

**UNIVERSIDAD NACIONAL
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Informe Escrito Final

Relación entre la concentración de los dinoflagelados tóxicos y la acumulación de las toxinas paralizantes con respecto a factores ambientales en el Golfo de Nicoya (2012-2013).

Proyecto de Graduación presentado como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Biología con Énfasis en Manejo de Recursos Marinos y Dulceacuícolas.

**Bach. María del Pilar Arguedas Rodríguez
(5-0371-0648)**

**Estación de Biología Marina Juan Bertoglia Richards
Puntarenas, 2020**

Miembros del tribunal examinador

Este trabajo de graduación fue **APROBADO** por el Tribunal Examinador de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Manejo de Recursos Marinos y Dulceacuícolas



Licda. Sidey Arias Valverde
Representante, Decano, quién preside

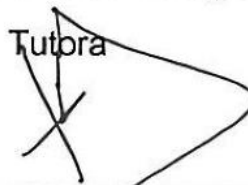


Licda. Nancy Villalobos Sandí
Representante, Unidad Académica



M.Sc. Emilia Calvo Vargas

Tutora



M.Sc. Jorge Boza Abarca
Asesor



Licda. Silvia Ramírez Flores
Invitada especial

Resumen

Los dinoflagelados productores de toxinas paralizantes identificados en Costa Rica son *Pyrodinium bahamense* var. *compressum*, *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense* y *Gymnodinium catenatum*, los cuales se observaron en concentraciones importantes en 2012 y 2013 en el Golfo de Nicoya. Con la información suministrada por el Laboratorio de Fitoplancton Marino de la UNA y por el IMN en las estaciones meteorológicas ubicadas en Puntarenas y Paquera, se relacionó el comportamiento de los tres dinoflagelados a 1 y 5 m de profundidad con parámetros fisicoquímicos tomados en las estaciones de isla Pajarita, Muelle de Puntarenas, bahía Caldera, Tárcoles. Además, se comparó su comportamiento con la acumulación de toxinas paralizantes detectadas por LANASEVE en carne de la ostra japonesa (*Crassostrea gigas*) provenientes de las granjas ostrícolas ubicadas en Punta Morales, Punta Cuchillo e Isla Cedros. Las especies *P. bahamense* var. *compressum* y *P. bahamense* var. *bahamense* aumentaron su concentración con la disminución de temperatura superficial del mar. La variedad *compressum* se observó en mayor concentración en las estaciones ubicadas en la zona externa del Golfo de Nicoya. La variedad *bahamense* disminuyó al aumentar las precipitaciones, mientras que *G. catenatum* presentó mayor concentración en Caldera y bajó a mayor turbidez y radiación. Hay una relación significativa entre las dos variedades de *P. bahamense* y la acumulación de toxinas en la carne de ostra japonesa, mientras que *G. catenatum* no presentó relación alguna con la presencia de toxinas en la carne. Las concentraciones de *P. bahamense* var. *compressum* no mostraron valores de toxinas superiores a 400 UR/100 g en carne de ostra japonesa hasta después de 2 285 células L⁻¹.

Agradecimiento

A mi tutora M.Sc. Emilia Calvo Vargas y mi asesor M.Sc. Jorge Boza Abarca por forjarme bases como profesional, por la ayuda constante, y por la gran paciencia que me tuvieron durante este proceso.

A mi asesora Andrea García Rojas por su valioso aporte en la elaboración de esta investigación.

A la Lic. Karen Berrocal Artavia por la colaboración brindada.

Al Laboratorio de Fitoplancton Marino de la Estación de Biología Marina Bertoglia Richards de la Universidad Nacional, por la información suministrada para la realización de esta investigación.

Al Instituto Meteorológico Nacional por la información suministrada para mi Trabajo Final de Graduación, al Lic. Max Mena Rojas, a la Lic. Cristina Araya Villalobos, al Bach. Kenneth Prado Cordero, y la Téc. Keily Calderón Alfaro, y especialmente a la Lic. Karina Hernández Espinoza por toda su ayuda.

A la Lic. Ana Salas Araya funcionaria pensionada de INCOPECA por su colaboración con información faltante para la construcción de la base de datos.

Al personal docente y administrativo de la Escuela de Ciencias Biológicas por su valiosa colaboración.

Dedicatoria

A mi mamá y mi abuelita, las dos pilares que me sostienen, y por las que hoy estoy aquí. Porque su amor, sus enseñanzas, consejos y apoyo me han formado y me han impulsado a cumplir una meta más, de muchas por venir.

Índice

| | |
|--|------|
| Miembros del tribunal examinador | II |
| Resumen | III |
| Agradecimiento | IV |
| Dedicatoria..... | V |
| Índice | VI |
| Índice de cuadros | VIII |
| Índice de figuras | IX |
| Índice de anexos | XI |
| Abreviaturas..... | XV |
| 1. Introducción..... | 1 |
| 1.1. Antecedentes | 3 |
| 1.2. Justificación | 6 |
| 1.3. Objetivos | 8 |
| 1.3.1. Objetivo general | 8 |
| 1.3.2. Objetivos específicos..... | 8 |
| 2. Marco metodológico..... | 9 |
| 2.1. Sitio de Estudio | 9 |
| 2.2. Metodología | 10 |
| 2.3. Análisis de los datos | 12 |
| 2.3.1. Análisis descriptivo | 12 |
| 2.3.2. Análisis estadístico | 13 |
| 3. Resultados..... | 15 |

| | |
|--|----|
| 3.1. Parámetros físico químicos y concentración de dinoflagelados tóxicos..... | 15 |
| 3.2. Toxinas paralizantes y concentración de dinoflagelados tóxicos..... | 29 |
| 4. Discusión | 38 |
| 4.1. Parámetros físico químicos y concentración de dinoflagelados tóxicos..... | 38 |
| 4.2. Toxinas paralizantes y concentración de dinoflagelados tóxicos. | 46 |
| 5. Conclusiones..... | 50 |
| 6. Bibliografía..... | 53 |
| 7. Anexos..... | 60 |

Índice de cuadros

| | | |
|----------|---|----|
| Cuadro 1 | Análisis de Varianza de un Factor evaluando los parámetros fisicoquímicos y la concentración de los dinoflagelados tóxicos en el Golfo de Nicoya a 1 m de profundidad. | 28 |
| Cuadro 2 | Análisis de Varianza de un Factor evaluando los parámetros fisicoquímicos y la concentración de los dinoflagelados tóxicos en el Golfo de Nicoya a 5 m de profundidad. | 28 |
| Cuadro 3 | Análisis de Varianza de un Factor evaluando la concentración de toxinas paralizantes y de los dinoflagelados tóxicos en el Golfo de Nicoya a 1 m de profundidad. | 35 |
| Cuadro 4 | Análisis de Varianza de un Factor evaluando la concentración de toxinas paralizantes y de los dinoflagelados tóxicos en el Golfo de Nicoya a 5 m de profundidad. | 35 |
| Cuadro 5 | Medidas preventivas propuestas según la concentración (células L ⁻¹) de los dinoflagelados <i>P. bahamense</i> var. <i>compressum</i> y <i>G. catenatum</i> y la acumulación de toxinas paralizantes (UR/ 100 g) en carne de la ostra japonesa. | 37 |

Índice de figuras

| | | |
|----------|--|----|
| Figura 1 | Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo: (1) isla Pajarita, (2) Muelle Puntarenas, (3) bahía Caldera, (4) Tárcoles, (5) Punta Morales, (6) Punta Cuchillo, (7) isla Cedros. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. | 10 |
| Figura 2 | Promedio mensual de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), sólidos totales (g L^{-1}), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L^{-1}) y concentración de dinoflagelados tóxicos ($\text{Log células L}^{-1}$) a 1 m de profundidad durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. | 20 |
| Figura 3 | Promedio mensual de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), sólidos totales (g L^{-1}), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L^{-1}) y concentración de dinoflagelados tóxicos ($\text{Log células L}^{-1}$) a 5 m de profundidad durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. | 21 |
| Figura 4 | Promedio mensual de la radiación solar (MJ/m^2), precipitación (mm), temperatura ambiental ($^{\circ}\text{C}$), velocidad del viento (m/s), profundidad del disco de Secchi (m), y la profundidad total (m) durante el período enero 2012 a diciembre 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. | 25 |
| Figura 5 | Concentración promedio mensual de los dinoflagelados tóxicos ($\text{Log células L}^{-1}$) a 1 m de profundidad y concentración de toxinas paralizantes (Log UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa durante el período enero 2012 a diciembre 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. | 31 |
| Figura 6 | Concentración promedio mensual de los dinoflagelados tóxicos ($\text{Log células L}^{-1}$) a 5 m de profundidad y concentración de toxinas paralizantes (Log UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa durante el período enero 2012 a diciembre 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. | 31 |
| Figura 7 | Concentración promedio mensual de los dinoflagelados tóxicos ($\text{Log células L}^{-1}$) a 1 m de profundidad y las toxinas paralizantes (Log UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa durante el período enero 2012 a diciembre 2013, en las granjas ostrícolas de Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros. | 32 |

Figura 8 Concentración promedio mensual de los dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 5 m de profundidad y las toxinas paralizantes (Log UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa durante el período enero 2012 a diciembre 2013, en las granjas ostrícolas de Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros. 33

Índice de anexos

| | | |
|---------|--|----|
| Anexo 1 | Frecuencia de los análisis en las muestras de agua y carne de moluscos, según la concentración (células/L) de los dinoflagelados <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i> y <i>Gymnodinium catenatum</i> y las medidas preventivas recomendadas. | 60 |
| Anexo 2 | Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L ⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L ⁻¹) a 1 m de profundidad en la estación de muestreo Tárcoles durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. | 61 |
| Anexo 3 | Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L ⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L ⁻¹) a 5 m de profundidad en la estación de muestreo Tárcoles durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. | 62 |
| Anexo 4 | Promedio mensual de la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), y la velocidad del viento (m/s), en Tárcoles durante el período enero 2012 a diciembre 2013. | 63 |
| Anexo 5 | Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L ⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L ⁻¹) a 1 m de profundidad en la estación de muestreo Caldera durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. | 64 |
| Anexo 6 | Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L ⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L ⁻¹) a 5 m de profundidad en la estación de muestreo Caldera durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. | 65 |
| Anexo 7 | Promedio mensual de la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), y la velocidad del viento (m/s), en Caldera durante el período enero 2012 a diciembre 2013. | 66 |
| Anexo 8 | Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L ⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L ⁻¹) a 1 m de profundidad en la estación de muestreo Muelle de Puntarenas durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. | 67 |

| | | |
|----------|--|----|
| Anexo 9 | Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L ⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L ⁻¹) a 5 m de profundidad en la estación de muestreo Muelle de Puntarenas durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. | 68 |
| Anexo 10 | Promedio mensual de la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), y la velocidad del viento (m/s), en el Muelle de Puntarenas durante el período enero 2012 a diciembre 2013. | 69 |
| Anexo 11 | Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L ⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L ⁻¹) a 1 m de profundidad en la estación de muestreo isla Pajarita durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. | 70 |
| Anexo 12 | Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L ⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L ⁻¹) a 5 m de profundidad en la estación de muestreo isla Pajarita durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. | 71 |
| Anexo 13 | Promedio mensual de la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), y la velocidad del viento (m/s), en isla Pajarita durante el período enero 2012 a diciembre 2013. | 72 |
| Anexo 14 | Promedio mensual de la radiación solar (MJ/m ²), precipitación (mm), temperatura ambiental (°C) y velocidad del viento (m/s) en la estación de Puntarenas del IMN durante el período enero 2012 a diciembre 2013. | 73 |
| Anexo 15 | Promedio mensual de la precipitación (mm), temperatura ambiental (°C) y velocidad del viento (m/s) en la estación de Paquera del IMN durante el período enero 2012 a diciembre 2013. | 74 |
| Anexo 16 | Análisis de correlación de Pearson (n: 85) en las estaciones Tárcoles, bahía Caldera, Muelle Puntarenas e isla Pajarita a 1 m de profundidad, con un grado de significancia de p<0.01 (***) o de p<0.05 (*). | 75 |
| Anexo 17 | Análisis de correlación de Pearson (n: 85) en las estaciones Tárcoles, bahía Caldera, Muelle Puntarenas e isla Pajarita a 5 m de profundidad, con un grado de significancia de p<0.01 (***) o de p<0.05 (*). | 77 |

