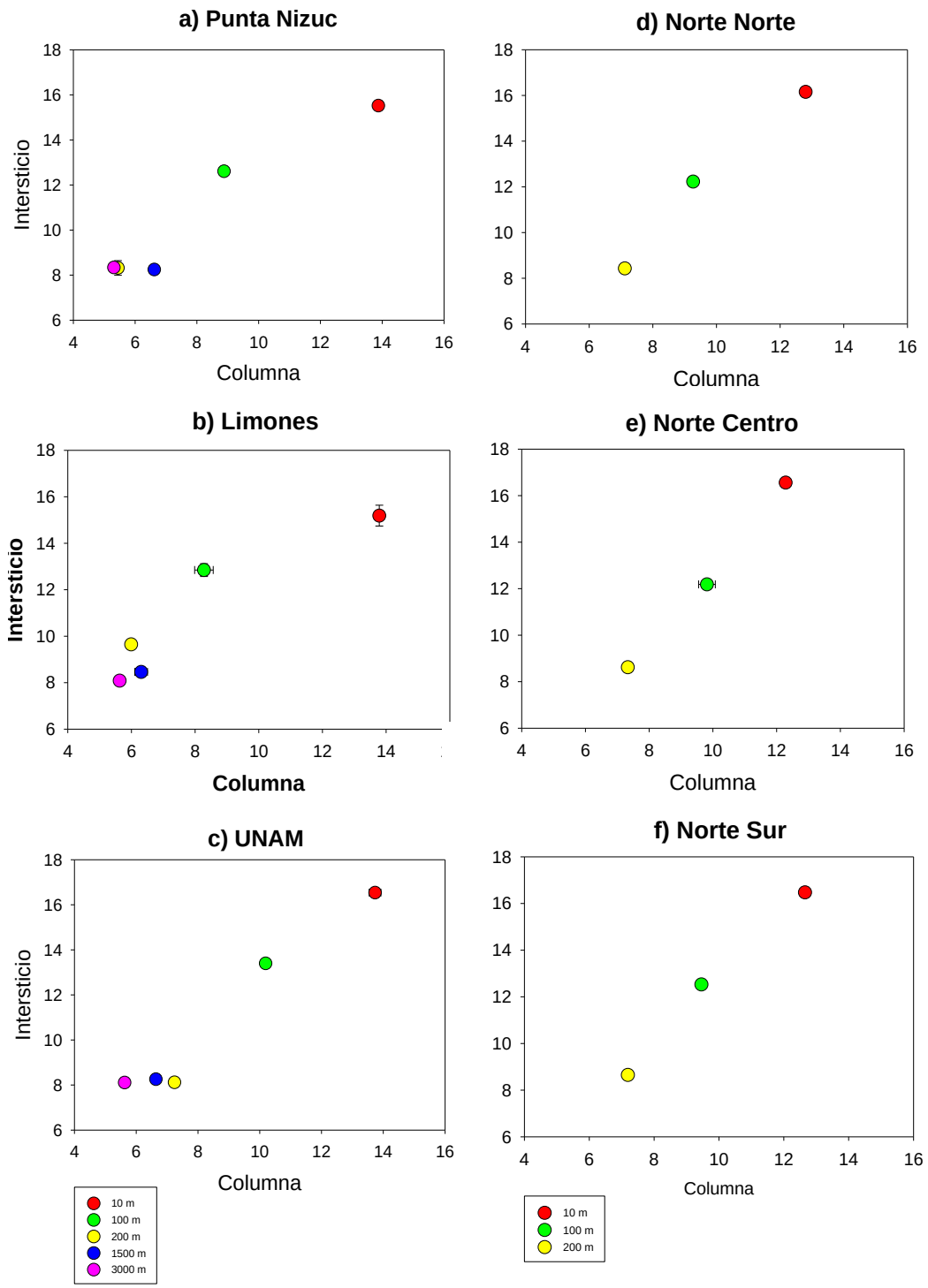


Figura 2. 9 Gráficas de las concentraciones de los NOx´s en la columna de agua contra las concentraciones en el agua intersticial para cada sitio. Las barras representan el error estándar**.** Notar que los ejes no comienzan en 0.

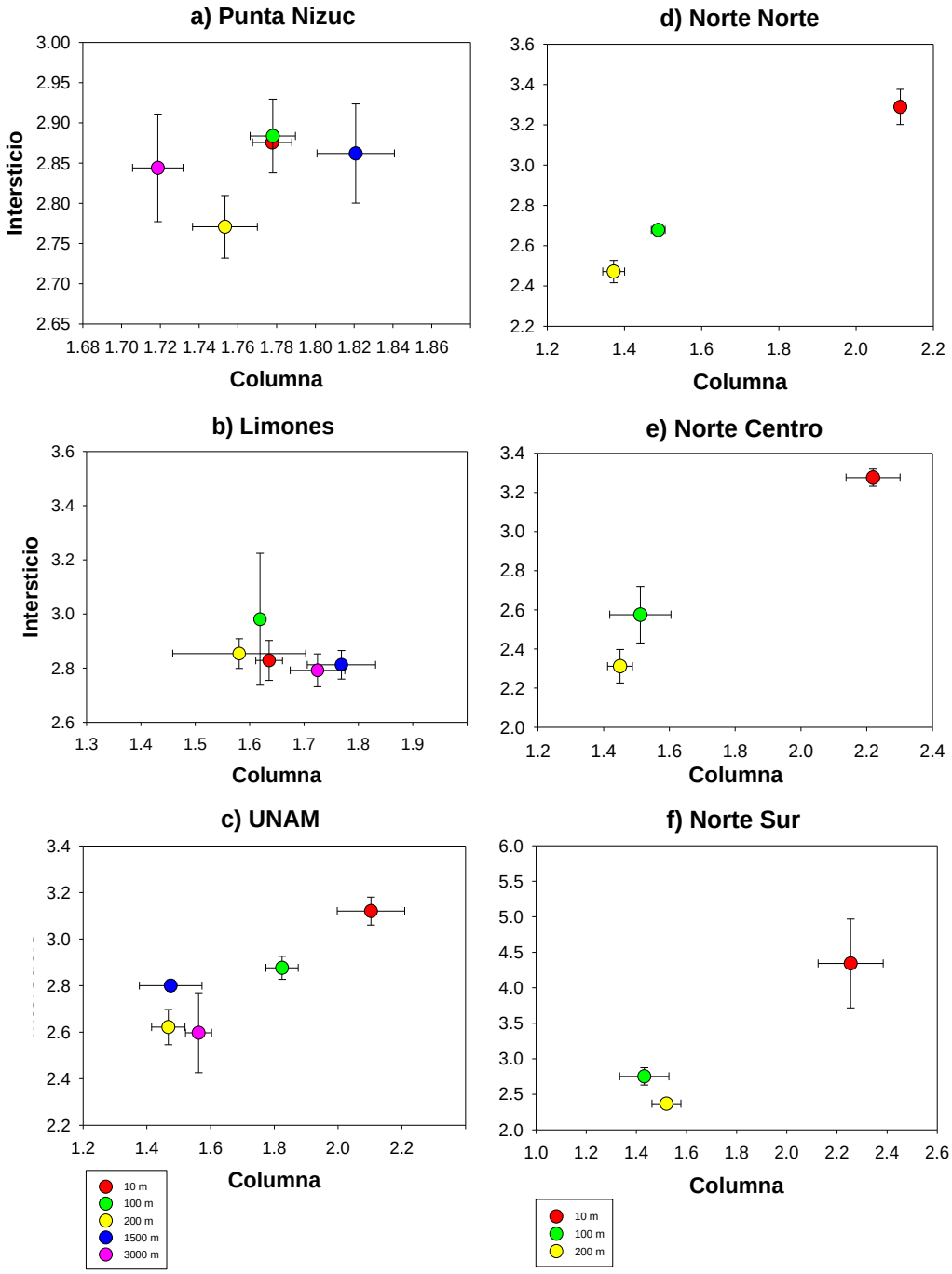


Figura 2. 10 Gráficas de las concentraciones de los fosfatos en la columna de agua contra las concentraciones en el agua intersticial para cada sitio. Las barras representan el error estándar. Notar que los ejes no comienzan en 0.

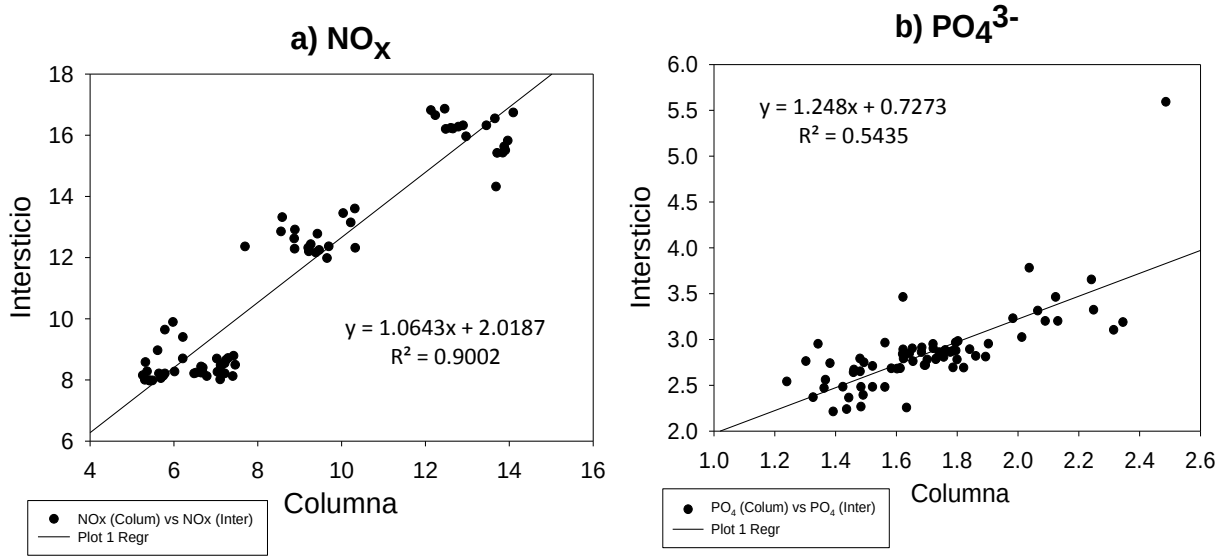


Figura 2. 11 Análisis de regresión lineal para las concentraciones de nutrientes en la columna de agua contra el agua intersticial en los 6 sitios de muestreo.

3***) Relaciones estequiométricas DIN/P en el gradiente costa-mar abierto de la columna de agua como del agua intersticial.***

Los valores promedio de este cociente variaron en todas las zonas estudiadas, entre 9.4 y 3.9 en la columna de agua y de 6.4 a 3.7 en el agua intersticial. La variabilidad de esta razón fue mayor en la columna de agua, aunque en el sitio NS también hubo una alta variación en los sedimentos con DE mayores a uno. La mayoría de los sitios presentaron un valor menor en los sedimentos que en la columna de agua, con excepción de Punta Nizuc, en donde las líneas de tendencia de las razones de la columna de agua y del sedimento tienen al menos dos puntos de intercepción (Figura 2.12 a). En las gráficas de la región Central, se observa una tendencia hacia la disminución del cociente conforme aumenta la distancia en casi cinco unidades entre N1 y Off. En la región Norte, también se observó la tendencia hacia la disminución aunque ésta no fue tan pronunciada, variando en menos de 2 unidades. En todos los sitios, tanto en la columna de agua, como en el agua intersticial, las razones DIN:PO_4^{3-} fueron menores a 10.

En los sitios NN y NS se detectó una disminución mayor de fósforo en comparación con el nitrógeno entre las muestras de la playa y aquellas a más de 10 m de la costa. A los 100 m el nitrógeno disminuyó más rápidamente y hacia los 200m el fósforo se diluyó más rápidamente en el sistema. En el sitio NC, se observó un cambio proporcional para el fósforo y el nitrógeno de la playa a los primeros 10 m, a partir del cual siguió el mismo

patrón de comportamiento que los otros dos sitios al norte. En los sitios Punta Nizuc y Limones, de la región Central, se observó una mayor disminución de nitrógeno relativa al fósforo de la playa a 10 m, sin embargo, en este punto, se midió una concentración de fósforo constante, mientras que el nitrógeno continúa disminuyendo. En el sitio UNAM, las concentraciones, tanto de nitrógeno, como de fósforo, disminuyen constantemente desde la playa, hasta los 3000 m en la columna de agua. La razón DIN:P, en el agua intersticial, permanece constante después de los 200 m en este mismo sitio.