| | | |
|----------|---|----|
| Anexo 18 | Análisis de correlación de Pearson (n: 65) en las estaciones Punta Morales, Punta Cuchillo e isla Cedros a 1 m de profundidad, con un grado de significancia de $p < 0.01$ (**) o de $p < 0.05$ (*). | 79 |
| Anexo 19 | Análisis de correlación de Pearson (n: 65) en las estaciones Punta Morales, Punta Cuchillo e isla Cedros a 5 m de profundidad, con un grado de significancia de $p < 0.01$ (**) o de $p < 0.05$ (*). | 80 |
| Anexo 20 | Índice Oceánico del Niño (ONI) de enero 2010 a Julio 2016. | 81 |
| Anexo 21 | Evolución del Índice Multivariado del ENOS (MEI) de noviembre 2011 a diciembre 2012, en Costa Rica. | 82 |
| Anexo 22 | Floraciones algales nocivas reportadas en el Golfo de Nicoya del 2012 al 2013 por el Laboratorio de Fitoplancton Marino de la Universidad Nacional, Costa Rica. | 83 |
| Anexo 23 | Promedio anual, máximos y mínimos de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), sólidos totales (g L^{-1}), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L^{-1}), concentración de dinoflagelados tóxicos (células L^{-1}), la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), radiación solar (MJ/m^2), precipitación (mm), temperatura ambiental ($^{\circ}\text{C}$) y velocidad del viento (m/s) durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. | 84 |
| Anexo 24 | Promedio anual, máximos y mínimos de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), sólidos totales (g L^{-1}), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L^{-1}), y concentración de dinoflagelados tóxicos (células L^{-1}) a 1 m de profundidad en las estaciones Tárcoles, Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita durante el período enero 2012 a diciembre de 2013. | 86 |
| Anexo 25 | Promedio anual, máximos y mínimos de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), sólidos totales (g L^{-1}), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L^{-1}), y concentración de dinoflagelados tóxicos (células L^{-1}) a 5 m de profundidad en las estaciones Tárcoles, Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita durante el período enero 2012 a diciembre de 2013. | 88 |
| Anexo 26 | Promedio anual, máximos y mínimos de la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), precipitación (mm), temperatura ambiental ($^{\circ}\text{C}$) y velocidad del viento (m/s), en las estaciones Tárcoles, Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita durante el período enero 2012 a diciembre de 2013. | 90 |

| | | |
|----------|---|----|
| Anexo 27 | Máxima concentración celular diaria de los tres dinoflagelados tóxicos (células L ⁻¹) en las estaciones Tárcoles, Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita durante el período enero 2012 a diciembre de 2013. | 91 |
| Anexo 28 | Promedio anual, máximos y mínimos de la concentración de dinoflagelados tóxicos (células L ⁻¹) y las toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. | 92 |
| Anexo 29 | Promedio anual, máximos y mínimos de la concentración de dinoflagelados tóxicos (células L ⁻¹) y las toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa en las granjas ostrícolas de Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros durante el período enero 2012 a diciembre de 2013. | 93 |
| Anexo 30 | Máxima concentración celular diaria de los tres dinoflagelados tóxicos (células L ⁻¹) y las toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa de las granjas ostrícolas Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros durante el período enero 2012 a diciembre de 2013. | 94 |
| Anexo 31 | Comparación entre resultados de concentraciones mensual del dinoflagelado <i>P. bahamense</i> var. <i>compressum</i> (células L ⁻¹) y las toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa de las granjas ostrícolas de Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros durante el período enero 2012 a diciembre de 2013. | 95 |
| Anexo 32 | Comparación entre resultados de concentraciones mensual del dinoflagelado <i>G. catenatum</i> (células L ⁻¹) y las toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa de las granjas ostrícolas de Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros durante el período enero 2012 a diciembre de 2013. | 96 |

Abreviaturas

| | |
|-------------------------|--|
| CO ₂ | Dióxido de Carbono |
| COI | Comisión Oceanográfica Intergubernamental |
| UNESCO | Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura |
| FAN | Floración Algal Nociva |
| PSP | Intoxicación Paralítica por consumo de Moluscos |
| DSP | Intoxicación Diarreica por consumo de Moluscos |
| ASP | Intoxicación Amnésica por consumo de Moluscos |
| NSP | Intoxicación Neurotóxica por consumo de Moluscos |
| CFT | Intoxicación ciguatérica por consumo de Peces |
| STX | Saxitoxina |
| LFM | Laboratorio de Fitoplancton Marino |
| C1 | N-sulfocarbamoilgonyautoxina-2 |
| C2 | N-sulfocarbamoilgonyautoxina-3 |
| GTX | Gonyaulatoxina |
| dcGTXs | Decarbamoil-Gonyaulatoxina |
| m | Metros |
| N | Norte |
| W | Oeste |
| Km ² | Kilómetro cuadrado |
| L | Litro |
| células L ⁻¹ | Células por Litro |
| °C | Grados Celcius |
| UPS | Unidades Prácticas de Salinidad |
| g L ⁻¹ | Gramos por Litro |
| mg L ⁻¹ | Miligramos por Litro |
| % | Porcentaje |
| m/s | Metros por Segundo |
| IMN | Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica |

| | |
|-------------------|--|
| MJ/m ² | MiliJulios por metro cuadrado |
| mm | Milímetros |
| LANASEVE | Laboratorio Nacional de Servicios Veterinarios |
| SENASA | Servicio Nacional de Salud Animal |
| MAG | Ministerio de Agricultura y Ganadería |
| ANDEVA | Análisis de Varianza |
| UNA | Universidad Nacional |
| UR/100g | Unidades Ratón por 100 gramos carne |

1. Introducción

El fitoplancton marino está conformado por microorganismos unicelulares autótrofos o heterótrofos, que forman parte del plancton. Su principal función en los ecosistemas marinos es transformar el dióxido de carbono (CO₂) en materia orgánica mediante el proceso de fotosíntesis (Productividad Primaria), permitiendo su disponibilidad a niveles tróficos superiores (Siegel *et al.* 2013).

La Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI) de la UNESCO define a las Floraciones Algales Nocivas (FAN), como una población de microorganismos pigmentados (microalgas, ciliados o bacterias) que alcanzan concentraciones altas, y que son percibidas por el humano como dañinas por sus efectos adversos a la salud pública, la acuicultura, el turismo de las zonas costeras, y a las poblaciones naturales de organismos marinos (Reguera 2002).

Los principales organismos productores de FAN son los dinoflagelados, las diatomeas, y las cianobacterias. El tema de las FAN ha recibido mucha atención a nivel mundial, ya que, algunas de estas microalgas son responsables de las toxinas más peligrosas encontradas en el ambiente marino. Entre las intoxicaciones en humanos están las de tipo paralizante (PSP), la diarreica (DSP), la amnésica (ASP), la neurotóxica (NSP), la ciguatérica (CFT) (Hassam 2008), entre otras.

Las PSP son ocasionadas principalmente por el grupo de los dinoflagelados (Barbera-Sánchez *et al.* 2004). Se han determinado al menos 21 tipos de toxinas productoras de PSP, de las cuales la saxitoxina (STX) es la más tóxica (FAO 2005). Los síntomas de esta intoxicación inician con comezón y adormecimiento de las extremidades, seguido de una falta de coordinación muscular, dificultad respiratoria, y en casos extremos puede provocar la muerte por paro cardiorespiratorio (Cembella *et al.* 1995). Los géneros más comunes

asociados a esta intoxicación son *Pyrodinium*, *Alexandrium* y *Gymnodinium*, y se observan desde aguas tropicales, hasta aguas templadas (Barraza *et al.* 2004).

A nivel mundial, se han reportado eventos PSP en: el sureste de Asia, principalmente en Nueva Guinea, Borneo, Filipinas, Palau, Indonesia y Japón (Rodrigue *et al.* 1990); en Europa, específicamente Alemania, Francia, Suecia, Italia (Van Egmond *et al.* 2004), y Portugal (Lage y Costa 2013); en Suramérica, al sur de Chile y de Brasil, Argentina y Uruguay (Reguera 2002); y en el Pacífico Oriental, se han visto casos desde Mazatlán (México) hasta Panamá (Sierra-Beltrán *et al.* 2004).

En Costa Rica, principalmente en el Golfo de Nicoya, los dinoflagelados productores de toxinas paralizantes que se han registrado son: *Pyrodinium bahamense* var. *compressum*, *Gymnodinium catenatum*, y el dinoflagelado potencialmente tóxico *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense*. Además, se ha observado un incremento en el número de los eventos FAN atribuido probablemente a la eutrofización costera y el cambio climático (Calvo *et al.* 2016). Algunos de éstos han causado intoxicación, y muerte en humanos probablemente por la acumulación de toxinas paralizantes en moluscos bivalvos y mortalidad masiva de peces; esto último, ha generado pérdidas económicas considerables para las comunidades costeras (Comisión Interinstitucional para la Prevención y Control de la Marea Roja en Costa Rica 2010).

El Laboratorio de Fitoplancton Marino (LFM) de la Universidad Nacional, mantiene un muestreo constante del fitoplancton nocivo, tóxico y FAN en el litoral Pacífico, especialmente en el Golfo de Nicoya, y el Servicio Nacional de Salud Animal (SENASA) sobre la acumulación de toxinas en la carne de la ostra japonesa (*Crassostrea gigas*) y otras especies de moluscos bivalvos. La información generada por el LFM, es utilizada por la Comisión para la Vigilancia Epidemiológica de la Marea Roja en Costa Rica, para la toma de decisiones de las autoridades costarricenses en caso de un riesgo potencial para la salud pública y los sistemas productivos costeros (Calvo, comunicación personal, 2013).

1.1. Antecedentes

A nivel mundial, la especie *P. bahamense* var. *compressum* es responsable de alrededor del 41% de todos los eventos de PSP (Barraza *et al.* 2004), ha sido causante de intoxicaciones paralizantes en el sureste de Asia, en las costas pacífica y caribeña de Centroamérica, y en Florida (Usup *et al.* 2012). Por otro lado, *G. catenatum* es responsable de un 12% de los eventos PSP en el mundo (Barraza *et al.*, 2004), ocasionando episodios en Galicia, Portugal, la costa pacífica de Centroamérica y la costa sur de Brasil (Reguera 2002). Mientras que *P. bahamense* var. *bahamense*, el cual se distribuye en el noroeste Atlántico (Lansberg *et al.*, 2006), el Golfo Pérsico, la costa Pacífica de México (Usup *et al.* 2012) y Costa Rica (Calvo y Arguedas 2012), no estaba reportado como productor de toxinas, hasta que Lansberg *et al.* (2006) lo identificó como fuente de STX en Florida.

En América, algunos de los eventos PSP más sobresalientes se han registrado en México, Guatemala, El Salvador, Venezuela y Costa Rica. En México, se observó el primer evento tóxico en 1979, con 3 muertes y 19 casos de intoxicación al consumir *Crassostrea iridescens* y *Donax sp.* (Band-Schmidt *et al.* 2010). En Guatemala en 1990, se reportaron 187 personas intoxicadas, de las cuales 26 de ellas murieron (Rodrigue *et al.* 1990). En 1991, en Venezuela se reportaron 24 intoxicaciones al consumir moluscos cocinados (Barbera-Sánchez *et al.* 2004). Por último, en El Salvador hubo una floración algal que afectó tortugas marinas, medusas, moluscos bivalvos e incluso delfines entre 2005 y 2006 (Licea *et al.* 2008).

En Costa Rica, según Viquez y Hargraves (1995), se han registrado intoxicaciones paralizantes desde 1972, por el consumo de moluscos. Mata *et al.* (1990), documentaron por primera vez un brote de intoxicación con 14 casos durante octubre de 1989, provenientes de comunidades pesqueras Tárcoles, Punta Leona, Quepos e incluso comerciantes de la ciudad de San José, todos intoxicados por el consumo del ostión vaca (*Spondylus calcifer*). Inclusive en febrero y abril de 1990 continuaron reportándose casos de intoxicación por consumo de moluscos extraídos y almacenados desde octubre de 1989, entre ellos se reportó la muerte de una mujer joven. El estudio indicó la detección de grandes cantidades de *P. bahamense* en el contenido estomacal de especímenes del ostión vaca.

En el 2000, nuevamente se presentó un evento tóxico con 64 personas intoxicadas principalmente por el consumo del ostión vaca (*S. calcifer*), el dinoflagelado responsable fue *P. bahamense* var. *compressum* (Comisión Interinstitucional para la Prevención y Control de la Marea Roja en Costa Rica 2010). Los costos cuantificables en atención durante ese evento fueron de aproximadamente 300 millones de colones (Comisión Interinstitucional para la Prevención y Control de la Marea Roja en Costa Rica 2003). Luego, en 2012 se registraron 7 casos de intoxicación por el consumo de almejas y ostras probablemente contaminadas con toxinas paralizantes producidas por *P. bahamense* var. *compressum* (E. Calvo, comunicación personal, 2013).

Para proteger la salud pública en Costa Rica se utiliza como medida preventiva declarar Alerta Verde cuando las concentraciones del dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* son menores o iguales a 200 células L⁻¹. Se declara Alerta Amarilla a Roja cuando las concentraciones del dinoflagelado se encuentran entre 200 células L⁻¹ y 2000 células L⁻¹, y Veda cuando hay concentraciones mayores a 2 000 células L⁻¹. Por otro lado, para el dinoflagelado *G. catenatum* se declara Alerta Verde cuando las concentraciones celulares son iguales o menores a 1000 células L⁻¹, se declara Alerta Amarilla a Roja cuando las concentraciones se encuentran entre 1000 células L⁻¹ y 2000 células L⁻¹, y declarar Veda cuando las concentraciones superan las 10 000 células L⁻¹ (Anexo 1).

El incremento de los eventos FAN, se ha relacionado con condiciones ambientales inusuales en la temperatura, la salinidad, el viento, las corrientes e incluso el patrón de precipitación (Licea *et al.* 2008, Adam *et al.* 2011, Calvo 2012). Dada la problemática que representa para los países tropicales la presencia de estas tres especies de dinoflagelados tóxicos, en varios países (México, El Salvador y Venezuela) se han realizado investigaciones orientadas a comprender los factores ambientales que influyen sobre su crecimiento y la producción de toxinas.

Viquez y Hargraves (1995), reportaron que la mayoría de los eventos FAN en el Golfo de Nicoya fueron más frecuentes durante la estación lluviosa, y probablemente estén

relacionados con la distribución de nutrientes, la herbivoría, la penetración de la luz en la columna de agua y la estratificación.

Vega (1999), identificó las especies de microalgas características de la zona interna y media del Golfo de Nicoya, clasificando a *G. catenatum* como una especie característica de la zona media del golfo (aguas frente a la ciudad de Puntarenas). Posteriormente, Calvo (2002), encontró correlaciones entre *P. bahamense* var. *compressum* y la presencia de otras microalgas, así como, con temperaturas altas, salinidad, precipitación y concentración de nitratos. García (2005), indicó que es más frecuente ver a esta especie en aguas de influencia oceánica, con alta salinidad y baja temperatura.

Berrocal (2011), aisló *G. catenatum* del Golfo de Nicoya, lo cultivó bajo condiciones controladas de laboratorio, y determinó que esa cepa produjo toxinas de tipo paralizante: C1, C2, GTXs de tipo 1, 2, 3 y 4, dcGTXs de tipo 2 y 3. De ellas, la GTX 2 aportó más del 70% y la dcGTX 3 se encontró en menor cantidad (0.13%). Por otro lado, Calvo (2012) y Calvo *et al.* (2014) relacionan a *G. catenatum* como un potencial indicador del evento atmosférico El Niño, ya que las precipitaciones bajas, aumentos de temperatura y de salinidad provocaron una disminución en su concentración.

Calvo *et al.* (2016), determinaron que el 73 % de las floraciones algales en el Golfo de Nicoya se presentan en época lluviosa. También registraron a *P. bahamense* var. *compressum* y *G. catenatum* como especies acompañantes en FAN de *Alexandrium monilatum*, en condiciones de salinidad y temperatura altas. Por su parte Rojas (2017), logró separar, identificar y cuantificar toxinas paralizantes de los grupos STX's, GTX's y C's mediante el método de cromatografía líquida con reactor post columna y detección de fluorescencia (HPLC/FLC), en muestras de carne de ostión vaca recolectadas durante períodos en los que no se reportaba presencia de dinoflagelados productores de toxinas en el agua. Probablemente, esto se debió a la capacidad que tiene esta especie de acumular toxinas en su carne por largos periodos. Por otro lado, detectó toxinas PSP en muestras de la ostra japonesa coincidente con una floración de *P. bahamense* var. *compressum*.

1.2. Justificación

Alrededor de un 97% del producto pesquero extraído en Costa Rica proviene del litoral Pacífico, la estadística pesquera demuestra que, en el 2013 un 20% provenía del Golfo de Nicoya (INCOPECA 2015). Este golfo, es considerado uno de los estuarios más productivos del mundo, y es uno de los más importantes para la economía costarricense, especialmente para las poblaciones costeras. Además, es un área de criadero de larvas y juveniles de organismos de importancia ecológica y comercial (Fernández et al. 2006).

Por otro lado, las FAN producidas por dinoflagelados tóxicos también son eventos importantes para la población costarricense. En el Golfo de Nicoya, las comunidades que se dedican a la extracción y comercialización de productos marinos, se han visto afectadas por la presencia de dinoflagelados tóxicos. Y en diversas ocasiones se ha demostrado que, sin una gestión adecuada, un evento tóxico representa un peligro muy grave para la salud pública, influyendo en forma negativa sobre los sectores productivos que se desarrollan en el litoral Pacífico costarricense.

Uno de estos sectores productivos son los sistemas de cultivo de la ostra japonesa (*C. gigas*), creados con la colaboración de la Universidad Nacional, como un plan de fortalecimiento a las pequeñas y medianas empresas para producir y comercializar productos de la pesca y la acuicultura, y así apoyar al sector con alternativas productivas para mejorar su calidad de vida (Arias 2011). Por lo anterior, el estudio del comportamiento de los dinoflagelados productores de toxinas paralizantes es de gran importancia, ya que, éstas pueden ser acumuladas en los moluscos bivalvos a través de su alimentación por filtración, convirtiéndose en vectores de estas biotoxinas.

La Comisión para la Vigilancia Epidemiológica de la Marea Roja en Costa Rica, tiene poca información sobre el comportamiento de las toxinas de estos dinoflagelados. Actualmente, toma medidas preventivas de acuerdo con los lineamientos de otros países. Este trabajo propone colaborar con la gestión de la Comisión, al generar información que servirá

de base para la toma de decisiones cuando se presenten eventos tóxicos asociados a las tres especies estudiadas en nuestras costas.

Se generará información muy valiosa del comportamiento de los dinoflagelados tóxicos, por ejemplo, determinar la concentración en células L^{-1} de las tres especies de dinoflagelados tóxicos, en la cual podría haber acumulación de toxinas paralizantes en la ostra japonesa en cultivo. Así la Comisión, podría recomendar el periodo de veda para la extracción y comercialización de las ostras, además de relacionar las concentraciones con los parámetros físico-químicos y climatológicos lo cual serviría como base para estudios con diferentes escenarios del cambio climático.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Evaluar la relación entre las concentraciones de tres especies de dinoflagelados tóxicos con la concentración de toxinas paralizantes y los factores ambientales en el Golfo de Nicoya durante el periodo enero 2012 a diciembre 2013, con el fin de recomendar pautas para el establecimiento de vedas en la comercialización ostrícola.

1.3.2. Objetivos específicos

Relacionar la concentración de dinoflagelados tóxicos y la acumulación de toxinas paralizantes en la carne de la ostra japonesa en tres granjas ostrícolas, con el fin de determinar su comportamiento y corroborar las medidas preventivas ya existentes.

Determinar la relación entre la concentración de dinoflagelados tóxicos y los parámetros físico-químicos a 1 y 5 m de profundidad para establecer las condiciones ambientales que favorecen su crecimiento.

Proponer cambios a las medidas preventivas establecidas para la toma de decisiones en el establecimiento de vedas y restricciones en la comercialización ostrícola.

2. Marco metodológico

2.1. Sitio de Estudio

El Golfo de Nicoya, es un sistema estuarino ubicado en la costa pacífica de Costa Rica (10°N y 85°W). Es uno de los estuarios con mayor longitud de Centroamérica, cubre un área de 1530-1550 Km² (León 1970, Kress *et al.* 2001), y se extiende alrededor de 80 Km desde la desembocadura del río Tempisque.

La zona interna del golfo, ubicada al norte de Puntarenas, tiene una profundidad entre los 0 y 20 m (Brenes *et al.* 2001, Calvo *et al.* 2016). Está rodeada de numerosas ensenadas poco profundas bordeadas por manglares (Viquez y Hargraves 1995), y desemboca principalmente el río Tempisque (Fernández *et al.* 2006). Una línea imaginaria entre Puntarenas y la Isla San Lucas divide la zona externa de la interna del golfo. La zona externa se amplía rápidamente hacia el océano Pacífico, y se profundiza desde los 20 m hasta los 100 m en la boca del golfo, rodeada de costas rocosas y playas arenosas. Además, recibe las aguas de los ríos Barranca y Grande de Tárcoles (Viquez y Hargraves 1995, Brenes *et al.* 2001, Calvo 2002, 2012, Calvo *et al.* 2014, 2016).

El Golfo de Nicoya, está sujeto a variaciones estacionales relacionadas con las precipitaciones, dando origen a la época seca (de diciembre a abril) y lluviosa (de mayo a noviembre), debido a esto, la descarga de los ríos es variable durante el año (Viquez y Hargraves 1995).

En este estudio, se establecieron siete estaciones fijas de muestreo en el Golfo de Nicoya: isla Pajarita, Muelle de Puntarenas, bahía Caldera, Tárcoles, y en los sistemas de cultivo de la ostra japonesa: Punta Morales, Punta Cuchillo e isla Cedros (Figura 1).

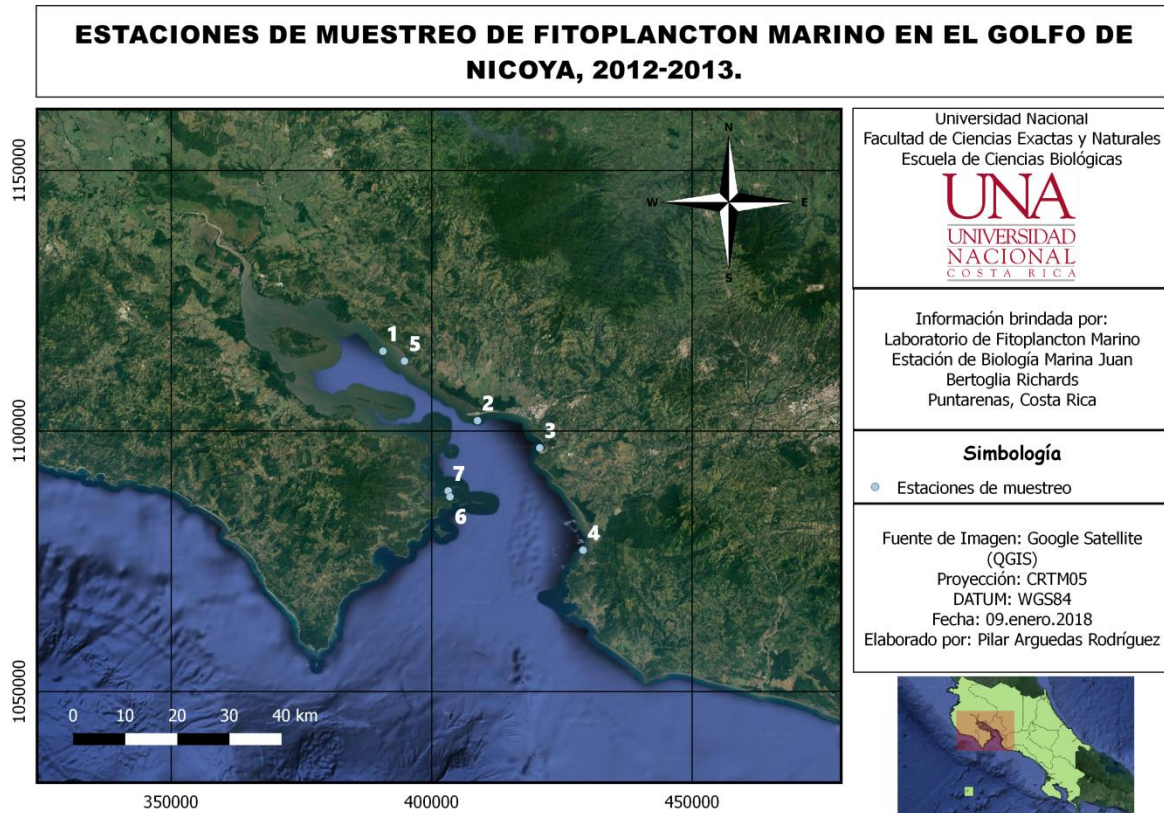


Figura 1. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo: (1) isla Pajarita, (2) Muelle Puntarenas, (3) bahía Caldera, (4) Tárcoles, (5) Punta Morales, (6) Punta Cuchillo, (7) isla Cedros. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica.