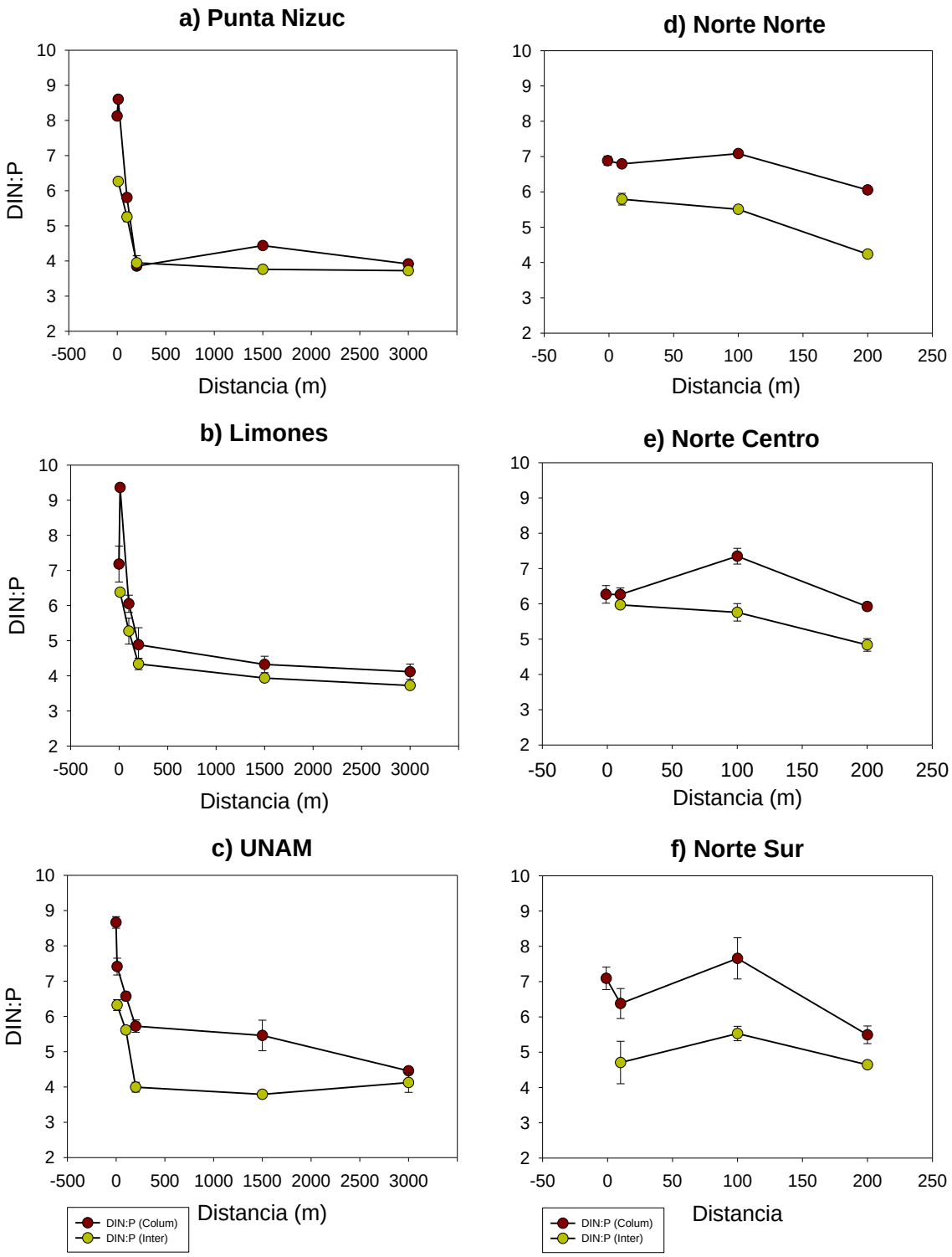


Figura 2. 12 Medias de la razón DIN:P contra la distancia de la costa. Se muestran los transectos Playa (-1 m), Nearshore1 (10 m), Nearshore 2 (100 m), Nearshore 3 (200 m), Middleshore (1500 m) y Offshore (3000 m). Las barras representan el error estándar.

DISCUSIÓN:

Los resultados reportados en esta sección, no mostraron evidencia suficiente para postular que existan diferencias, estadísticamente significativas, entre las concentraciones de NO_x y PO_4^{3-} de la región Central (alta urbanización) y la región Norte (urbanización nula).

Esta situación puede deberse, entre otras cosas, a las características del transporte de agua en el acuífero de la Península de Yucatán. Beddows et al. (2002) definen una triple porosidad para la matriz del acuífero de la Península de Yucatán, la cual se explica como el transporte de agua a través de poros, fracturas y conductos de disolución (cavernas). Sin embargo, el mayor volumen de agua es transportado a través de un sistema de fracturas y cuevas interconectado, el cual crea flujos preferenciales que canalizan altos volúmenes de aguas subterráneas resultando en descargas puntuales a lo largo de la costa de Quintana Roo (Hernández-Terrones et al., 2011; Bauer-Gottwein et al., 2011; Null et al., 2014;). Este transporte de agua, con dirección preferencial, podría estar transportando agua subterránea altamente enriquecida en nutrientes a la región de Cabo Catoche, lo cual explicaría la similitud en las concentraciones de nutrientes de la región Norte, con la región Central. Esta región también está altamente influenciada por la Corriente de Yucatán que fluye hacia el norte, la cual promueve la Surgencia de Cabo Catoche (Merino, 1997). El afloramiento de estas aguas oceánicas profundas, puede constituir otra fuente importante de nutrientes, que contribuya a explicar la concentración en esta zona.

En los sitios de muestreo se observó un gradiente negativo en las concentraciones de nutrientes conforme aumenta la distancia de la costa, con excepción de los fosfatos en Limones y Punta Nizuc, donde las concentraciones permanecieron constantes a lo largo de la laguna arrecifal.

En teoría, para los NO_x, el proceso de disminución en la concentración está regido principalmente por la dilución del agua continental (alta en nutrientes) con el agua oceánica (baja en nutrientes) y al proceso de asimilación de nutrientes por los productores primarios, ya sean sésiles o planctónicos. Sin embargo, otros posibles factores que pueden estar influyendo significativamente en los cambios de concentraciones de NO_x, serían procesos relacionados con las transformaciones del ciclo del nitrógeno como la fijación del nitrógeno en la superficie de los sedimentos, la cual incrementaría el nitrógeno

inorgánico cerca del fondo (Carruthers et al., 2005). Sin embargo, el estudio de estos procesos está fuera del alcance de este trabajo.

Los valores más altos de nutrientes se encontraron en la región Central, donde existe una alta infraestructura hotelera y urbana; sin embargo, esta diferencia fue encontrada sólo en uno de los tres sitios muestreados (UNAM), por lo tanto, con los datos disponibles, no se puede generalizar que los niveles elevados de NO_x, ocurren debido a la mayor urbanización presente en el sitio de muestreo.

Las DPAS y la escorrentía proveniente de los manglares (Carruthers et al., 2005; Hernández-Terrones et al., 2011) también podrían ser una posible explicación a las altas concentraciones de nitrógeno de forma oxidada en la columna de agua y en la playa del sitio UNAM en Puerto Morelos, las cuales, al igual que las descargas preferenciales típicas de la región, pueden estar modificando las concentraciones tanto de N como de P en esto sitio.

El comportamiento de fosfatos presentó una heterogeneidad mayor que los NO_x. Cuatro de los seis sitios muestreados (todos los sitios Norte y UNAM) presentaron un gradiente con dirección costa-mar abierto al igual que los NO_x, la cual se espera, estará regido por procesos de dilución, asimilación y adsorción en los sedimentos de carbonato de calcio. Sin embargo, las concentraciones de nutrientes en Limones y Punta Nizuc, permanecieron constantes a partir de los 10 m y hasta los 3000 m, tanto en la columna de agua como en el agua intersticial.

Existen dos posibles explicaciones para el comportamiento identificado en los sitios de Punta Nizuc y Limones, uno mediado biológicamente y el otro mediado por procesos físico-químicos. El primero sería posible si el fósforo externo fuera asimilado rápidamente en los primeros 10 m por los productores primarios, de forma tal, que los niveles que se mantienen después de 10 m fueran los niveles oceánicos encontrados en la zona. La segunda posible explicación, es la compleja interacción del fósforo con el sedimento. Existen diversas variables que pueden estar participando en este proceso, como lo son la interferencia de otros iones con la interacción fosfatos-sedimento, el tamaño de grano de sedimento, pH, la interacción de fosfatos con otros iones, como hierro y sulfuro, condiciones redox, entre otras (Stumm y Morgan, 1981; Caraco et al., 1989; Koch et al., 2001), las cuales pueden estar limitando la captación o liberación del fósforo en la laguna arrecifal.

Con base en los valores de nutrientes observados en el agua intersticial y en la columna de agua, es notorio que los procesos que rigen los niveles de NO_x, en la columna de agua y el agua intersticial, son diferentes a los procesos que determinan la dinámica del PO_4^{3-}. Incluso, la dinámica del PO_4^{3-} a lo largo de la costa, parece estar determinada por diferentes factores en los sitios de muestreo y representa la complejidad de los ciclos de cada uno de los elementos, por ejemplo, la interacción de los fosfatos con otras moléculas.

Las razones estequiométricas de N:P pueden ser útiles para reconocer el tipo de limitación que experimentan los productores primarios. A diferencia del fitoplancton, donde el nivel 16:1 implica el crecimiento óptimo, la vegetación acuática sumergida tiene requerimientos de nitrógeno más altos que las especies fitoplanctónicas: 30:1 para los pastos marinos y 24:1 para macroalgas (Atkinson y Smith, 1983; Duarte, 1990). El cociente encontrado en todos los sitios de este estudio es menor a 10:1, esto implica limitación por nitrógeno en el sistema, lo cual no es lo esperado en regiones con sedimentos carbonatados, pues generalmente están limitadas por la disponibilidad de fosfatos.

Los niveles de NO_x y PO_4^{3-}, en la columna de agua medidos en este estudio, son significativamente mayores a los reportados en estudios previos para Puerto Morelos (Cuadro 2.7), lo cual sugiere un posible aumento en la concentración de nutrientes a lo largo del tiempo. Estas diferencias pueden asociarse, posiblemente, a la mayor carga de nutrientes de las aguas continentales, como consecuencia del aumento en la densidad poblacional. Sin embargo, es importante resaltar también, la alta variabilidad de la región en cuanto a la carga de nutrientes dependiendo de la temporada y de las condiciones climatológicas del año durante la toma de muestras.

Los niveles de nutrientes detectados en la playa en este estudio, comparados con las concentraciones reportadas previamente, no mostraron el mismo patrón que los nutrientes en la columna de agua. El cuadro 2.8 muestra que los valores de NO_x en la playa, en el año 2009, fueron significativamente mayores a los de este estudio (Null et al., 2014); mientras que en el año 2006, se obtuvieron concentraciones de fosfatos similares a los valores encontrados en este estudio (Hernández-Terrones et al., 2011). Esta heterogeneidad implica que no en todos los sitios operan los mismos factores que determinan las concentraciones de nutrientes que llegan a la costa, ni los procesos que diluyen el agua continental.

Cuadro 2. 7 Comparación de las concentraciones de nutrientes reportadas en otros estudios y los valores obtenidos en este estudio para la zona de Puerto Morelos en la columna de agua.

Referencia	Año de muestreo	Lugar	Zona	NO_3^- (µM)	PO_4^{3-} (µM)
Hernández-Terrones et al., 2011	2006	Puerto Morelos	Laguna Arrecifal	0.22	0.41
Null et al., 2014	2009	Puerto Morelos	Cercano a costa	1.6	0.2
Este estudio	2015	Puerto Morelos	Laguna Arrecifal	8.3 (NOx)	1.70

Cuadro 2. 8 Comparación de las concentraciones de nutrientes entrando al sistema costero reportados en otros estudios y los valores obtenidos en este estudio para la zona de Puerto Morelos en el agua infiltrándose por la playa.