2.2. Metodología

Para este estudio, se utilizó la base de datos de cuatro proyectos (investigación y extensión) del Laboratorio de Fitoplancton Marino (LFM) de la Estación de Biología Marina Juan Bertoglia Richards, Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional:

1. Monitoreo de las Floraciones Algas en el Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. Enero 2008 a diciembre 2012.

2. Estudio del comportamiento del fitoplancton nocivo y floraciones algales para contribuir a la mitigación de sus efectos sobre la salud pública y los sistemas productivos en el Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. Enero 2013 a diciembre 2017 (Código SIA 0184-12).
3. Incremento en la competitividad de las PYMES del Pacífico Central mediante un plan de fortalecimiento interuniversitario regional: Vigilancia y prevención de los efectos de las Floraciones Algales Nocivas (FANs) y la acumulación de toxinas paralizantes en moluscos bivalvos de importancia comercial, Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. Enero 2009 a diciembre 2012.
4. Aceleración y posicionamiento de las PYME competitivas de la Región Pacífico Central mediante un plan estratégico interuniversitario regional: Vigilancia y prevención de los efectos de las Floraciones Algales Nocivas (FANs) y la acumulación de toxinas paralizantes en moluscos bivalvos de importancia comercial, Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. Enero 2013 a diciembre 2016 (Código SIA 0642-12).

Para determinar la posible relación entre las tres especies de dinoflagelados tóxicos y las variables físico químicas, las muestras se recolectaron cada dos semanas a 1 y 5 m de profundidad en cuatro estaciones fijas de muestreo: Tárcoles, bahía Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita, cuando se detectaron concentraciones de *P. bahamense* var. *compressum* mayores a las 200 células L⁻¹ o de *G. catenatum* mayores a 1 000 células L⁻¹, se aumentó la frecuencia de los muestreos.

Las muestras fueron analizadas en el LFM utilizando el método Utermöhl con columnas de sedimentación de 10 mL Además, se midieron *in situ* los siguientes parámetros físico-químicos: la temperatura del agua (°C), la salinidad (UPS), los sólidos totales (g L⁻¹), el contenido de oxígeno disuelto (mg L⁻¹), porcentaje de saturación de oxígeno (%), la turbidez (m) de la columna de agua, profundidad total (m) y la velocidad del viento (m/s).

El Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica (IMN), suministró información de radiación solar (MJ/m^2), precipitación (mm), temperatura ambiental ($^{\circ}\text{C}$) y velocidad del viento (m/s), de las estaciones de medición de Puntarenas y Paquera.

Una vez al mes, los ostricultores de Punta Morales, Punta Cuchillo e Isla Cedros, enviaron al LFM las muestras de agua para los análisis cuantitativos de los dinoflagelados, y muestras con aproximadamente 300 g de carne de la ostra japonesa para los análisis de toxinas paralizantes. Éstas últimas fueron remitidas al Laboratorio Nacional de Servicios Veterinarios (LANASEVE, SENASA-MAG) ubicado en Lagunilla, Heredia. En este laboratorio, se realizaron los análisis toxicológicos por bioensayo en ratón. Cuando los resultados indicaron la presencia de toxinas paralizantes en las muestras de carne, se aumentó la frecuencia del muestreo.

2.3. Análisis de los datos

Con los datos se realizaron los siguientes análisis:

2.3.1. Análisis descriptivo

Se realizaron diagramas de dos coordenadas del promedio mensual observado en el Golfo de Nicoya de las concentraciones celulares de los dinoflagelados tóxicos, las variables ambientales y la concentración de toxinas paralizantes, durante los dos años de estudio.

Para poder analizar con mayor precisión el comportamiento de cada variable, se calculó el promedio anual, mensual, la desviación estándar, los valores mínimos y máximos de las variables en el golfo de Nicoya y en cada estación de muestreo.

2.3.2. Análisis estadístico

Todos los análisis se realizaron utilizando el programa estadístico SPSS versión 17.0. Se realizó un análisis exploratorio para comprobar la normalidad y la homogeneidad de los valores de todas las variables. Para la prueba de normalidad se realizaron las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk. En el caso de la homogeneidad de las varianzas se aplicó la prueba de Levene. Al no haber normalidad en los datos, se realizó la transformación más apropiada: raíz cuadrada de $n+0.5$ (Steel y Torrie 1986).

Con el fin de cuantificar el grado de relación entre las variables se realizaron las siguientes correlaciones múltiples:

- Correlación de Pearson ($n = 85$) de las variables físico-químicas y la concentración de las tres especies de dinoflagelados tóxicos a 1 y 5 m de profundidad de las estaciones Tárcoles, bahía Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita, con un grado de significancia de $p < 0.01^{**}$ y de $p < 0.05^{*}$.
- Correlación de Pearson ($n = 65$) de la concentración de los dinoflagelados tóxicos y la acumulación de toxinas paralizantes en la carne de la ostra japonesa de las tres estaciones ubicadas en las granjas ostrícolas, con un grado de significancia de $p < 0.01^{**}$ y de $p < 0.05^{*}$.

Para determinar la existencia de diferencias espaciales entre las variables se realizaron análisis de varianza de un factor (ANDEVA), excluyendo aquellos parámetros que no variaron por estación (radiación solar, precipitación, temperatura ambiental y velocidad del viento):

- ANDEVA de un factor mediante el método de Tukey ($n = 85$) para los parámetros físico-químicos y la concentración celular de los dinoflagelados tóxicos a 1 y 5 m de profundidad de las estaciones de muestreo Tárcoles, bahía Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita, con un grado de significancia de $p < 0.05$.

- ANDEVA de un factor mediante el método de Tukey ($n = 65$) para la concentración de las toxinas paralizantes en la carne de ostra japonesa y la concentración de los dinoflagelados tóxicos de las tres estaciones ubicadas en las granjas ostrícolas, con un grado de significancia de $p < 0.05$.

3. Resultados

3.1. Parámetros físico químicos y concentración de dinoflagelados tóxicos.

En 2012, se observó un incremento de la temperatura del agua en el Golfo de Nicoya a partir de febrero, llegando a temperaturas máximas en julio (30.24°C , a 1 m de profundidad, y 29.76°C , a 5 m). En agosto, durante la época lluviosa, se observó un descenso gradual de la temperatura hasta noviembre, con valores mínimos de 27.83°C a 1 m de profundidad, y 27.57°C a 5 m, y un promedio anual de $28.89\pm 0.99^{\circ}\text{C}$ a 1 m y $28.58\pm 0.90^{\circ}\text{C}$ a 5 m de profundidad (Figuras 2 y 3). Es importante destacar que la estación que presentó el valor máximo de temperatura (30.59°C en agosto) durante el 2012 fue isla Pajarita a 1m (Anexo 11).

En 2013, la temperatura del agua aumentó en febrero, y en mayo se registraron los valores máximos (30.06°C y 29.74°C a 1 y 5 m de profundidad respectivamente). En junio inició un descenso con temperaturas mínimas en setiembre durante la época lluviosa (27.50°C a 1 m de profundidad, y 27.13°C a 5 m de profundidad) (Figuras 2 y 3). La temperatura promedio en 2013 fue de $28.69\pm 0.92^{\circ}\text{C}$ a 1 m y $28.19\pm 0.96^{\circ}\text{C}$ a 5 m de profundidad. Sin embargo, la estación isla Pajarita registró una temperatura máxima de 30.63°C a 1 m durante mayo (Anexo 11).

La salinidad del golfo en 2012 tuvo un promedio anual de 30.96 ± 1.20 UPS y 31.39 ± 0.94 UPS a 1 m y 5 m de profundidad respectivamente. El valor máximo se registró durante la época seca en febrero (33.06 UPS a 1 m y 33.07 UPS a 5 m), y descendió gradualmente durante la época lluviosa hasta llegar a valores mínimos durante setiembre (29.40 UPS a 1 m y 30.36 UPS a 5 m) (Figuras 2 y 3). Sin embargo, la estación Muelle Puntarenas registró la concentración más alta del año (33.17 UPS) a 5 m de profundidad en abril (Anexo 9).

En 2013, la salinidad del golfo presentó un promedio anual de 30.98 ± 1.78 UPS a 1 m y 31.44 ± 1.58 UPS a 5 m de profundidad. Desde enero, la salinidad fue en aumento hasta

llegar al valor máximo en abril (33.63 UPS a 1 m y 33.74 UPS a 5 m) y luego en época lluviosa, disminuyó hasta octubre, mes en el que se registraron las salinidades más bajas del año (28.26 UPS a 1 m y 28.99 UPS a 5 m) (Figuras 2 y 3). Sin embargo, la estación Caldera presentó la concentración máxima durante abril (33.83 UPS a 1 m de profundidad) (Anexos 4).

Los sólidos totales presentaron una variación anual similar al de la salinidad (Figuras 2 y 3). En 2012 alcanzaron valores máximos durante abril y febrero (32.88 g L⁻¹ a 1 m y 32.86 g L⁻¹ a 5 m, respectivamente), y luego empezaron a disminuir hasta setiembre, cuando se observan los valores más bajos del año (29.62 g L⁻¹ a 1 m y 30.46 g L⁻¹ a 5 m). En octubre se mantuvo la concentración y ascendió en noviembre y diciembre. El promedio anual de los sólidos totales fue de 31.04±1.13 g L⁻¹ a 1 m y de 31.38±0.83 g L⁻¹ a 5 m. Por otro lado, la estación de Tárcoles fue la que presentó la mayor concentración durante abril de 34.46 g L⁻¹, a 1 m de profundidad (Anexo 2).

Durante el 2013, los sólidos totales aumentaron hasta abril, donde se observan valores máximos de 33.15 g L⁻¹ a 1 m y 33.49 g L⁻¹ a 5 m de profundidad, luego disminuyeron hasta octubre, mes en el cual se registraron los valores mínimos (28.54 g L⁻¹ a 1 m y 29.20 g L⁻¹ a 5 m de profundidad), incrementándose en noviembre (Figuras 2 y 3). El promedio anual de los sólidos totales fue de 30.89±1.64 g L⁻¹, a 1 m y de 31.39±1.43 g L⁻¹, a 5 m de profundidad. Sin embargo, la estación Muelle Puntarenas presentó una concentración máxima de 33.57 g L⁻¹ a 1 m de profundidad en abril (Anexo 8).

El valor máximo de saturación de oxígeno durante 2012 se observó en febrero (106.50%, a 1 m y 99.36%, a 5 m de profundidad). Mientras que los porcentajes más bajos se registraron en diciembre (67.15% a 1 m de profundidad) y en junio (64.18% a 5 m de profundidad). El promedio anual fue de 85.68±12.88% y 78.20±10.64% a 1 y 5 m de profundidad respectivamente (Figura 2 y 3). El valor máximo se midió en la estación Muelle de Puntarenas en febrero a 1 m de profundidad (141.1%) (Anexo 8).

En el 2013, los valores más altos de saturación de oxígeno para el golfo se registraron en marzo (102.98%, a 1 m y 105.83%, a 5 m de profundidad). Y los valores más bajos fueron en julio (64.68% a 1 m de profundidad) y noviembre (60.20% a 5 m de profundidad). Con un promedio anual de $79.44 \pm 10.24\%$ a 1 m y $76.69 \pm 12.06\%$ a 5 m de profundidad (Figura 2 y 3). Siendo Tárcoles la estación que presentó el valor más alto durante marzo a 5 m de profundidad (131.2%) (Anexo 2).

La concentración del oxígeno disuelto, mostró una tendencia similar a la saturación de oxígeno en los dos años de estudio, con pocas fluctuaciones. En 2012, los valores máximos de oxígeno disuelto también se observaron en febrero (7.02 mg L^{-1} a 1 m y 6.49 mg L^{-1} a 5 m de profundidad), y los valores mínimos en diciembre (4.43 mg L^{-1} a 1 m de profundidad) y junio (4.14 mg L^{-1} a 5 m de profundidad). El promedio anual fue de $5.59 \pm 1.45 \text{ mg L}^{-1}$ a 1 m y $5.02 \pm 1.40 \text{ mg L}^{-1}$ a 5 m de profundidad (Figura 2 y 3). Y al igual que la saturación de oxígeno, la estación del Muelle de Puntarenas presentó el valor máximo de oxígeno disuelto en febrero a 1 m de profundidad (9.31 mg L^{-1}) (Anexo 8).

En marzo 2013, se registraron los valores más altos de oxígeno disuelto (6.76 mg L^{-1} a 1 m y 6.90 mg L^{-1} a 5 m de profundidad). Los valores mínimos se presentaron en noviembre (4.44 mg L^{-1} a 1 m y 4.00 mg L^{-1} a 5 m de profundidad), con un promedio anual de $5.22 \pm 1.17 \text{ mg L}^{-1}$ y $5.02 \pm 1.31 \text{ mg L}^{-1}$ a 1 y 5 m de profundidad, respectivamente (Figuras 2 y 3). Sin embargo, fue en la estación de isla Pajarita donde se presentó el máximo valor a 1 m de profundidad durante marzo (8.58 mg L^{-1}) (Anexo 11).

En 2012, el dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* se observó a partir de setiembre y en octubre se reportó una floración algal nociva de esta especie (E. Calvo, comunicación personal, 2019). Desde este mes y hasta diciembre de 2012, *P. bahamense* var. *compressum* registró concentraciones celulares muy altas, presentándose en el golfo una concentración máxima de $8\,364 \text{ células L}^{-1}$ a 1 m y $4\,036 \text{ células L}^{-1}$ a 5 m durante noviembre (Figuras 2 y 3). Sin embargo, según los valores mensuales por estación, Tárcoles fue la estación con la mayor concentración en noviembre ($18\,375 \text{ células L}^{-1}$ a 1 m) (Anexo 2 y

24), registrando además un valor diario máximo de 35 500 células L⁻¹ el 22 de noviembre (Anexo 27).

En 2013, *P. bahamense* var. *compressum* se mantuvo presente en concentraciones altas durante todo el año, a excepción de octubre a 1 m de profundidad y setiembre a 5 m de profundidad (Figuras 2 y 3). En mayo, se observaron concentraciones máximas de 6 119.00 células L⁻¹ y 13 056.00 células L⁻¹ a 1 y 5 m de profundidad, respectivamente. Luego, la concentración del dinoflagelado disminuye en junio, hasta noviembre, cuando vuelve a observarse un aumento considerable en su concentración. Por otro lado, la estación de muestreo con la concentración mensual más alta fue Tárcoles, con 30 725 células L⁻¹ a 5 m en mayo (Anexo 3 y 25), presentando un valor diario de 55 200.00 células L⁻¹ el 8 de mayo a 5 m (Anexo 27).

Por otro lado, *P. bahamense* var. *bahamense* en 2012 solamente se registró en noviembre y diciembre a 1 y 5 m de profundidad en concentraciones celulares muy bajas, coincidiendo con los meses de concentración máxima de *P. bahamense* var. *compressum*. En noviembre se presentó una concentración máxima de 143 células L⁻¹ a 1 m de profundidad y 100 células L⁻¹ a 5 m de profundidad (Figura 2 y 3). La estación con la concentración mensual máxima fue bahía Caldera con 250 células L⁻¹ a 1 m en noviembre (Anexo 5 y 24), y un valor diario de hasta 500 células L⁻¹ a 1 m de profundidad el 8 de noviembre (Anexo 27).

P. bahamense var. *bahamense* fue observado esporádicamente durante el año 2013, y en concentraciones celulares bajas. En el año, la concentración más alta se observó en abril (25 células L⁻¹ y 31 células L⁻¹ a 1 y 5 m de profundidad, respectivamente) (Figuras 2 y 3). Más específicamente, los valores diarios máximos observados fueron de 150 células L⁻¹, en la estación Muelle Puntarenas el 30 de enero a 1 m de profundidad, y en la estación Tárcoles el 23 de abril a 5 m (Anexo 27).

En 2012, el dinoflagelado *G. catenatum* apareció de forma inconsistente a 1 m de profundidad, y a 5 m presentó concentraciones celulares ascendentes en abril, mayo y junio, así como octubre y noviembre. La concentración máxima del año se observó en noviembre

a 1 m de profundidad (686 células L⁻¹) y en junio a 5 m de profundidad (813 células L⁻¹) (Figuras 2 y 3). Sin embargo, de las cuatro estaciones de muestreo, Caldera fue la que registró los valores mensuales más altos, con 3 150 células L⁻¹ en junio a 5 m de profundidad (Anexo 6 y 25), y además registró un valor diario máximo de 6 300.00 células L⁻¹ el 11 de junio a 5 m (Anexo 27).

En 2013, *G. catenatum* desapareció a 1 m de profundidad durante marzo, y a 5 m de profundidad desapareció en febrero, marzo, setiembre y octubre. La concentración máxima del golfo se observó en julio (2 825 células L⁻¹ a 1 m de profundidad) y en enero (1 775 células L⁻¹ a 5 m de profundidad) (Figuras 2 y 3). La estación Tárcoles presentó la concentración mensual máxima, con un valor de 7 525 células L⁻¹ a 1 m en julio (Anexo 2 y 24). El valor máximo diario observado fue de 14 200.00 células L⁻¹ a 1 m el 18 de julio (Anexo 27).

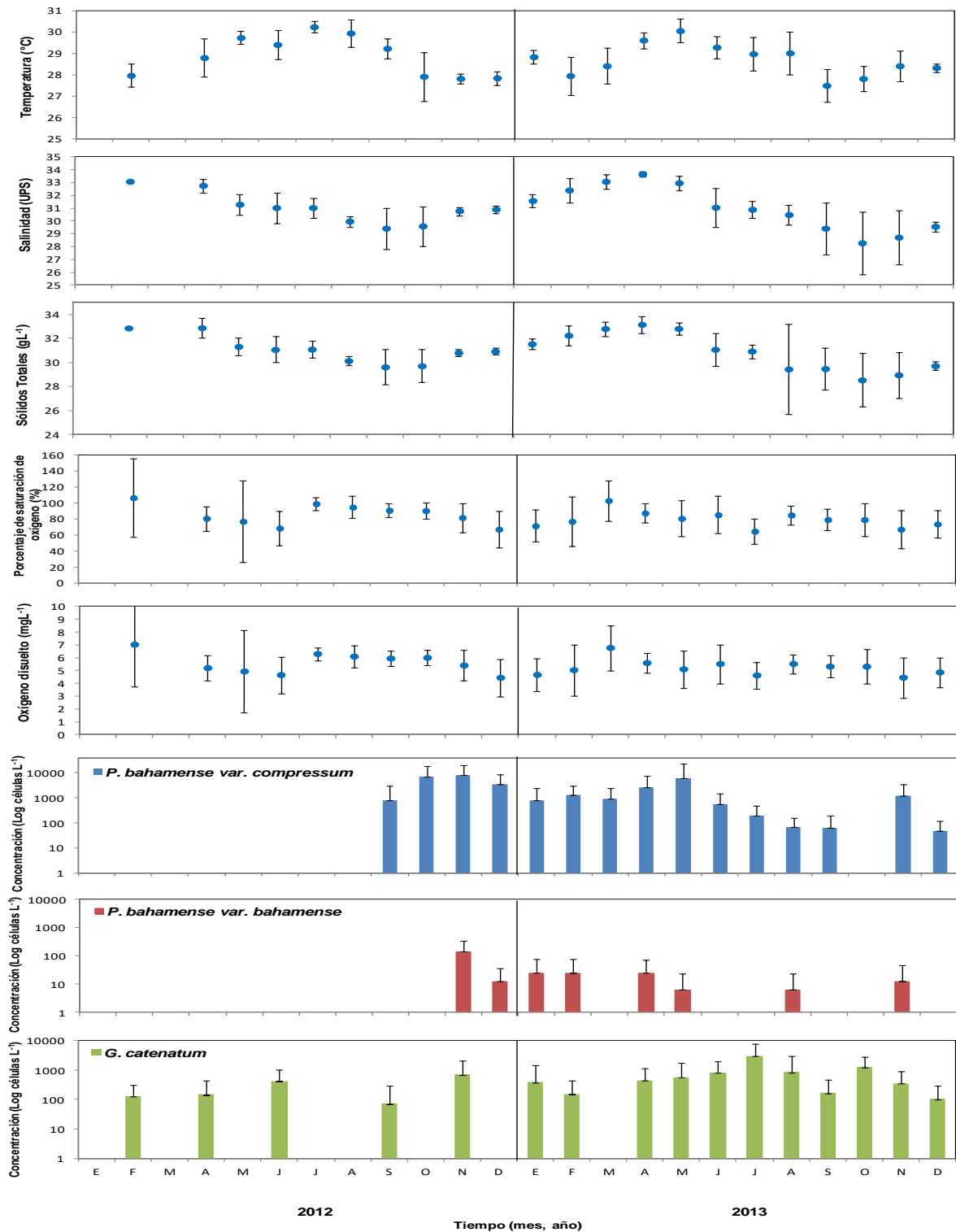


Figura 2. Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 1 m de profundidad durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica.

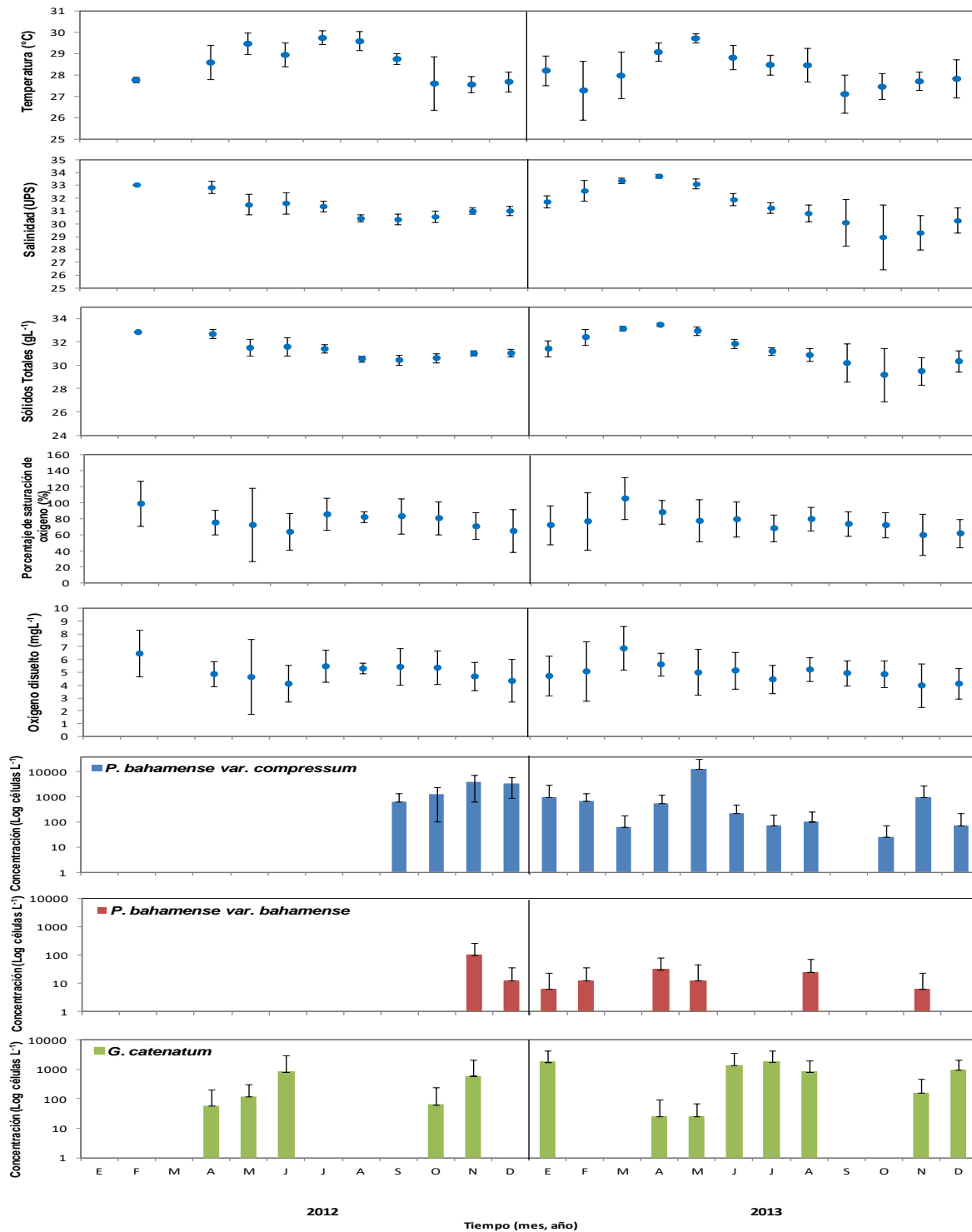


Figura 3. Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 5 m de profundidad durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica.