Referencia	Año de muestreo	Lugar	Zona	NO_3^- (µM)	PO_4^{3-} (µM)
Hernández-Terrones et al., 2011	2006	Puerto Morelos	Playa	8.3	5.74
Null et al., 2014	2009	Puerto Morelos	Playa	316.7	0.7
Este estudio	2015	Puerto Morelos	Playa	32.7 (NOx)	5.04

Las implicaciones que tienen las concentraciones de nutrientes reportadas en la columna de agua, pueden ser negativas para la VAS, dado que son más altas a las reportadas previamente, lo cual, como se mencionó en el capítulo introductorio, tiene el potencial de modificar el ecosistema completamente, provocando la pérdida de servicios ecosistémicos provistos por este.

REFERENCIAS:

Atkinson, M. J., y S. V. Smith (1983). C: N: P ratios of benthic marine plants. Limnology and Oceanography, 28(3), 568-574.

Bauer-Gottwein, P., B. R. Gondwe, G. Charvet, L. E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra y G. Merediz-Alonso (2011). Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. Hydrogeology Journal, 19(3), 507-524.

Beddows, P. A., P. L. Smart, F. F. Whitaker y S. L. Smith (2002). Density stratified groundwater circulation on the Caribbean Coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. Karst Frontiers. Karst Waters Institute Special Publication, 7,129-134.

Best, M. A., A. W. Wither y S. Coates (2007). Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin, 55(1), 53-64.

Burkholder J. M., H. B. Glasgow, J. E. Cooke (1994) Comparative effects of water column enrichment on eelgrass *Zoostera marina*, shoalgrass *Halodule wrightii* and widgeongrass *Ruppia maritima* Marine Ecology Progress Series, **105**, 121-138.

Caraco, N. F., J. J. Cole y G. E. Likens (1989) Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. Nature 341, 316–318.

Carruthers, T. J. B., B. I. Van Tussenbroek y W. C. Dennison (2005). Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 64(2), 191-199.

Corredor, J. E., R. W. Howarth, R. R. Twilley y J. M. Morell (1999). Nitrogen cycling and anthropogenic impact in the tropical interamerican seas. Biogeochemistry, 46, 163–178.

Duarte, C. M. (1990). Seagrass nutrient content. Marine ecology progress series. Oldendorf, 6(2), 201-207.

Fourqurean, J.W., R.D. Jones, J.C. Zieman (1993). Process influencing water column nutrient characteristics and phosphorus limitation of phytoplankton biomass in

Florida Bay, FL, USA: inferences from spatial distributions. Estuarine, Coastal and Shelf Science 36 (3), 295–314.

Fourqurean, J.W., J.C. Zieman y G.V.N. Powell (1992). Relationships between porewater nutrients and seagrass in a subtropical carbonate environment. Marine Biology 114, 57e65.

Gotsis-Skretas O., K. Pagou, M. Moraitou-Apostolopoulou y L. Ignatiades (1999). Seasonal horizontal and vertical variability in primary production and standing stocks of phytoplankton and zooplankton in the Cretan Sea and the Straits of the cretan Arc (March 1994 - January 1995), Progress in Oceanography, 44, 625-649

Grall, J. y L. Chauvaud (2002). Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. Global Change Biology, 8(9), 813-830.

Grasshoff, K., y M. Ehrhardt (1983). Automated chemical analysis. Methods of seawater analysis. Verlag, 263-289.

Hemminga, M. A., C. M. Duarte, (2000). Light, carbon and nutrients. Seagrass Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 99e145.

Hernández-Terrones, L., M. Rebolledo-Vieyra, M. Merino-Ibarra, M. Soto, A. Le-Cossec y E. Monroy-Ríos (2011). Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): Baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution, 218(1-4), 517-528.

Ignatiades L. (1976) The standing stock of diatoms and dinoflagellates in the oligotrophic waters of Southern Aegean Sea, Int. Rev. Gesamten Hydrobiology, 61, 193-199.

Ignatiades L., D. Georgooulos y M. Karydis (1995) Description of a phytoplanktonic community of the oligotrophic waters of SE Aegean Sea (Mediterranean), P.S.Z.I. Marine Ecology, 16, 13-26.

Ignatiades L., M. Karydis y P. Vounatsou (1992) A possible method for evaluating Oligotrophy and Eutrophication based on nutrient concentrations, Marine Pollution Bulletin, 24(5), 238-243.

Kimor B. y E.J.F Wood (1975) A plankton study in the Eastern Mediterranean, Marine Biology, 29, 321-333.

Koch, M. S., R. E. Benz y D. T. Rudnick (2001). Solid-phase phosphorus pools in highly organic carbonate sediments of northeastern Florida Bay.Estuarine, Coastal and Shelf Science, 52(2), 279-291.

Krom, M. D., N. Kress, S. Brenner, y L. I. Gordon (1991). Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea. Limnology and Oceanography, 36(3), 424-432.

Lapointe, B. E., J. D. O'Connell y G. S. Garrett (1990). Nutrient coupling between on-site sewage disposal systems, groundwaters, and nearshore surface waters of the Florida keys. Biogeochemistry, 10(3), 289–307.

Lee, K.S., K. H. Dunton, (1999). Inorganic nitrogen acquisition in the seagrass *Thalassia testudinum*: development of a whole plant budget. Limnology and Oceanography 44, 1204e1215.

Merino, M. (1997). Upwelling on the Yucatan Shelf: hydrographic evidence. Journal of Marine Systems, 13(1), 101-121.

Mutchler, T., K. H., Dunton, A. Townsend-Small, S. Fredriksen y M. K. Rasser (2007). Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 74(3), 449-457.

Null, K. A., K. L. Knee, E. D. Crook, N. R. de Sieyes, M. Rebolledo-Vieyra, L. Hernández-Terrones y A. Paytan (2014). Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. Continental Shelf Research, 77, 38-50.

Piriou J. Y. y A. Menesguen (1992) Environmental factors controlling the *Ulva spp*. Blooms in Brittany (France). In: Proceedings of the 25th European Marine Biology Symposium (eds Colombo G, Ferrari I, Ceccherelli VU, Rossi R), pp. 111-116. Olsen & Olsen, Fredendsbog.

Redfield, A. C. (1963). The influence of organisms on the composition of sea-water. The sea, 26-77.

Rodríguez Juárez, L. A. (2011). δ15N en *Thalassia testudinum* como indicador de impacto antropogénico en la región costera de Mahahual, Quintana Roo, México (Masters dissertation).

Schramm, W. (1999) Factors influencing seaweeds response to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. Journal of Applied Phycology, 11, 69-78.

Smith, V. H., G. D. Tilman, y J. C. Nekola (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental pollution, 100(1), 179-196.

Souvermezoglou E., E. Krasakopoulou y A. Pavlidou (1999) Temporal variability in oxygen and nutrient concentrations in the Southern Aegean and the Straits of the Cretan Arc, Progress in Oceanography, 44, 573-600.

Strickland, J. D., y T. R. Parsons (1972). A practical handbook of seawater analysis.

Stumm, W., y J. J. Morgan (1981). Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Wiley.

Zimmerman, C. F., J. R. Montgomery y P. R. Carlson (1985). Variability of dissolved reactive phosphate flux rates in nearshore estuarine sediments: Effects of groundwater flow. Estuaries, 8, 228–236.

Capítulo III: ANÁLISIS ELEMENTALES EN *THALASSIA TESTUDINUM*

INTRODUCCIÓN

Cuando los cambios en la concentración de nutrientes de los cuerpos acuáticos se vuelven permanentes, producen cambios en las concentraciones elementales de los productores primarios marinos ya que la proporción de la composición química de éstos varía dependiendo de las condiciones nutricionales del medio (Atkinson y Smith, 1983; Duarte, 1990). Se sabe que la relación estequiométrica carbono:nitrógeno:fósforo (C:N:P) de los organismos fitoplanctónicos es relativamente constante en una proporción de 106:16:1 (Redfield, 1958). El cuadro 3.1 muestra una comparación entre las proporciones elementales de la composición del fitoplancton con el nivel promedio de nutrientes presentes en agua marina. En las aguas oceánicas el nitrógeno, el fósforo y el sílice se encuentran en cantidades similares o menores a aquellas encontradas en el fitoplancton, por lo tanto, son los elementos que generalmente juegan un papel importante en la limitación de su crecimiento.

Cuadro 3. 1: Composición elemental relativa de algas comparada con la composición elemental relativa del promedio de aguas oceánicas, normalizado a P total disuelto (base molar). Modificada de Hecky y Kilham (1988).

Elemento	Algas	Océano
C	102	1,000
N	11.1	13
Si	96	43
K	1.3	4,434
P	1.0	1.0
S	0.5	12,000

Las desviaciones de la proporción N:P “Redfield” (16:1) generalmente se usan para inferir la limitación de nutrientes para el fitoplancton. Así, el fitoplancton limitado por fósforo generalmente tendrá proporciones más altas de 16:1 mientras que en las poblaciones limitadas por nitrógeno las proporciones serán menores a 16:1 (Atkinson y Smith, 1983). Goldman et al. (1979) concluyeron que los organismos con una composición cercana a la proporción “Redfield” estarían creciendo a sus tasas máximas.

De la misma manera, se han reportado proporciones elementales para macroalgas (550:30:1) y para pastos marinos (474:24:1) los cuales son más elevados que los

reportados para organismos fitoplanctónicos (106:16:1, Redfield, 1958; Atkinson y Smith, 1983; Duarte, 1990).

Para los pastos marinos, la variabilidad del contenido de carbono en las hojas es muy baja comparada con la variabilidad del contenido de nitrógeno y fósforo. Esto sucede porque la mayoría del carbono es utilizado en componentes estructurales del organismo (Atkinson y Smith, 1984; Duarte, 1990), que se ven relativamente poco afectados por el estatus nutricional de la planta (Duarte 1990). Esta baja variabilidad de carbono en tejido de pastos también sugiere que la limitación de carbono es rara en los océanos en comparación con la del nitrógeno y fosforo (Duarte, 1990). Así pues, la limitación por nitrógeno y fósforo de la biomasa de los pastos marinos y algas se ha reportado frecuentemente (Short et al., 1985; Short, 1987; Powell et al., 1989; Perez et al., 1991).

Para la mayoría de los ecosistemas costeros y estuarinos, el nitrógeno es el elemento limitante y el principal responsable de los efectos de la eutrofización (Howarth, 1988; Nixon *et al*., 1996). Sin embargo, Elser *et al.* (2007) encontraron que a pesar de la gran importancia del efecto que tiene sólo el enriquecimiento de nitrógeno en ecosistemas costeros, la limitación por fósforo también es importante. Por ejemplo, en los sistemas con sedimentos carbonatados, el fósforo es el principal elemento limitante debido a la interacción que tiene con el sedimento, donde queda atrapado (Fourqurean et al., 1993) y por lo tanto, no disponible para los autótrofos.

Debido a esto, los análisis elementales en los productores primarios bentónicos constituyen un buen modelo para evaluar los cambios en los niveles de nutrientes bajo los cuales estos organismos se desarrollan (Carruthers et al, 2005; Krause-Jensen et al., 2005).

De la misma manera, las mediciones de la concentración del isótopo estable de nitrógeno ($\delta^{15}N$) en el tejido de plantas marinas bentónicas ha sido utilizada ampliamente como una herramienta eficiente para inferir la posible contaminación de origen antropogénico (Yamamuro et al., 2003; 2005; Carruthers et al, 2005; Schubert et al., 2013).

Los isótopos son formas de un mismo elemento que contienen diferentes números de neutrones en su núcleo. Esta característica hace que tengan diferentes masas, lo cual les confiere distintas tasas de reacción. Los isótopos más ligeros reaccionan más rápido que los pesados resultando en un cambio de proporciones entre los isótopos ligeros y pesados en los distintos reservorios (Kendall y Caldwell, 1998). Este proceso conlleva a tener rangos definidos en las proporciones de $^{15}N/^{14}N$ en los diferentes procesos

biogeoquímicos, de tal manera que podemos identificar un rango de valores de concentraciones de $\delta^{15}N$ con ciertos procesos ecológicos o biogeoquímicos (Kendall y Caldwell, 1998). Por ejemplo, las aguas de desecho humano generalmente tienen valores altos de $\delta^{15}N$, entre 5-9‰ en aguas no tratadas y entre 10-22‰ en aguas tratadas (McClelland et al., 1997; McClelland y Valiela, 1998).

La detección del incremento de nutrientes y de la contaminación de aguas de uso humano es difícil en zonas costeras debido a la rápida dilución de éstos por las corrientes costeras. Sin embargo, los productores primarios asimilan rápidamente estos nutrientes incorporándolos en sus tejidos (Fry, 2006). Como resultado, los niveles de N, P y $\delta^{15}N$ en los pastos marinos o las algas, son útiles para identificar el incremento de nutrientes que pudiera resultar en cambios dañinos para la estructura de las poblaciones y comunidades costeras.

Como ya se mencionó en la introducción de este trabajo, en el Caribe Mexicano se han reportado valores de contenidos elementales así como isotópicos (Carruthers et al., 2005; Baker et al., 2010; Sanchez et al., 2013) los cuales se asocian a la posible contaminación de algunas zonas costeras con aguas residuales, las cuales, generalmente aportan cantidades importantes de nutrientes y pueden ser causantes del deterioro ecosistémico. Por lo tanto, para establecer el nivel de impacto urbano en los ecosistemas costeros, el propósito de este capítulo fue establecer la diferencia en los contenidos elementales e isotópicos en el tejido de *T. testudinum* entre la región Norte (no urbana) y Central (urbana).

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante el mes de Julio del 2015 se realizaron dos transectos perpendiculares a la costa de 200 metros cada uno, uno en la región Norte (NC) y el otro en la región Central (PN) (Figura 3.1). Se tomaron 11 muestras de núcleos a lo largo de los 200 metros (Figura 3.2) para colectar muestras de *T. testudinum*. Las muestras se almacenaron a -80 °C hasta su análisis en laboratorio.

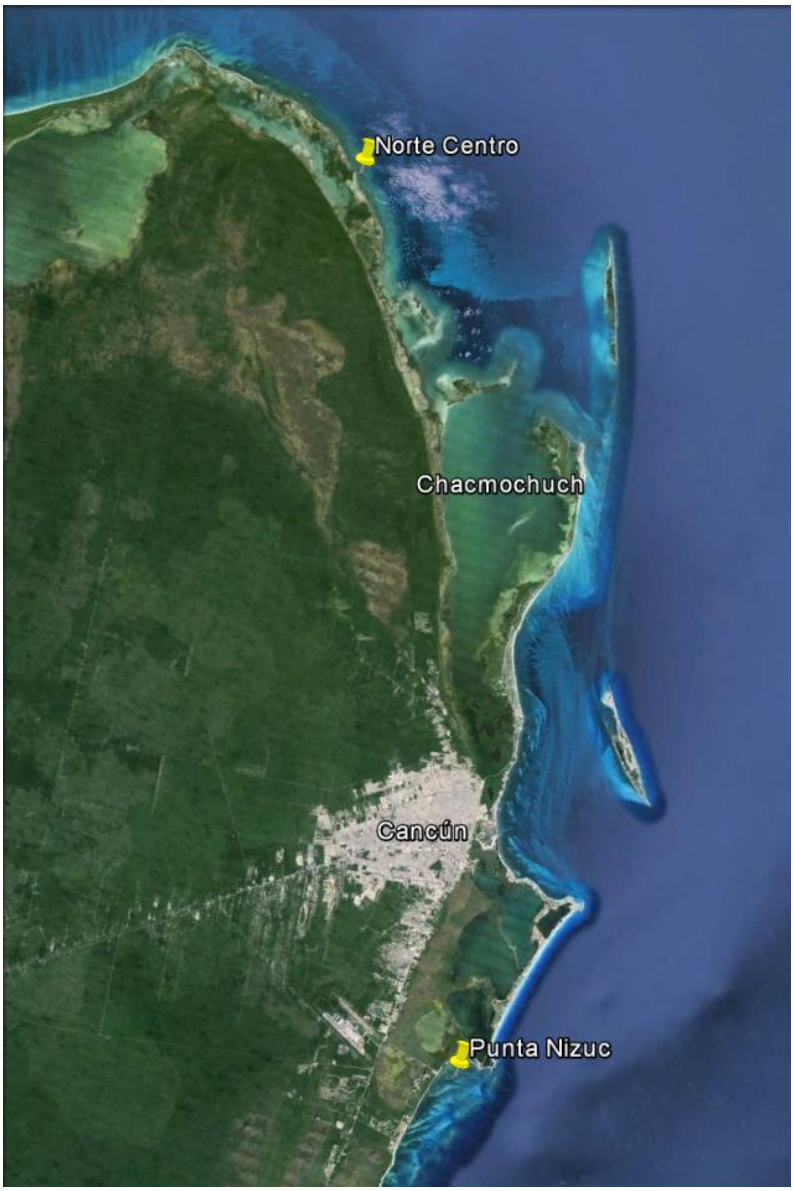


Figura 3. 1: Sitios de muestreo para análisis isotópicos a lo largo de la costa norte de Quintana Roo.

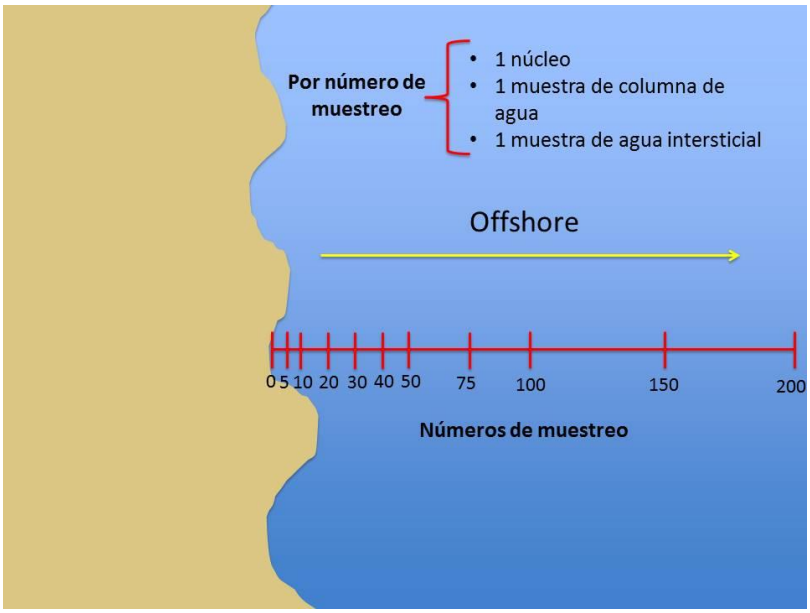


Figura 3. 2 Diagrama para la colecta de muestras para análisis isotópicos por sitio.

Para el análisis de muestras de pastos, estas se descongelaron, se separó la biomasa foliar y subterránea de *Thalassia testudinum*. Las muestras de biomasa foliar se limpiaron de sedimento y organismos epífitos con HCl al 5%, y junto con la biomasa subterránea se secaron a 60°C durante 48 hrs. Posteriormente las biomasas foliar y subterránea fueron molidas y empacadas (3 mg) en cápsulas de estaño. La composición elemental e isotópica de nitrógeno y carbono se determinó por medio de combustión Dumas utilizando un autoanalizador elemental Carlo Erba 1108 en conjunto con un espectrómetro de masas ThermoFinnigan Delta Plus XP. Valores delta fueron calculados relativos a valores atmosféricos en partes por mil usando la siguiente expresión:

$$\delta^{15}N = [(R_{muestra}/R_{referencia}) -1] \times 10^3,$$

Donde R es la proporción $^{15}N/^{14}N$ y la referencia estándar el N_2 atmosférico. Se obtuvo una precisión analítica de 0.2 por mil para $\delta^{15}N$.

El fósforo orgánico se extrajo de tejido calcinado de *T. testudinum* utilizando 1M HCl. El proceso de digestión se llevó a cabo durante aproximadamente 18 horas. Posteriormente, las muestras fueron filtradas en filtros de 0.2 µm para separar completamente la ceniza.

La concentración de fosfato se determinó utilizando el método colorimétrico descrito por Aspila et al. (1976).

Para comparar los datos entre sitios y entre tipos de tejidos se realizaron análisis estadísticos no paramétricos (Prueba de Mann-Whitney). Se utilizó como valor de significancia un α=0.05, para todos los análisis estadísticos.

RESULTADOS

1. Comparaciones entre sitios y tipos de tejido:

No se encontraron diferencias significativas en los contenidos elementales de los tejidos de la Biomasa Foliar (BF) y la Biomasa Subterránea (BS) entre sitios, con excepción de la relación C:P en la BF, la cual fue significativamente más alta en la región Central (PN) (p=0.035); y de los valores δ^{15}N para ambos tipos de tejido (p<0.05) (Cuadro 3.2) resultando mayor en la región Norte (NC) (BF: 2.1 ± 1.4 ‰ y BS: 0.8 ± 1.2 ‰, respectivamente, Figura 3.3).

Cuadro 3. 2 Valores de *p* para la prueba estadística de Mann-Whitney en el que se comparan los contenidos elementales en los tejido foliar y subterráneo entre los sitios NC y PN (α=0.05). En rojo se resaltan los valores significativos.

Sitio/Variable	%C	%N	%P	C:P	C:N	N:P	^{15}N(‰)
BF	0.136	0.779	0.117	<0.05	0.800	0.097	<0.001
BS	0.084	0.116	0.176	0.354	0.082	0.787	<0.001

Respecto a las comparaciones entre los tipos de tejido de cada sitio (Cuadro 3.3), se encontraron diferencias significativas en todas las variables (p<0.05), con excepción de %P en PN y C:P en ambos sitios (Cuadro 3.3).

Cuadro 3. 3 Valores p para el análisis no paramétrico Mann-Whitney comparando BF vs BS en cada sitio. En rojo se resaltan los valores significativos.

Sitio/Variable	%C	%N	%P	C:P	C:N	N:P	^{15}N(‰)
NC	<0.001	<0.001	<0.01	0.066	<0.001	<0.05	<0.01
PN	<0.001	<0.001	0.168	0.965	<0.001	<0.05	<0.01

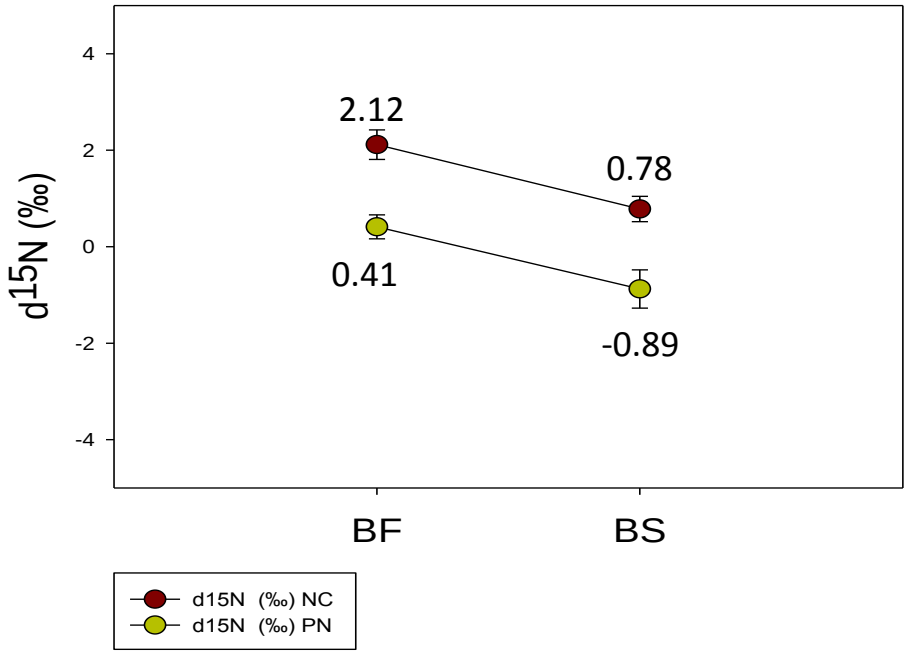


Figura 3. 3 : Valores medios por tipo de biomasa y por sitio para $\delta^{15}N$ (‰).