La información de radiación solar brindada por el IMN, fueron datos únicamente de Puntarenas, e inician a partir de julio 2012, ya que, durante los meses anteriores no tenían registros. El promedio anual de la radiación solar fue de 16.78 ± 1.05 MJ/m² y 17.63 ± 1.14 MJ/m² en 2012 y 2013, respectivamente. En 2012 el valor máximo se registró en agosto (18.37 MJ/m²), y luego disminuyó gradualmente hasta el valor más bajo en noviembre (15.52 MJ/m²). Por otro lado, en 2013 el valor máximo se registró en marzo (20.43 MJ/m²), y disminuyó hasta presentar valores mínimos en julio (13.96 MJ/m²) (Figura 4).

Durante los primeros tres meses del 2012 las precipitaciones fueron mínimas en el Golfo de Nicoya, coincidiendo con la época seca. Hasta abril se empezó a observar precipitaciones muy bajas, y fueron en aumento hasta agosto donde se presentó el valor máximo del año (204.50 mm), en setiembre bajó, y en octubre volvió a aumentar. En los meses siguientes las precipitaciones disminuyeron. En 2013 los primeros 3 meses las precipitaciones fueron muy bajas, como es de esperar en época seca. Luego aumentaron de abril a junio, y disminuyeron en julio (coincidiendo con el veranillo de San Juan). En agosto se reportó la precipitación más alta del año (319.15 mm), y disminuyó gradualmente en los meses siguientes (Figura 4). El promedio anual fue de 74.61 ± 79.62 mm durante el 2012 y de 110.65 ± 114.22 mm en 2013. Sin embargo, la estación del IMN en Paquera fue la que registró las precipitaciones más altas, con 280.40 mm en octubre 2012 y 362.10 mm en agosto 2013 (Anexo 15).

Durante 2012, se observó una temperatura ambiental mínima desde enero (25.39 °C), y aumentó rápidamente hasta que llegó a la temperatura máxima en marzo (28.25 °C), luego disminuyó gradualmente hasta junio, en julio hubo un aumento leve, y luego disminuyó gradualmente en agosto, setiembre y octubre, iniciando el aumento nuevamente en noviembre y diciembre (Figura 4). El promedio anual fue de 26.80 ± 2.05 °C. La estación del IMN con la temperatura ambiental más alta en marzo 2012 fue Puntarenas, con 28.25 °C (Anexo 14 y 26).

En 2013, la temperatura ambiental incrementó desde octubre del año anterior, y llegó al valor máximo en abril del 2013 (28.11 °C), se dio una tendencia a la baja en los siguientes meses hasta registrar la temperatura más baja en octubre (26.22 °C), aumentó ligeramente en noviembre y diciembre (Figura 4). El promedio anual de temperatura fue de 26.91 ± 0.83 °C. Sin embargo, la estación Puntarenas registró la temperatura ambiental máxima, con 28.68 °C en febrero 2013 (Anexo 14 y 26).

La velocidad del viento en el Golfo de Nicoya mostró un promedio anual de 3.43 ± 3.65 m/s en 2012, y de 2.08 ± 2.57 m/s en 2013. No se tuvieron datos de la velocidad del viento de enero y marzo 2012, sin embargo, se reportó un inicio de año relativamente ventoso con una velocidad de 6 m/s en febrero 2012, en mayo disminuyó con vientos mínimos de 0.20 m/s. En el mes de junio se registraron los vientos más fuertes del año (9.78 m/s), los cuales empezaron a disminuir gradualmente hasta octubre. Durante el 2013 los vientos no fueron tan fuertes como el 2012, hubo vientos moderados a inicios de año, los cuales alcanzaron su punto máximo en junio (2.64 m/s), y luego en julio se observaron en su punto más bajo (1.60 m/s), el resto del año se mantuvieron relativamente bajos (Figura 4). Sin embargo, la estación Muelle de Puntarenas fue la que presentó los vientos más fuertes en 2012 con valores de 20.05 m/s en junio (Anexo 10), y la estación isla Pajarita en 2013 con 11.20 m/s en junio (Anexo 13).

La profundidad del disco Secchi en el Golfo de Nicoya fue muy variable durante ambos años, sin embargo, en agosto del 2012 se reportó la profundidad mínima (1.66 m), y en diciembre la profundidad máxima (3.04 m). Mientras que, en 2013, la profundidad máxima fue de 3.75 m en febrero y la mínima de 1.34 m en octubre. El promedio anual fue de 2.35 ± 1.06 m en 2012, y de 2.43 ± 1.37 m en 2013 (Figura 4). Sin embargo, de las 4 estaciones, Tárcoles presentó la mayor profundidad del disco durante ambos años, en abril y diciembre 2012 con un valor de 4.5 m en ambos meses, y en febrero 2013 con 6.75 m (Anexo 4 y 26).

Por último, la profundidad total en la columna de agua presentó un promedio anual de 11.36 ± 2.81 m en 2012, y 13.54 ± 4.61 m en 2013. Observándose los valores mínimos de

2012 en mayo (9.33 m) y el máximo en noviembre (13.53 m). Mientras que en 2013 se reportaron los valores mínimos en febrero 2013 (9.75 m) y los valores máximos en mayo (16.51 m) (Figura 4). Tárcoles presentó la mayor profundidad en la columna de agua, 18.3 m en noviembre 2012, y 26.35 m en mayo 2013 (Anexo 4 y 26).

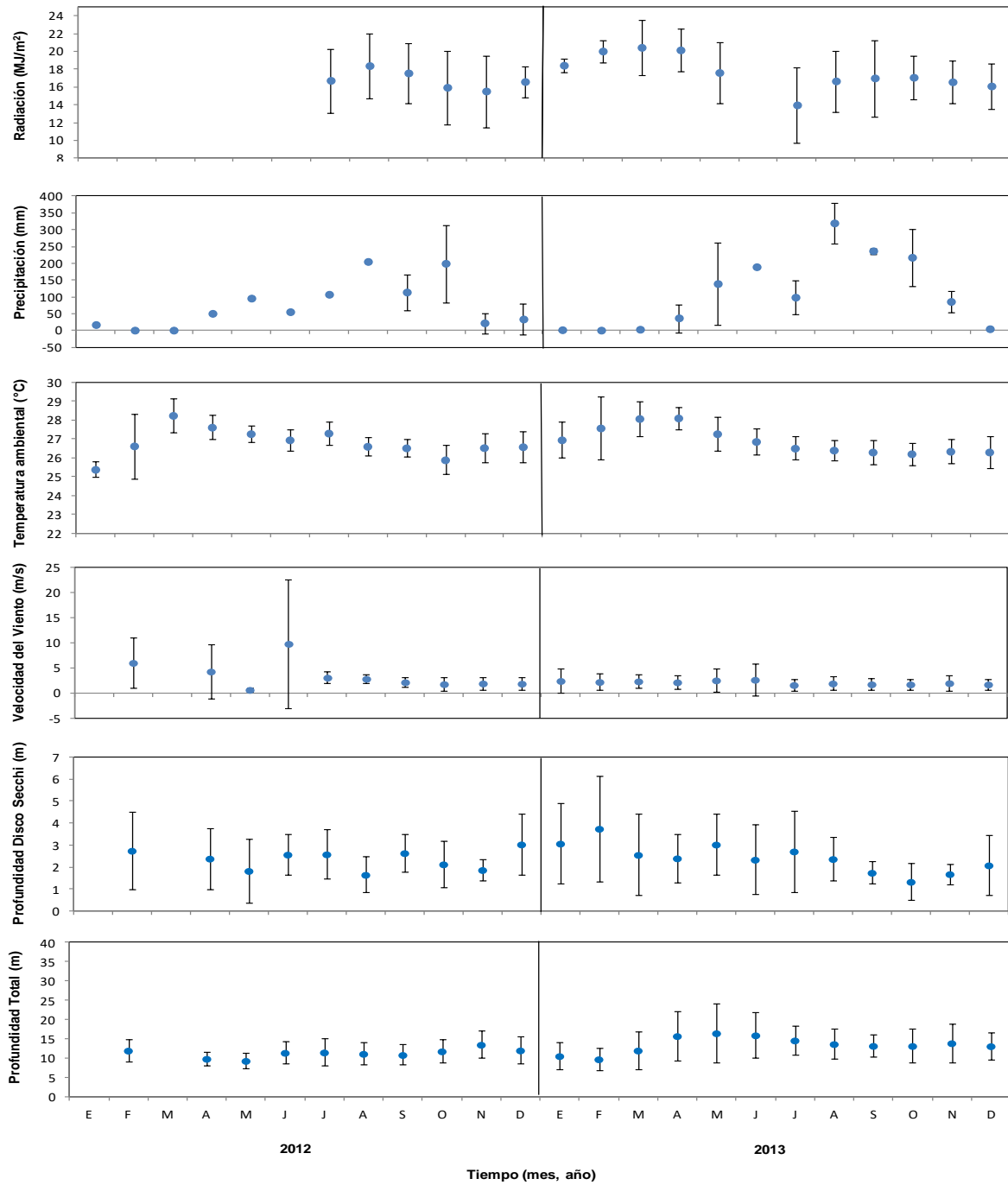


Figura 4. Promedio mensual de la radiación solar (MJ/m^2), precipitación (mm), temperatura ambiental ($^{\circ}\text{C}$), velocidad del viento (m/s), profundidad del disco de Secchi (m), y la profundidad total (m) durante el período enero 2012 a diciembre 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica.

Las estaciones Tárcoles, bahía Caldera, Muelle Puntarenas e isla Pajarita presentaron correlaciones positivas entre *P. bahamense* var. *compressum* y *P. bahamense* var. *bahamense* a 1 y 5 m de profundidad ($r = 0.593^{**}$ y $r = 0.493^{**}$, respectivamente) (Anexos 15 y 16).

También se observó una correlación negativa entre la temperatura superficial del mar y los dinoflagelados *P. bahamense* var. *compressum* ($r = -0.216^*$) y *P. bahamense* var. *bahamense* ($r = -0.232^*$) a 1 m de profundidad (Anexo 16).

Por otro lado, se observó una correlación positiva entre la profundidad total y el dinoflagelado *G. catenatum* a 1 m de profundidad ($r = 0.219^*$), y el dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* a 5 m de profundidad ($r = 0.240^*$) (Anexos 15 y 16).

Se obtuvo una correlación negativa entre la radiación solar y el dinoflagelado *G. catenatum* a 1 y 5 m de profundidad ($r = -0.289^*$ y $r = -0.314^{**}$, respectivamente). Igualmente, entre la precipitación y el dinoflagelado *P. bahamense* var. *bahamense* ($r = -0.250^*$) a 1 m de profundidad. Y una correlación positiva entre la profundidad del disco Secchi y el dinoflagelado *G. catenatum* ($r = 0.279^{**}$) a 5 m de profundidad (Anexos 15 y 16).

Con respecto a los análisis para determinar la variación entre estas cuatro estaciones, se pudo observar que la temperatura a 1 m de profundidad ($p = 0,044$) presentó diferencias significativas entre la estación isla Pajarita y las estaciones bahía Caldera y Muelle Puntarenas (Cuadro 1).

La salinidad a 1 y 5 m de profundidad ($p = 0,001$ y $p = 0,009$, respectivamente), al igual que los sólidos totales a 1 y 5 m de profundidad ($p = 0,001$ y $0,011$, respectivamente) presentaron diferencias significativas entre isla Pajarita y todas las demás estaciones (Cuadro 1 y 2).

La saturación de oxígeno a 1 m de profundidad ($p = 0,018$) y el oxígeno disuelto a 1 y 5 m de profundidad ($p = 0,009$ en ambas profundidades) presentaron diferencias significativas entre las estaciones de Tárcoles e isla Pajarita. Mientras que la saturación de oxígeno a 5 m de profundidad ($p = 0,000$) mostró diferencias significativas entre Tárcoles y todas las demás estaciones, y entre las estaciones bahía Caldera e isla Pajarita (Cuadro 1 y 2).

La profundidad del disco Secchi a 1 y 5 m de profundidad ($p = 0,000$ en ambas profundidades) presentó diferencias significativas entre la estación Caldera y todas las demás estaciones. Y entre isla Pajarita y el Muelle de Puntarenas (Cuadro 1 y 2).

La profundidad total de la columna de agua ($p = 0,000$) presentó diferencias significativas entre las cuatro estaciones de muestreo (Cuadro 1 y 2).

El dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* a 1 y 5 m de profundidad ($p = 0,021$ y $p = 0,015$, respectivamente) presentó diferencias significativas entre las estaciones Tárcoles e isla Pajarita (Cuadro 1 y 2).

El dinoflagelado *G. catenatum* a 5 m de profundidad ($p = 0,022$) presentó diferencias significativas entre las estaciones bahía Caldera e isla Pajarita (Cuadro 2).

Cuadro 1. Análisis de Varianza de un Factor evaluando los parámetros fisicoquímicos y la concentración de los dinoflagelados tóxicos en el Golfo de Nicoya a 1 m de profundidad.

| Variable | P-value |
|---|----------------|
| Temperatura | 0,044* |
| Salinidad | 0,001* |
| Sólidos Totales | 0,001* |
| Saturación de Oxígeno | 0,018* |
| Oxígeno Disuelto | 0,009* |
| Profundidad del Disco Secchi | 0,000* |
| Profundidad Total | 0,000* |
| <i>Pyrodinium bahamense var. compressum</i> | 0,021* |
| <i>Pyrodinium bahamense var. bahamense</i> | 0,174 |
| <i>Gymnodinium catenatum</i> | 0,062 |

*: diferencias significativas con $p < 0,05$.

Cuadro 2. Análisis de Varianza de un Factor evaluando los parámetros fisicoquímicos y la concentración de los dinoflagelados tóxicos en el Golfo de Nicoya a 5 m de profundidad.

| Variable | P-value |
|---|----------------|
| Temperatura | 0,468 |
| Salinidad | 0,009* |
| Sólidos Totales | 0,011* |
| Saturación de Oxígeno | 0,000* |
| Oxígeno Disuelto | 0,009* |
| Profundidad del Disco Secchi | 0,000* |
| Profundidad Total | 0,000* |
| <i>Pyrodinium bahamense var. compressum</i> | 0,015* |
| <i>Pyrodinium bahamense var. bahamense</i> | 0,256 |
| <i>Gymnodinium catenatum</i> | 0,022* |

* Diferencias significativas con $p < 0,05$.

3.2. Toxinas paralizantes y concentración de dinoflagelados tóxicos

El dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* apareció en los muestreos hasta setiembre del 2012 en las estaciones ostrícolas. Mientras que *P. bahamense* var. *bahamense* apareció hasta noviembre 2012 (Figura 5 y 6).

En el Golfo de Nicoya el dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* se reportó en setiembre y su concentración celular registró los valores más altos durante noviembre del 2012 (61 060 células L⁻¹ a 1 m de profundidad y 41 521 células L⁻¹ a 5 m de profundidad) (Figuras 5 y 6). La mayor concentración se reportó en la estación isla Cedros, con un valor mensual de 77 275 células L⁻¹ a 1 m en noviembre (Figura 7). Además, el 4 de noviembre en esta misma estación, registró un valor diario de 254 750 células L⁻¹ a 1 m (Anexo 30).

En 2013 la concentración de *P. bahamense* var. *compressum* fue muy variable durante el año, y en ambas profundidades tuvo varios picos en su concentración durante febrero, marzo, julio, setiembre y diciembre. No obstante, durante mayo se reportó una concentración máxima de 4 477 células L⁻¹ a 1 m de profundidad, y de 3 248 células L⁻¹ a 5 m (Figuras 5 y 6). Por otro lado, la mayor concentración mensual se observó en la estación de isla Cedros durante abril a 5 m de profundidad (7 367 células L⁻¹) (Figura 8), con un valor máximo diario de 29 100 células L⁻¹ el 01 de mayo a 1 m (Anexo 30).

El dinoflagelado *P. bahamense* var. *bahamense* se reportó hasta el mes de noviembre del 2012, con una concentración máxima de 746 células L⁻¹ y 114 células L⁻¹, a 1 y 5 m respectivamente, y disminuyó su concentración en diciembre (Figuras 5 y 6). La mayor concentración mensual se observó en la estación de isla Cedros, 1583 células L⁻¹ durante noviembre a 1 m de profundidad (Figura 7). Además, registró un valor diario máximo de 8 350 células L⁻¹ el 2 de noviembre a 1 m en esta misma estación (Anexo 30).

En 2013, *P. bahamense* var. *bahamense* no apareció durante enero, junio, agosto, ni octubre a 1 m de profundidad, y a 5 m no apareció en enero, junio, julio, agosto, noviembre y diciembre. Se registró la concentración más alta del golfo durante febrero con 38 células

L⁻¹ (5 m de profundidad) y en abril con 38 células L⁻¹ (1 m de profundidad) (Figuras 5 y 6). Por otro lado, la estación en Punta Cuchillo presentó la concentración mensual más alta, con 100 células L⁻¹ en abril a 5 m (Figura 8). Y el valor diario más alto fue de 250 células L⁻¹ en isla Cedros, el cual se registró el 11 febrero a 1 m y el 14 de febrero a 5 m (Anexo 30).

G. catenatum en 2012 registró la máxima concentración del golfo durante enero a 1 m y 5 m de profundidad (6 677 células L⁻¹ y 4 473 células L⁻¹, respectivamente). Desapareció en abril, y de nuevo se contabilizaron concentraciones importantes en junio y noviembre (Figuras 5 y 6). De las 3 estaciones, Punta Cuchillo presentó la concentración máxima mensual durante enero (8 395 células L⁻¹) a 1 m de profundidad (Figura 7). Y un valor diario de hasta 22 300 células L⁻¹ el 8 de enero, en la misma estación a 1 m (Anexo 30).

Este mismo dinoflagelado inició el 2013 con una concentración alta en enero, la cual disminuyó en febrero, marzo y abril, y luego aumentó a partir de mayo hasta julio, periodo en el cual presentó las concentraciones más altas observadas en el año (3 558 células L⁻¹ y 3 535 células L⁻¹ a 1 y 5 m de profundidad, respectivamente) (Figuras 5 y 6). La estación de Punta Cuchillo fue la que presentó la concentración mensual más alta, con 6 810 células L⁻¹ a 5 m en julio (Figura 8). Y la concentración diaria máxima fue registrada el 16 de julio a 5 m con 26 050 células L⁻¹ en esta misma estación (Anexo 30).

Las concentraciones de toxinas acumuladas y analizadas en las muestras de carne de la ostra japonesa, provenientes de las granjas ostrícolas presentan un comportamiento muy similar al del dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* (Figuras 5, 6, 7 y 8). Es importante indicar que la concentración de toxinas acumuladas no se mide por profundidad, pero en los gráficos se repiten los mismos valores de éstas a 1 m y 5 m de profundidad, para efectos comparativos.

Durante octubre, noviembre y diciembre de 2012 se presentaron concentraciones de toxinas mayores a 400 UR/100g, siendo noviembre el mes con la concentración más alta (5 714.29 UR/100g de carne). En 2013, se observaron concentraciones mayores al límite para consumo humano, únicamente durante mayo, con una concentración máxima de 459.27

UR/100g de carne (Figuras 5 y 6). La concentración mensual máxima de toxinas se registró en la granja de Punta Cuchillo durante noviembre de 2012 con una concentración de 6 805.00 UR/100g de carne, y durante mayo de 2013 con una concentración de 639.17 UR/100g de carne (Figuras 7 y 8). Además, se registraron valores diarios de hasta 19 700 UR/100g de carne en las muestras de Punta Cuchillo tomadas el 2 de noviembre 2012 (Anexo 30).

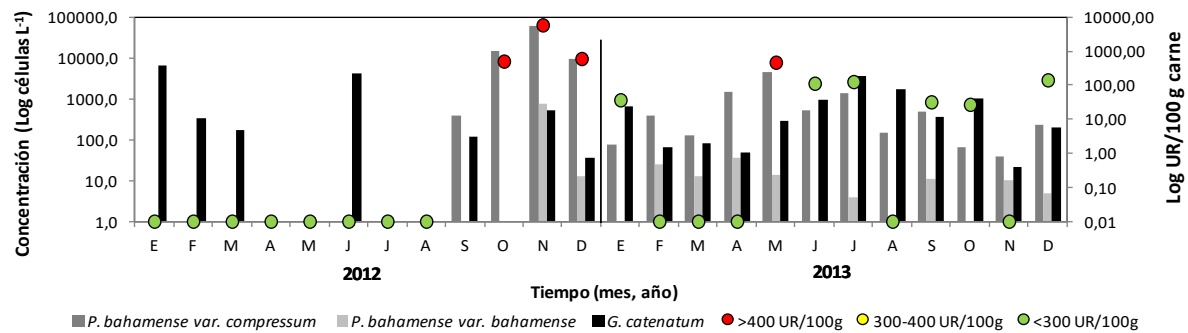


Figura 5. Concentración promedio mensual de los dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 1 m de profundidad y concentración de toxinas paralizantes (Log UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa durante el período enero 2012 a diciembre 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica.

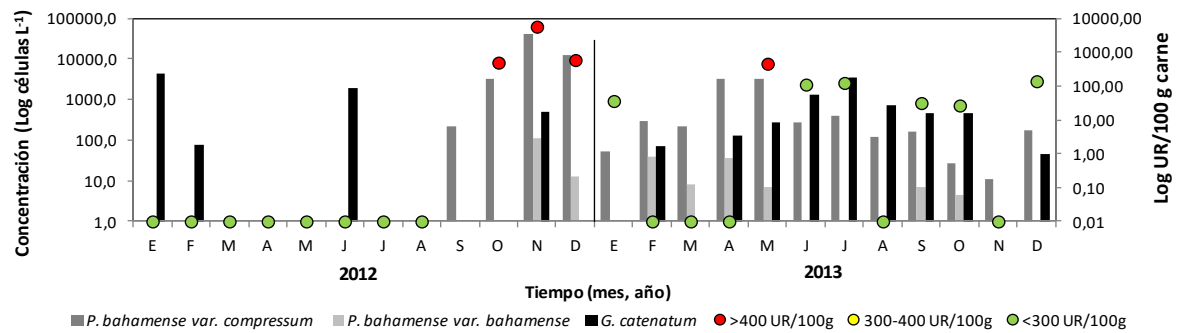


Figura 6. Concentración promedio mensual de los dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 5 m de profundidad y concentración de toxinas paralizantes (Log UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa durante el período enero 2012 a diciembre 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica.

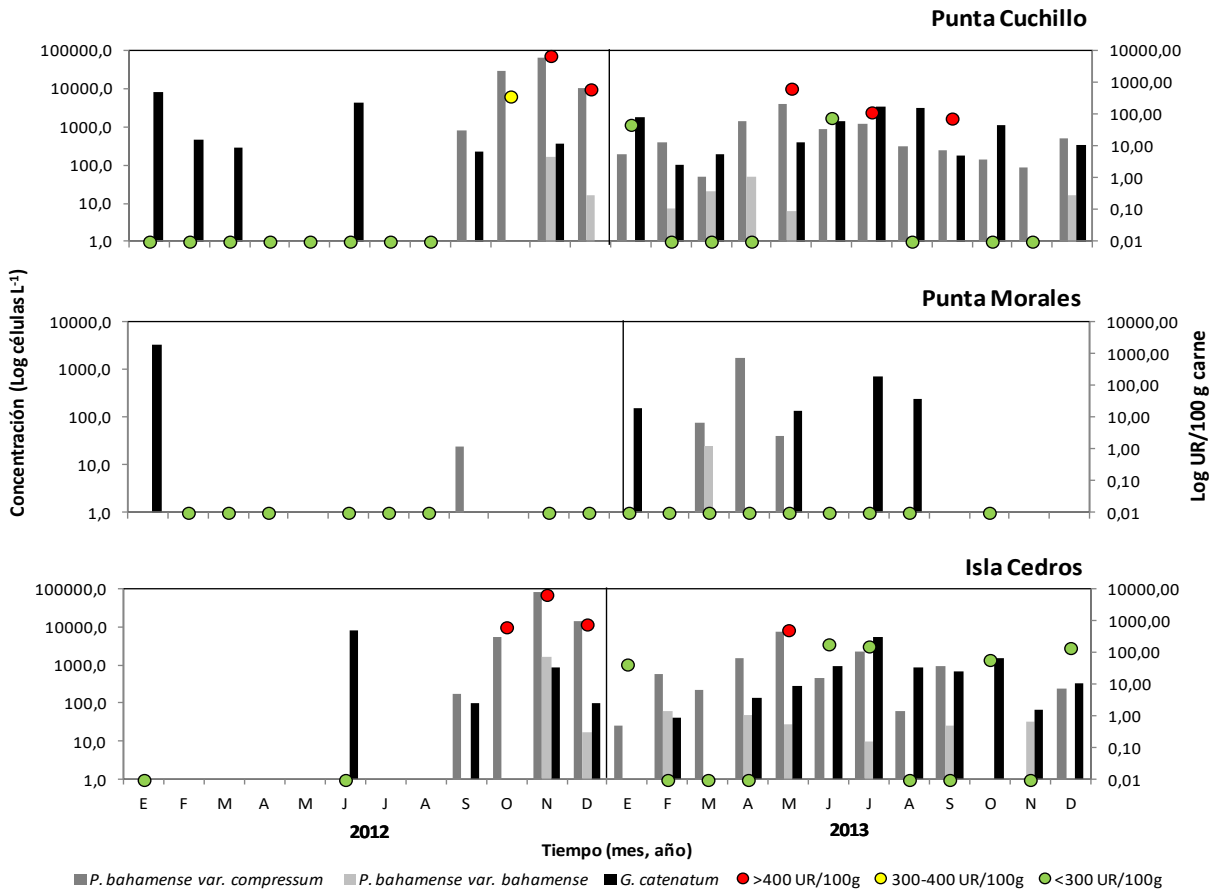


Figura 7. Concentración promedio mensual de los dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 1 m de profundidad y las toxinas paralizantes (Log UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa durante el período enero 2012 a diciembre 2013, en las granjas ostrícolas de Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros.