2. Relación entre contenidos elementales e isotópicos contra distancia:

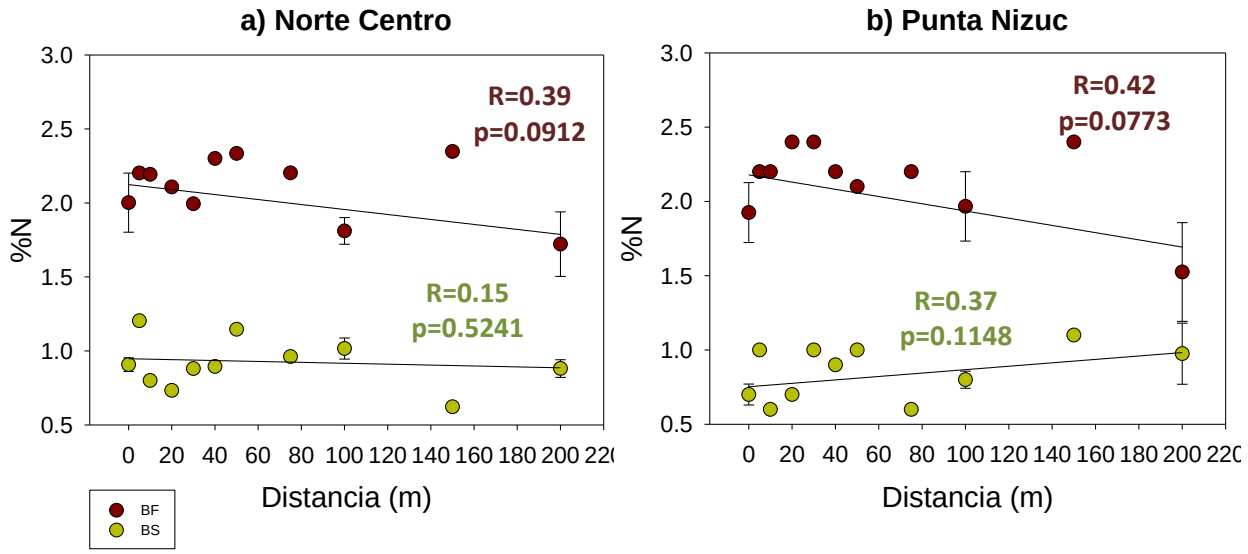
2.1 Variabilidad de los contenidos elementales de N y P con la distancia de la costa

En la Figura 3.4a y b se presenta la variabilidad del %N en la BF de *T. testudinum* en NC y PN. Aun cuando se observó un ligero decremento en esta variable con la distancia en ambos sitios, el análisis de regresión no resultó significativo en ningún caso (NC: p=0.0912 y PN: p=0.0773). Por otro lado, la BS de NC disminuyó ligeramente con la distancia a diferencia de PN que aumenta, aunque en ningún caso el modelo de regresión fue significativo (p=0.5241, p=0.1148 respectivamente) (Figura 3.4).

El comportamiento del %P en la BF y en la BS presentó fluctuaciones de disminución e incremento contra la distancia en ambos sitios. Aunque se observó una tendencia a disminuir rápidamente en los primeros 40-60 m, a partir de esta distancia los valores

vuelven a aumentar gradualmente (Figura 3.5). El modelo de regresión no resultó significativo para ningún tipo biomasa ni en NC ni en PN (p>0.05)

Figura 3. 4: Valores del contenido de nitrógeno en *T. testudinum* a lo largo de los primeros 200 metros lejos de la costa. Para los metros 0, 100 y 200, n=4.



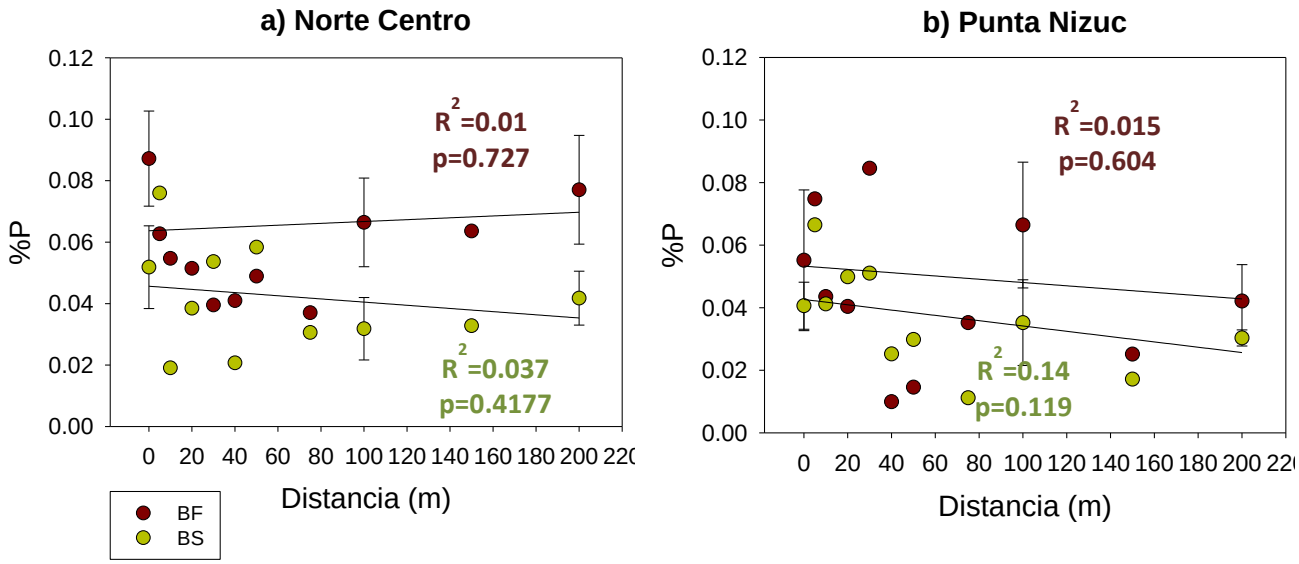


Figura 3. 5: Valores del contenido de fosfato en *T. testudinum* a lo largo de los primeros 200 metros lejos de la costa. Para los metros 0, 100 y 200, n=4.

2.2 Variabilidad del contenido de $\delta^{15}N$ con la distancia

Los valores isotópicos de $\delta^{15}N$ contra la distancia muestran patrones distintos para cada sitio. En NC, la BF presentó un gradiente positivo (Figura 3.6 a). Por el contrario, en PN, los valores de $\delta^{15}N$ disminuyeron con la distancia lejos de la costa (Figura 3.6b). Los valores *p* para el modelo de regresión resultaron significativos ($p<0.05$) en todos los casos con excepción de la BS en NC ($p=0.076$).

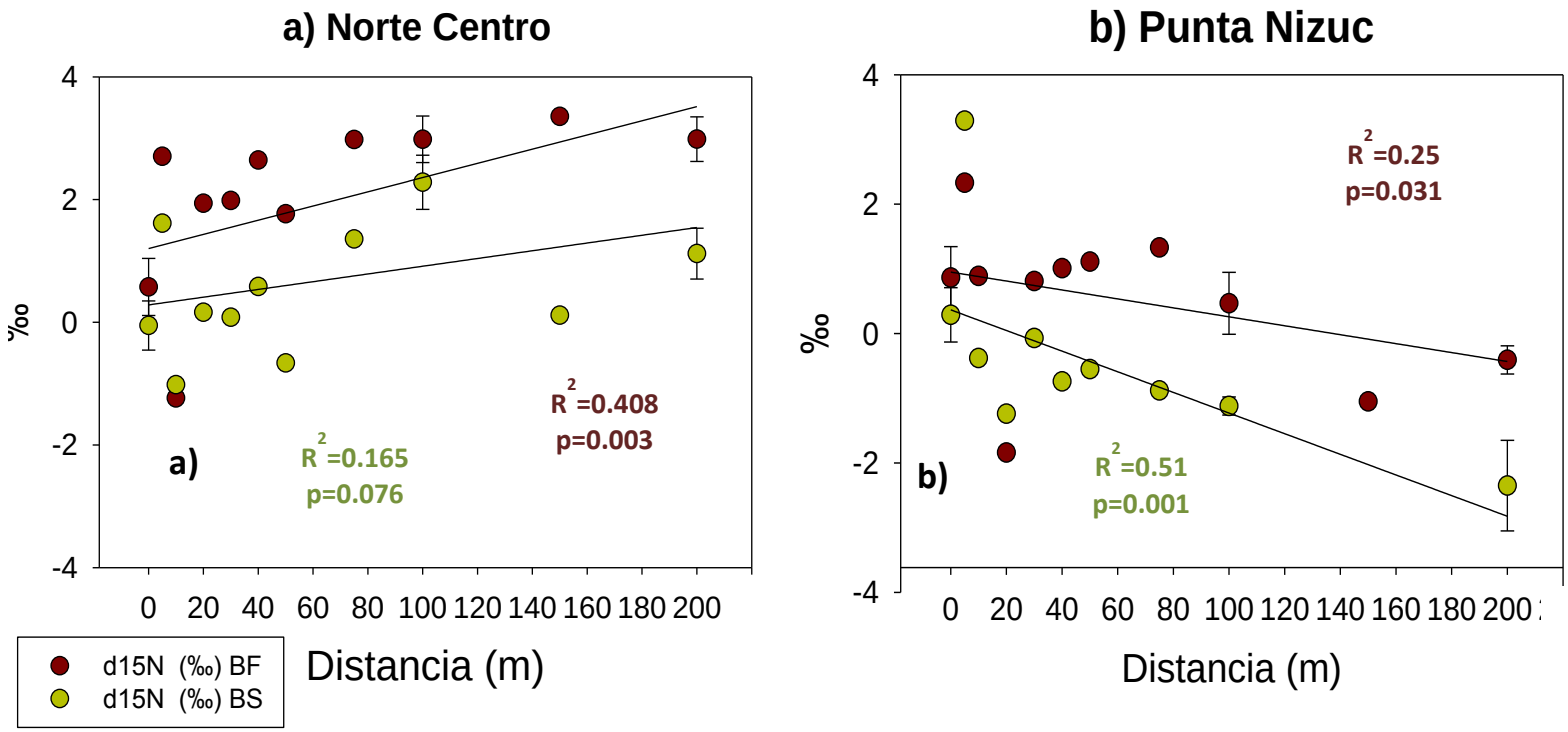


Figura 3. 6: Valores del contenido de $\delta^{15}N$ en *T. testudinum* a lo largo de los primeros 200 metros lejos de la costa. Para los metros 0, 100 y 200, n=4.

3. *Relación de contenidos elementales e isotópicos en biomasa foliar y biomasa subterránea:*

Para determinar la relación de los contenidos elementales y valores isotópicos entre la BF y BS se realizó un análisis de regresión lineal. Los resultados indican que sólo para $\delta^{15}N$ en NC y PN, y %P en PN la regresión lineal es significativa (Figura 3.7). Los valores de significancia para la bondad de ajuste de los valores de $\delta^{15}N$ fueron p=0.0015 y p=0.0023 para NC y PN respectivamente; y de p=0.002 en %P, para PN.

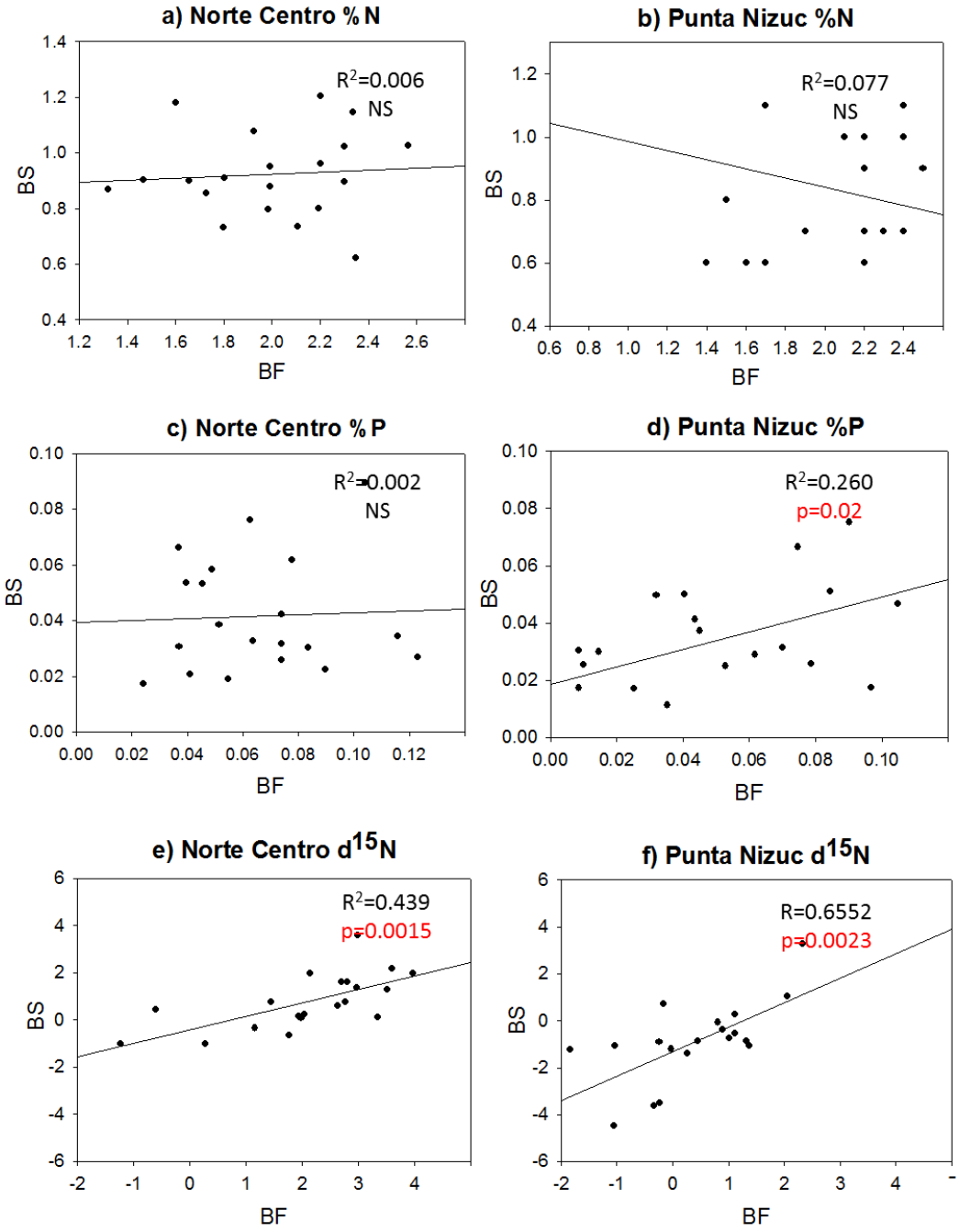


Figura 3. 7 Regresiones lineales para la relación BF contra BS para cada variable por sitio.

4. Análisis del estado nutricional de Thalassia testudinum :

La relación entre el contenido de nutrientes contra la razón carbono:nutriente se presenta en la Figura 3.8. Los datos presentaron un gradiente negativo. El comportamiento de la relación C:N contra %N siguió un patrón bien definido caracterizado por un decremento rápido de C:N a valores bajos (0.5-1) de %N seguido de un decremento leve en porcentajes >1 %N. En la primera situación se agruparon los valores correspondientes a la biomasa subterránea de ambos sitios, mientras que en el segundo caso se localizaron los valores de la biomasa foliar (Figura 3.8 a). En el caso de la variación de C:P respecto al %P se observó el mismo patrón pero con mayor dispersión de los datos y con una menor diferenciación entre el comportamiento del tejido foliar y el subterráneo. La biomasa subterránea se agrupó en los valores altos de C:N y bajos de %N sugiriendo limitación por nitrógeno. La biomasa foliar se agrupó con los valores más bajos de C:N y más altos de contenido de nitrógeno sugiriendo limitación por otro factor diferente al nitrógeno. El punto de inflexión en la tasa de cambio C:N y C:P se ubicó cerca de la mediana de los datos:1.25 para %N y 0.05 para %P.

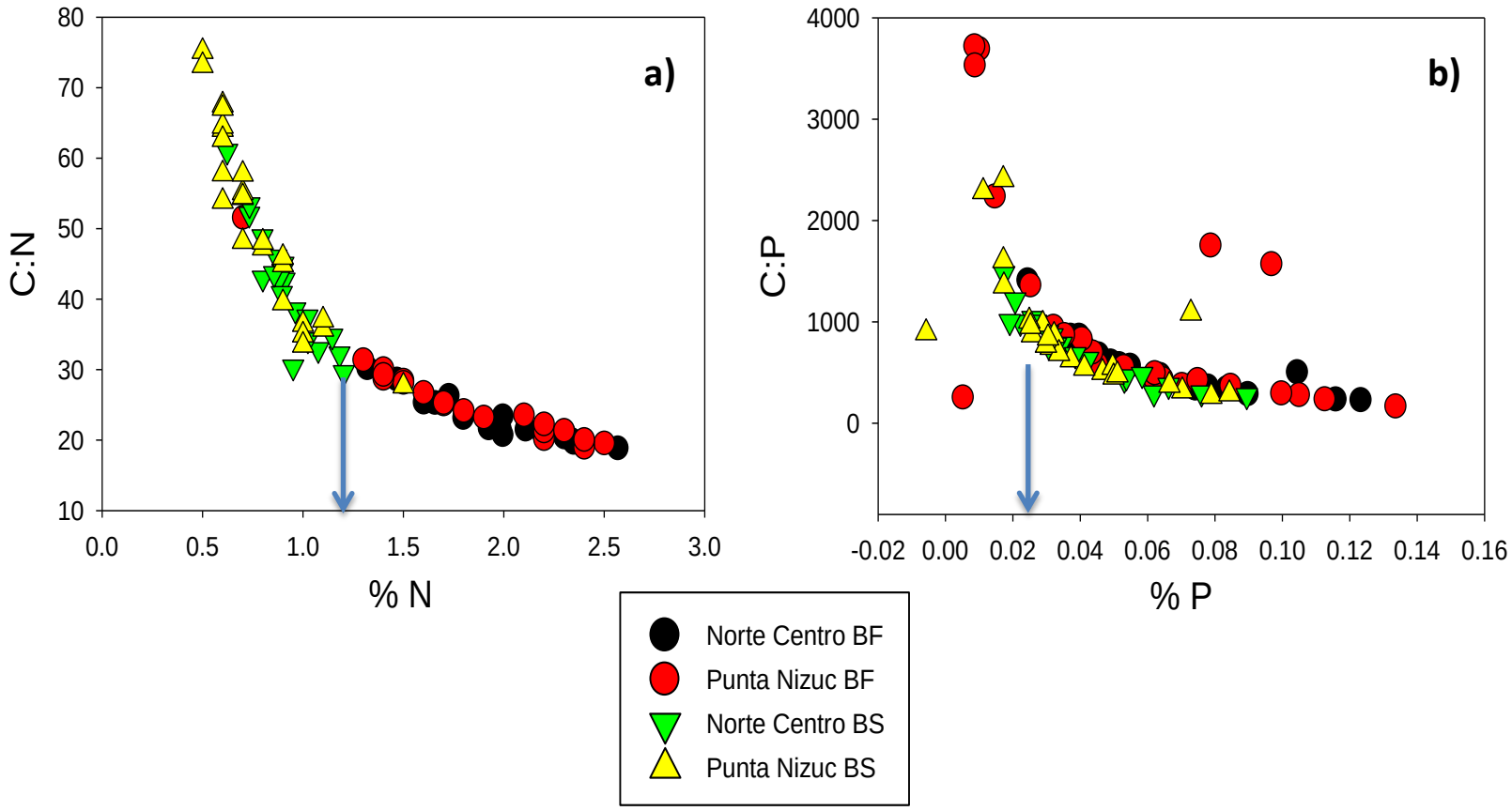


Figura 3. 8 Relación entre C:N con %N a) y C:P con %P b).

5. Relación %N y $\delta^{15}N$

En la Figura 3.9 se muestran regresiones lineales para los valores de %N *vs* $\delta^{15}N$. Se observa que los datos de BF en ambos sitios se agrupan en los valores bajos de %N y $\delta^{15}N$. De manera contraria, la BF se encuentra con los valores más altos de ambas variables. Los valores *p* para el modelo de regresión indican valores significativos para ambos sitios ($p<0.05$). Sin embargo, la pendiente en NC es mayor (m=87) a la pendiente obtenida para PN (m=76).

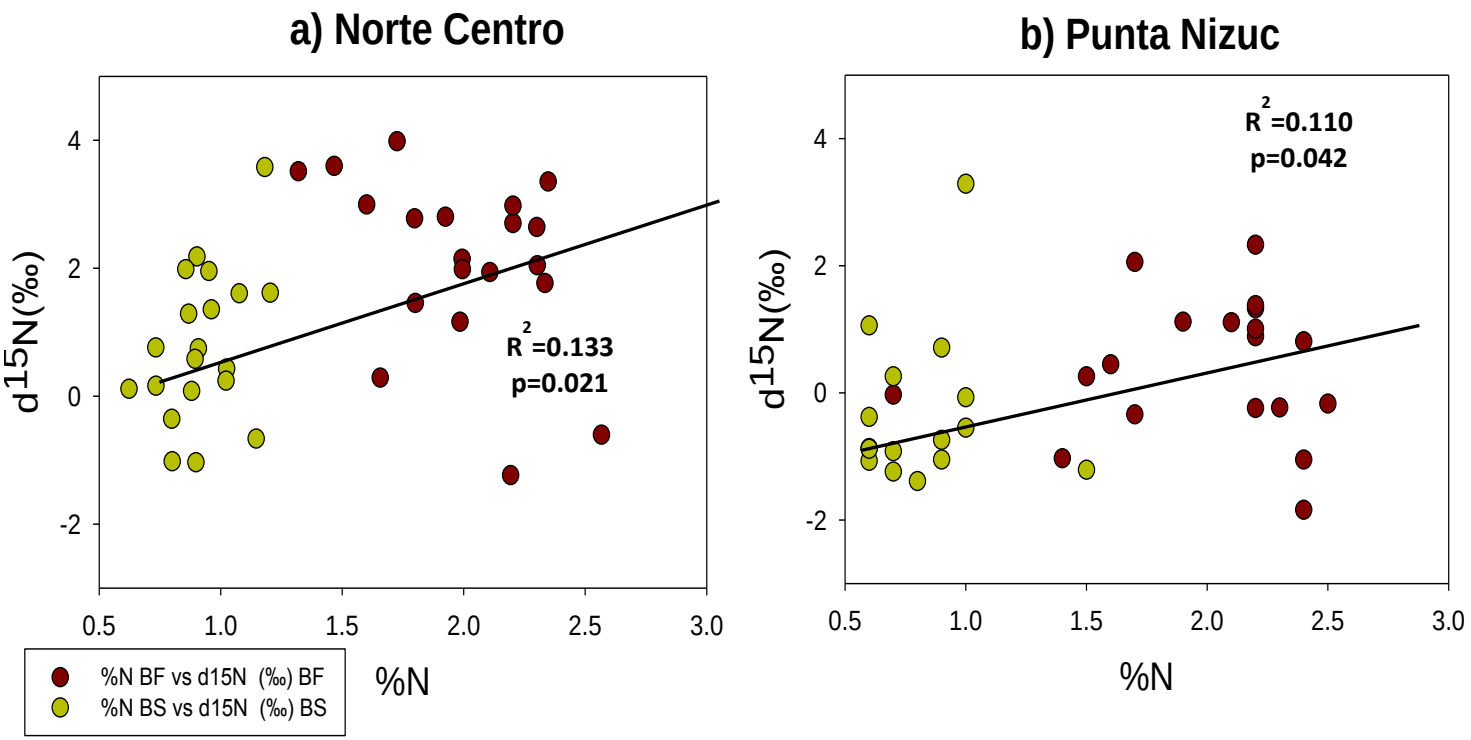


Figura 3. 9 Regresión lineal para la relación %N con $\delta^{15}N$ para cada sitio

DISCUSIÓN:

Las diferencias elementales encontradas en este estudio corresponden al tipo de tejido de *T. testudinum* (BF *vs* BF) independientemente del sitio de colecta, lo cual contrasta con la hipótesis de trabajo que postulaba encontrar diferencias entre la región urbana (PN) y no urbana (NC). De lo anterior se infiere que las diferencias elementales encontradas en este estudio no obedecen a la disponibilidad de nutrientes en el medio, sino a procesos metabólicos de la planta (como lo son la especialización de asimilación de nutrientes en los diferentes tejidos, la distribución de nutrientes en la planta, etc.), es decir, no a diferencias en los niveles nutricionales a los que está expuesta *Thalassia* en cada sitio, pues al parecer, no hay condiciones limitantes de nutrientes, lo que tal vez podría hablar de una condición generalizada de exceso en ambas zonas.

El contenido de $\delta^{15}N$ fue la única variable cuyas diferencias fueron significativas entre sitios en los dos tipos de tejido de *T. testudinum*. Este valor fue más alto en el sitio sin presencia urbana (NC) (media de 2.1 ± 1.4 ‰). De hecho, el máximo valor encontrando en este trabajo se ubicó a 200 m de la costa en NC (3.98 ‰). Estos resultados, por un lado contradicen la hipótesis de que se esperan encontrar los valores más altos de $\delta^{15}N$ en sitios urbanizados, y por otro lado, se comporta de manera contraria a lo esperado en un sistema costero, donde el agua continental, aparentemente más rica $\delta^{15}N$ se mezcla con agua oceánica con bajos niveles en $\delta^{15}N$ formando un patrón de disminución del isótopo pesado conforme la distancia de la costa aumenta.

Se identificó un gradiente negativo del %N del tejido foliar de *T. testudinum* con la distancia en los primeros 200 m en ambos sitios (Figura 3.4), lo cual es un comportamiento esperado debido a una mayor carga de nutrientes continentales en la costa, los cuales se diluyen conforme se mezclan con el agua oceánica, patrón que se espera ver reflejado en el contenido de nitrógeno de la planta. Sin embargo, los análisis de regresión no muestran significancia para ninguno de los sitos. Es probable que la variación encontrada en el comportamiento del contenido de nitrógeno sea muy alta en los primeros 200 m, de tal forma que los valores reflejen más la variabilidad natural en el contenido de nitrógeno que los cambios ambientales de concentración de nutrientes a los que está sujeta la especie, ya que con excepción de las muestras colectadas a 0, 100 y 200 m, en donde se tomaron 4 réplicas, en las cuales se aprecia un error estándar alto, para los demás puntos sólo se procesó una muestra. Esto podría explicar la alta variabilidad observada y la falta de significancia de esta tendencia.

En el cuadro 3.4 se puede observar que, en general, los valores de contenido de nitrógeno obtenidos en esta investigación son similares a aquellos reportados por Carruthers et al. (2005) mientras que el contenido de fósforo es similar al de Mutchler et al. (2007). Sin embargo, por el simple hecho del aumento poblacional observado desde la publicación de estos trabajos, en esta investigación se esperaría observar un incremento en las concentraciones de nutrientes de origen continental que tuvieran como consecuencia el incremento del nivel de nutrientes en el tejido de *Thalassia*. No obstante, es necesario hacer notar que la alta variabilidad observada en los diferentes estudios, tanto en contenidos elementales como isotópicos, tiene que ver, posiblemente, con la complejidad intrínseca del ecosistema costero en la región y de varios factores diferentes que estén afectando localmente el contenido de nutrientes en los tejidos de la planta

Cuadro 3. 4 Comparación de los contenidos de nutrientes en pastos marinos en este estudio con los datos presentados por Duarte, 1990 y Carruthers et al., 2005. Tanto este estudio como el de Carruthers et al. presentan información sólo de *Thalassia testudinum* mientras que Duarte (1990) presentó una colección de datos de diversas especies de pastos marinos alrededor del mundo. Los valores obtenidos en este trabajo y por Duarte (1990) representan el valor medio, mientras que el %N y %P representan las medianas de los datos. Carruthers et al. (2005) presentan las medias de los datos obtenidos.

	Duarte, 1990		Carruthers et al., 2005		Mutchler et al., 2007		Mutchler et al., 2010		Sanchez et al., 2013				Este estudio	
Sitio	Todo el mundo	DE	Puerto Morelos	DE	Akumal	DE	Akumal	DE	Puerto Morelos	DE	Cancún	DE	Norte Q.R.	DE
%C	34	0.3	35.25	0.7	32	2	30.9	1.5					38.2	2.6
%N	1.82		1.8	0.1	1	0.3	2.2	0.4	2.35-2.38		2.54		1.9	0.4
%P	0.2		0.13	0	0.06	0.01	0.12	0					0.06	0
C:P	474		740		1336		462	9					842	
N:P	24		32		47	6							36.6	

Los resultados obtenidos en esta investigación no avalan la hipótesis de trabajo basada en diferencias entre zonas. Entre las posibles explicaciones se pueden citar las siguientes:

1) Los valores mayores de $\delta^{15}N$ obtenidos en el sitio Norte se deben a cambios en el tipo de agua en ese sitio. El cambio en NC aumentó, contrariamente a lo que se esperaría de acuerdo al patrón de dilución del agua continental (niveles de $\delta^{15}N$ más altos) con el agua oceánica (niveles de $\delta^{15}N$ más bajos), como fue el caso en PN (Figura 3.6).

Con base a lo anterior, se puede especular que un sitio podría no representar con fidelidad toda la zona, sobre todo porque se ha documentado la existencia de descargas

puntales en diferentes sitios a lo largo de la costa (Carruthers et al., 2005; Aranda-Cirerol et al., 2006; Hernández-Terrones et al., 2011). Podría ser el caso que una descarga de agua puntual situada a aproximadamente 200 m de la costa en el sito NC pudiera contener valores de $\delta^{15}N$ más elevados a los oceánicos y por lo tanto explicaría los valores de hasta 3.8 ‰ medidos a esa distancia.

En el sitio Central (PN), los valores isotópicos son mucho menores a aquellos encontrados en NC (0.4 ± 1.1 DE ‰), lo cual es inconsistente con la línea de tiempo de valores de $\delta^{15}N$ reportados anteriormente (Sanchez et al., 2013), en donde esta variable tomó valores de 1.7 a 6.9 ‰ para la región de Puerto Morelos y Cancún (Gallegos et al., 1993).

2) Efecto del sargazo en la zona de estudio. Durante el periodo de muestreo (2015), se presentó un evento masivo de arribazón de sargazo en las costas del Caribe el cual podría haber influenciado las fuentes nutricionales que afectaron la VAS en ese momento. La llegada de sargazo flotante (*Sargassum spp.*) en las costas del Caribe pertenece al ciclo normal de procesos biológicos mediados por corrientes oceánicas. Sin embargo, en los años 2011, 2014 y 2015, se incrementó la cantidad de biomasa de este género depositada en las costas del Caribe (Doyle y Franks, 2015). Aunque todavía no hay certeza, se atribuye el incremento de la biomasa de sargazo al incremento de temperatura global y la disminución de vientos, lo cual influye en las corrientes oceánicas (Doyle y Franks, 2015).

La acumulación y eventual descomposición de cantidades masivas de esta macroalga pudieron liberar al ambiente cantidades importante de nutrientes potencialmente útiles para los productores primarios, lo cual pudo ocultar la señal de los aportes continentales a los pastos marinos.

El contenido de $\delta^{15}N$ para *Sargassum spp* fue de -1.5 ± 0.7 ‰ (Cuadro 3.5). Si el sargazo en descomposición representó una fuente significativa de nutrientes para la comunidad de VAS durante la temporada de muestreo, entonces los valores bajos de $\delta^{15}N$ encontrados en el sargazo explicarían a su vez la baja concentración detectada de este isótopo en *T. testudinum*. Sin embargo, esta hipótesis tendría que ser demostrada con un estudio más robusto.

Cuadro 3. 5: Contenido isotópico para *Sargassum spp.* flotantes colectadas dentro de la laguna arrecifal en Puerto Morelos en Julio 2015 (n=4).

	Sargazo	
	Media	**DE**
d15N (‰)	-1.5	0.7
d13C (‰)	-18.3	1.2

Los análisis de regresión lineal entre los cambios en la BF *vs* la BS indican que existe una fuerte relación entre el incremento de δ^{15}N en ambas biomasas. Este resultado, confirma que, como se muestra en la Figura 3.6, los cambios en los valores de δ^{15}N en la columna de agua (BF) se dan a la par con los cambios en el intersticio (BF) conforme el ambiente se enriquece o se agota de este isótopo.

La Figura 3.9 muestra la relación entre el %N y el δ^{15}N en la BF y BS de *T. testudinum.* Se esperaría que si los pastos están expuestos a alguna fuente enriquecida de δ^{15}N, la tendencia de esta relación sea el incremento del isótopo pesado de nitrógeno conforme aumenta el contenido de nitrógeno, como es el caso en ambos sitios. Sin embargo, el valor menor de la pendiente en PN puede deberse a la influencia del aporte de nutrientes provenientes de la descomposición de sargazo, el cual, al estar aportando nitrógeno inorgánico bajo en concentraciones de ^{15}N disminuiría la pendiente de esta relación. El posible aporte de nutrientes del sargazo, anudado al menor tiempo de residencia de agua en PN, pueden estar influyendo fuertemente en la dinámica del contenido de nitrógeno así como en las concentraciones de δ^{15}N en *T. testudinum*.

Las gráficas de contenido de nutriente (N o P) contra la razón carbono:nutriente, son útiles para analizar las respuestas al incremento de disponibilidad de nutrientes. Las plantas limitadas por algún nutriente deberían de presentar valores bajos de su contenido y altos de la razón carbono:nutriente (Duarte, 1990). Por lo tanto, conforme la disponibilidad de nutrientes aumenta, aumentará también en contenido de este en el tejido de la plata, a la misma vez que la razón disminuye (Duarte, 1990). Así, conforme, la planta satisface sus necesidades nutrimentales, la tasa de cambio entre C:N o C:P respecto al %N o %P y cambia de rápida a lenta, indicando entonces, exceso de nutriente y limitación por otro factor (Duarte, 1990).

En la Figura 3.8, se observan los patrones de cambios para los nutrientes N y P, en donde se nota claramente que la biomasa subterránea de ambos sitios está limitada por nitrógeno mientras que la biomasa foliar experimenta exceso de este nutriente.

La dinámica de fósforo en *T. testudinum* parece ser más compleja al no presentar patrón alguno ni por sitio ni por tipo de biomasa. Sin embargo, los valores bajos de %P en los tejidos indican limitación por fósforo en los individuos con valores menores a la mediana (0.06 %P) (Duarte, 1990).

REFERENCIAS

Aranda-Cirerol, N., J. A. Herrera-Silveira y F. A. Comín (2006). Nutrient water quality in a tropical coastal zone with groundwater discharge, northwest Yucatan, Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 68(3), 445-454.

Aspila, K. I., H. Agemian y A. S. Y. Chau (1976). A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate, in: Sediments.Analyst, 101(1200), 187-197.

Atkinson, M. J., y S. V. Smith (1983). C: N: P ratios of benthic marine plants. Limnology and Oceanography, 28(3), 568-574.

Baker, D. M., E. Jordán-Dahlgren, M. A. Maldonado y C. D. Harvell (2010). Sea fan corals provide a stable isotope baseline for assessing sewage pollution in the Mexican Caribbean. Limnology and Oceanography, 55(5), 2139-2149.

Carruthers, T. J. B., B. I. Van Tussenbroek y W. C. Dennison (2005). Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 64(2), 191-199.

Doyle, E. y J. Franks. 2015. Sargassum Fact Sheet. Gulf and Caribbean Fisheries Institute.

Duarte, C. M. (1990). Seagrass nutrient content. Marine ecology progress series. Oldendorf, 6(2), 201-207.

Elser, J. J., M. E. Bracken, E. E. Cleland, D. S. Gruner, W. S. Harpole, H. Hillebrand y J. E. Smith (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Ecology Letters, 10(12), 1135-1142.

Fourqurean, J.W., R. D. Jones y J. C. Zieman (1993). Process influencing water column nutrient characteristics and phosphorus limitation of phytoplankton biomass in Florida Bay, FL, USA: inferences from spatial distributions. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 36 (3), 295–314.

Fry, B. (2006) Landscape ecology and isotope maps, in: Stable Isotope Ecology. Springer Science Business Media LLC, New York, USA 50I51.

Hecky, R. E., y P. Kilham (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. Limnology and Oceanography, 33(4), 796-822.

Howarth, R. W. (1988). Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics, 89-110.

Kendall, C., y E. A. Caldwell (1998). Fundamentals of isotope geochemistry, in: Isotope tracers in catchment hydrology, 51-86.

Krause-Jensen, D., T. M. Greve y K. Nielsen (2005). Eelgrass as a bioindicator under the European Water Framework Directive. Water Resources Management, 19(1), 63-75.

McClelland, J. W., e I. Valiela (1998). Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. Limnology and Oceanography, 43(4), 577-585.

McClelland, J. W., I. Valiela y R. H. Michener (1997). Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. Limnology and Oceanography, 42(5), 930-937.

Mutchler, T., R. F. Mooney, S. Wallace, L. Podsim, S. Fredriksen y K. H. Dunton (2010). Origins and Fate of Inorganic Nitrogen from Land to Coastal Ocean on the Yucatan Peninsula, Mexico, in: Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change, M. J. Kennish y H. W. Pearl (ed), CRC Press. Estados Unidos. pp. 283-306.

Mutchler, T., K. H., Dunton, A. Townsend-Small, S. Fredriksen y M. K. Rasser (2007). Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 74(3), 449-457.

Nixon, S. W., J. W. Ammerman, L. P. Atkinson, V. M. Berounsky, G. Billen, W. C. Boicourt, W. R. Boynton, T. M. Church, D. M. Ditoro, R. Elmgren, J. H. Garber, A. E. Giblin, R. A. Jahnke, N. J. P. Owens, M. E. Q. Pilson y S. P. Seitzinger (1996). The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean.

Nitrogen cycling in the North Atlantic Ocean and its Watersheds (pp. 141-180). Springer Netherlands.

Redfield, A. C. (1963). The influence of organisms on the composition of sea-water, in: The composition of seawater. Comparative and descriptive oceanography. The sea*:* ideas and observations on progress in the study of the seas*,* Hill, M.N. (ed.) Interscience Publishers. New York. pp. 26-77

Pérez, M., J. Romero, C. M. Duarte y K. Sand-Jensen (1991). Phosphorus limitation of *Cymodocea nodosa* growth. Marine Biology, 109(1), 129-133.

Powell, G. V., J. W. Kenworthy y J. W. Fourqurean (1989). Experimental evidence for nutrient limitation of seagrass growth in a tropical estuary with restricted circulation. Bulletin of Marine Science, 44(1), 324-340.

Sánchez, A., M. C. Ortiz-Hernández, A. Talavera-Sáenz y S. Aguíñiga-García (2013). Stable nitrogen isotopes in the turtle grass Thalassia testudinum from the Mexican Caribbean: implications of anthropogenic development. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 135, 86-93.

Short, F. T. (1987). Effects of sediment nutrients on seagrasses: literature review and mesocosm experiment. Aquatic Botany, 27(1), 41-57.

Short, F. T., M. W. Davis, R. A. Gibson y C. F. Zimmermann (1985). Evidence for phosphorus limitation in carbonate sediments of the seagrass *Syringodium filiforme*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 20(4), 419-430.

Schubert, P. R., R. Karez, T. B. Reusch y J. Dierking (2013). Isotopic signatures of eelgrass (*Zostera marina L*.) as bioindicator of anthropogenic nutrient input in the western Baltic Sea. Marine Pollution Bulletin, 72(1), 64-70.

Yamamuro, M., H. Kayanne y H. Yamano (2003). δ15N of seagrass leaves for monitoring anthropogenic nutrient increases in coral reef ecosystems. Marine Pollution Bulletin, 46(4), 452-458.

Yamamuro, M., y Y. Kanai (2005). A 200-year record of natural and anthropogenic changes in water quality from coastal lagoon sediments of Lake Shinji, Japan. Chemical Geology, 218(1), 51-61.

Capítulo IV: DISCUSIÓN GENERAL

La degradación de la zona costera en el Caribe Mexicano es un proceso continuo plenamente documentado (Baker et al., 2013; Gil et al., 2015). Los ecosistemas costeros están vinculados por diferentes procesos que permiten el intercambio de materia, energía y germoplasma. El agua juega un papel fundamental en la conectividad de estos ecosistemas. El agua continental que fluye a través de acuíferos hacia la costa, lleva disueltas todas las sustancias que adquiere en el continente, ya sea por efecto de procesos naturales o derivado de actividades humanas. Los núcleos más importantes de asentamientos humanos en la costa del Caribe Mexicano están localizados en la Riviera Maya y Cancún, es decir, el corredor que se forma desde esta ciudad hasta Tulum. En este contexto, es lógico suponer que la mayor presión sobre los ecosistemas costeros debería observarse en esta zona, y que en áreas sin el flujo masivo de turistas y con ausencia notable de parches urbanos las condiciones ambientales no reflejarían influencia antropogénica y serían más favorables para las comunidades biológicas. Sin embargo, tanto los resultados de calidad del agua como de los contenidos elementales en *T. testudinum* no indican diferencias significativas entre las regiones Norte (no urbanizada) y Central (urbanizada), lo cual, no apoya la hipótesis de esta investigación que planteaba encontrar mayores concentraciones de nutrientes y por lo tanto de contenidos elementales en *T. testudinum* en la región urbanizada (Central). Inclusive, la única diferencia significativa encontrada entre sitios fue el mayor contenido de $\delta^{15}N$ en el tejido del pasto en el sitio sin urbanización (NC) constituye un hecho contrario a la suposición inicial.

Estudios previos muestran evidencia del impacto directo que tiene la presencia urbana en los niveles de nutrientes en el agua y en la concentración isotópica de los tejidos de los organismos marinos en la región (Carruthers et al., 2005; Mutchler et al., 2007, 2010; Baker et al. 2013; Sanchez et al., 2013). No obstante, los valores de $\delta^{15}N$ encontrados en NC fueron similares a los reportados por Mutchler et al., (2007 y 2010) para sitios con un grado medio de desarrollo urbano (Xa'ac y Bahía Akumal). Si bien, lo anterior puede ser contradictorio, estos resultados se deben contextualizar de acuerdo a la geología de la Península de Yucatán, que se caracteriza por la presencia de sistemas de fracturas que operan como canales subterráneos, que a su paso, captan importantes volúmenes de

agua residual, transportando estos a sitios específicos de descarga localizados a lo largo de la costa.

Null et al. (2014) han reportado la influencia que tienen estos flujos preferenciales y las DPAS en el incremento de nutrientes en la costa, independientemente del grado de urbanización del sitio y enfatizan la necesidad de identificar las zonas de recarga y alta descarga subterránea para evitar la contaminación de estas y prevenir consecuencias negativas para el ambiente.

El comportamiento del contenido de $\delta^{15}N$ en *T. testudinum* a lo largo del transecto perpendicular a la línea de costa en la región norte (NC) sugiere la posible existencia de una DPAS situada aproximadamente entre 100 y 200 metros de la costa que estaría descargando altos volúmenes de agua, constituyendo una fuente importante de este isótopo. Si esta teoría es correcta, entonces, la comunidad de la vegetación acuática sumergida en la región Norte sería extremadamente vulnerable a la contaminación que ingresa a través de las descargas de agua subterránea, ya que estarían siendo afectadas por contaminantes producidos kilómetros dentro del continente. Este escenario empeoraría si se quisiera construir desarrollo urbano en estos sitios pues las comunidades biológicas estarían siendo doblemente afectadas: por contaminación del agua de origen remoto, y por la contaminación producida *in situ*. Por lo tanto, se vuelve evidente la importancia de determinar si en la región norte existen DPAS, así como caracterizar la calidad y cantidad de agua y el posible impacto de ésta en las comunidades de VAS.

El ecosistema costero a lo largo de la costa de las regiones Norte y Centro presentó valores de 10:1 de la razón N:P en el agua, lo cual implica que hay menor cantidad de nitrógeno disponible para la VAS respecto al fósforo (30:1 para los pastos marinos y 24:1 para las macroalgas; Atkinson y Smith, 1983; Duarte, 1990). Lo cual, no es lo que se esperaría en sistemas con sedimentos carbonatados, que por sus características, atrapan el fósforo, volviéndolo inaccesible para ser asimilado por los autótrofos bentónicos, y por lo tanto, sería considerado como el elemento limitante en estos ambientes (Zimmerman et al. 1985; Lapointe et al. 1990; Corredor et al. 1999). Sin embargo, los contenidos elementales en *T. testudinum* revelaron patrones distintos que en el agua. Los valores de contenido de nitrógeno en la biomasa subterránea fueron menores a la mediana del grupo de datos en este estudio (1.25% de N) y los valores de la biomasa foliar fueron mayores a esta, lo cual indica limitación por nitrógeno en la primera y un exceso de este nutriente en

la última. Sin embargo, en la dinámica del %P no se identificó ningún patrón, por lo tanto, de acuerdo a los contenidos elementales, se infiere limitación de nitrógeno en la biomasa subterránea pero no en la biomasa foliar.

Por lo tanto, de acuerdo a los datos de calidad del agua y de contenidos elementales existe agotamiento de nitrógeno con respecto al fósforo en la columna de agua y exceso de este nutriente en el tejido foliar de *T. testudinum*. Anudado a lo anterior, los valores de concentración de nutrientes tanto en la columna como en el intersticio resultaron mayores a los reportados anteriormente para la región. Ambos indicadores de incremento de nutrientes apoyan la teoría de la degradación del sargazo aportando nitrógeno y fósforo inorgánico en la zona y durante la temporada de estudio.

Con base a lo anterior, se vuelve evidente el establecimiento de un proyecto de monitoreo a largo plazo el cual pueda identificar las variabilidades en la comunidad de la VAS en el Caribe mexicano las cuales puedan deberse a las características fisiológicas de la vegetación, a la dinámica hidrogeológica de descargas de agua subterránea característica del karst, a las oscilaciones estacionales o a fenómenos anómalos como lo son huracanes, tormentas tropicales y el cambio climático.

La comunidad de pastos marinos, e incluso, la comunidad arrecifal en la región están adaptadas a condiciones oligotróficas e inclusive cambios pequeños en el contenido de nutrientes pueden tener consecuencias importantes en la degradación de esta, por lo tanto, esfuerzos para conservar el ecosistema costero deberían de estar enfocados en entender la hidrodinámica que afecta la calidad del agua.

CONCLUSIONES GENERALES:

La región Norte, con nulo desarrollo urbano, tiene concentraciones de nutrientes similares a la región Central, con un grado de desarrollo urbano alto, lo cual se ve reflejado en los contenidos elementales de *T. testudinum*.

La columna de agua y el agua del intersticio de los sedimentos contienen menor nitrógeno relativo a fósforo de acuerdo a la proporción 30:1 definida para pastos marinos, sin embargo, la biomasa foliar presenta exceso de este nutriente.

En la región Norte se encontraron valores de $\delta^{15}N$ más altos que en la región Central, lo cual sugiere cambio del tipo de agua en ese sitio.

La variabilidad en el muestreo actual y en los valores reportados anteriormente para calidad de agua, contenidos elementales y $\delta^{15}N$ son muy es muy alta, por lo que se vuelve evidente la necesidad de un estudio de la dinámica de la comunidad de pastos marinos a largo plazo.

REFERENCIAS

Atkinson, M. J., y S. V. Smith (1983). C: N: P ratios of benthic marine plants. Limnology and Oceanography, 28(3), 568-574.

Baker, D. M., R. E. Rodríguez-Martínez y M. L. Fogel (2013). Tourism´s nitrogen fingerprint on a Mesoamerican coral reef. Coral Reefs 32.691-699

Carruthers, T. J. B., B. I. Van Tussenbroek y W. C. Dennison (2005). Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 64(2), 191-199.

Duarte, C. M. (1990). Seagrass nutrient content. Marine ecology progress series. Oldendorf, 6(2), 201-207.

Gil, A. M., B. Renfro, B. Figueroa-Zavala, I. Penié y H. K. Dunton (2015). Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, México. Marine Biology, 162(11): 2225-2233

Mutchler, T., R. F. Mooney, S. Wallace, L. Podsim, S. Fredriksen y K. H. Dunton (2010). 12 Origins and Fate of Inorganic Nitrogen from Land to Coastal Ocean on the Yucatan Peninsula, Mexico. Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change, 283.

Mutchler, T., K. H., Dunton, A. Townsend-Small, S. Fredriksen y M. K. Rasser (2007). Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 74(3), 449-457.

Null, K. A., K. L. Knee, E. D. Crook, N. R. de Sieyes, M. Rebolledo-Vieyra, L. Hernández-Terrones y A. Paytan (2014). Continental Shelf Research, 77, 38-50

Sánchez, A., M. C. Ortiz-Hernández, A. Talavera-Sáenz y S. Aguíñiga-García (2013). Stable nitrogen isotopes in the turtle grass Thalassia testudinum from the Mexican Caribbean: implications of anthropogenic development.Estuarine, Coastal and Shelf Science, 135, 86-93.