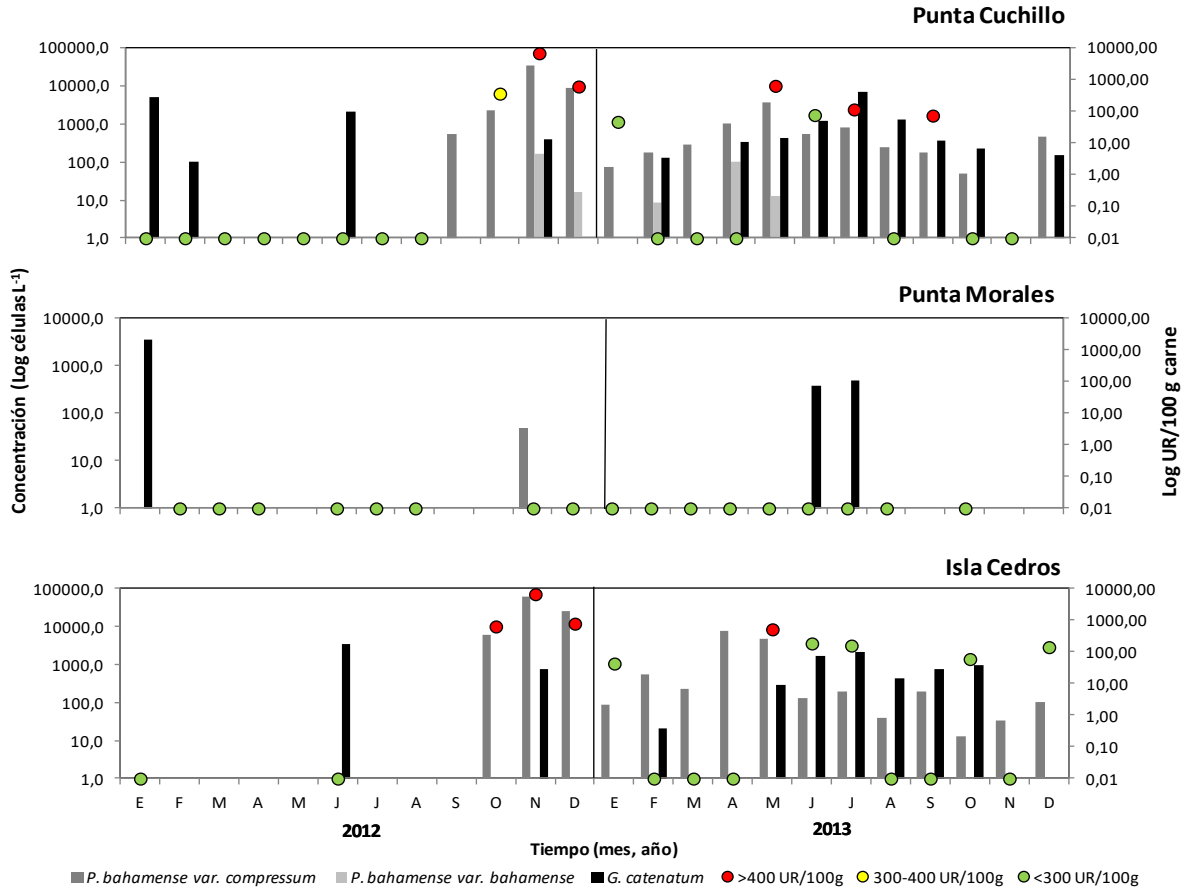


Figura 8. Concentración promedio mensual de los dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 5 m de profundidad y las toxinas paralizantes (Log UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa durante el período enero 2012 a diciembre 2013, en las granjas ostrícolas de Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros.

Las estaciones Punta Morales, Punta Cuchillo e isla Cedros presentaron correlaciones positivas entre *P. bahamense* var. *compressum* y *P. bahamense* var. *bahamense* a 1 y 5 m de profundidad ($r = 0.743^{**}$ y $r = 0.695^{**}$, respectivamente) (Anexos 17 y 18).

Además, se observó una correlación negativa entre la radiación solar y el dinoflagelado *G. catenatum* a 1 y 5 m de profundidad ($r = -0.419^{**}$ y $r = -0.449^{**}$, respectivamente). Igualmente, entre la temperatura ambiental y el dinoflagelado *G. catenatum* a 1 y 5 m de profundidad ($r = -0.320^{**}$ y $r = -0.322^{**}$, respectivamente) (Anexos 17 y 18).

Por otro lado, se obtuvo una correlación positiva entre la acumulación de toxinas paralizantes en la carne de la ostra japonesa y el dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* a 1 y 5 m de profundidad ($r = 0.936^{**}$ y $r = 0.916^{**}$, respectivamente). Así mismo, entre la acumulación de toxinas paralizantes en la carne de la ostra japonesa y el dinoflagelado *P. bahamense* var. *bahamense* a 1 y 5 m de profundidad ($r = 0.740^{**}$ y $r = 0.668^{**}$, respectivamente) (Anexos 17 y 18).

Los análisis para determinar la variación en las estaciones de muestreo ubicadas en las granjas ostrícolas dieron como resultado diferencias significativas a 1 y 5 m de profundidad en la concentración celular de los dinoflagelados *P. bahamense* var. *compressum* ($p: 0,022$ y $p: 0,008$, respectivamente) y *P. bahamense* var. *bahamense* ($p: 0,043$ y $p: 0,036$, respectivamente) (Cuadro 3 y 4).

Con respecto a los análisis para determinar la variación entre estas tres granjas ostrícolas, se pudo observar que el dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* a 1 y 5 m de profundidad ($p: 0,022$ y $p: 0,008$, respectivamente) mostró diferencias significativas entre Punta Morales e isla Cedros (Cuadro 3 y 4).

Así mismo, el dinoflagelado *P. bahamense* var. *bahamense* a 1 y 5 m de profundidad ($p: 0,043$ y $p: 0,036$, respectivamente) presentó diferencias significativas entre Punta Morales e isla Cedros (Cuadro 3 y 4).

Por último, el dinoflagelado *G. catenatum* a 1 m de profundidad ($p = 0,009$) presentó diferencias significativas entre las estaciones Punta Morales e isla Cedros (Cuadro 3)

Cuadro 3. Análisis de Varianza de un Factor evaluando la concentración de toxinas paralizantes y de los dinoflagelados tóxicos en el Golfo de Nicoya a 1 m de profundidad.

| Variable | P-value |
|---|---------|
| <i>Pyrodinium bahamense var. compressum</i> | 0,022* |
| <i>Pyrodinium bahamense var. bahamense</i> | 0,043* |
| <i>Gymnodinium catenatum</i> | 0,009* |
| Toxinas | 0,090 |

* Diferencias significativas con $p < 0,05$.

Cuadro 4. Análisis de Varianza de un Factor evaluando la concentración de toxinas paralizantes y de los dinoflagelados tóxicos en el Golfo de Nicoya a 5 m de profundidad.

| Variable | P-value |
|---|---------|
| <i>Pyrodinium bahamense var. compressum</i> | 0,008* |
| <i>Pyrodinium bahamense var. bahamense</i> | 0,036* |
| <i>Gymnodinium catenatum</i> | 0,053 |
| Toxinas | 0,090 |

* Diferencias significativas con $p < 0,05$.

Con respecto a los niveles de concentración celular de *P. bahamense var. compressum* y de toxina en la carne de ostra japonesa, se pudo registrar concentraciones celulares de 1017 células L^{-1} (Punta Cuchillo a 5 m de profundidad en abril 2013), 1400 células L^{-1} (Punta Cuchillo a 1 m de profundidad en abril 2013) y hasta 1 725 células L^{-1} (Punta Morales a 1 m de profundidad en abril 2013), con concentraciones de toxinas menores a 300 UR/100g de las muestras de carne de ostras de las mismas localidades (Anexo 31).

Por otro lado, se observaron muestras con 2 286 células L⁻¹ (Punta Cuchillo a 5 m de profundidad en octubre 2012) junto a concentraciones de toxinas de 300-400 UR/100g en la carne de ostra japonesa. Y no fue hasta una concentración de 3744 células L⁻¹ (Punta Cuchillo 5 m de profundidad en mayo 2013) que se empezaron a registrar toxinas paralizantes con valores superiores a las 400 UR/100g (Anexo 31).

En el caso de *G. catenatum*, se registraron concentraciones desde 1 080 células L⁻¹ (Punta Cuchillo a 1 m de profundidad en octubre 2013) hasta 8 395 células L⁻¹ (Punta Cuchillo a 1 m de profundidad en enero 2012), con concentraciones de toxinas paralizantes menores a las 300 UR/100g en carne de ostra japonesa (Anexo 32).

En base a estos resultados, se proponen medidas preventivas a la Comisión según la concentración (células L⁻¹) de los dinoflagelados *P. bahamense* var. *compressum* y *G. catenatum* y la concentración de toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de la ostra japonesa (Cuadro 5).

Cuadro 5. Medidas preventivas propuestas según la concentración (células L⁻¹) de los dinoflagelados *P. bahamense* y *G. catenatum* y la acumulación de toxinas paralizantes (UR/ 100 g) en carne de la ostra japonesa.

| Análisis de agua | | Análisis de carne | | Medida preventiva |
|--|-------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------|
| Concentración (células L ⁻¹) | Frecuencia muestreo | Concentración (UR/ 100g) | Frecuencia muestreo | |
| <i>P. bahamense</i>* | | | | |
| ≤ 1725 | Bimensual | ≤ 300 | Mensual a bimensual | Alerta verde |
| >1725 < 2286 | Semanal | > 300 < 400 | Semanal o más frecuente | Alerta amarilla |
| ≥ 2286 | Semanal o más frecuente | ≥ 400** | Semanal o más frecuente | Alerta roja -Veda |
| <i>G. catenatum</i> | | | | |
| ≤ 8395 | Bimensual | ≤ 300 | Mensual a bimensual | Alerta verde |
| > 8395 < 10000 | Semanal | > 300 < 400 | Semanal o más frecuente | Alerta amarilla |
| ≥ 10000 | Semanal o más frecuente | ≥ 400 | Semanal o más frecuente | Alerta roja - Veda |

* Aunque existe el debate de si debe considerarse a *P. bahamense* una monoespecie o una especie con 2 variedades. En la presente investigación se considera como una sola especie productora de toxinas.

** La concentración de toxinas paralizantes mayor o igual a 400 UR equivale a 80 µg STXeq/100 g carne, el límite permitido para consumo humano por norma internacional.

4. Discusión

4.1. Parámetros físico químicos y concentración de dinoflagelados tóxicos.

Algunos parámetros se vieron afectados en 2012 debido a dos eventos climáticos extremos, mientras que en 2013 el comportamiento del clima fue neutral. Según los reportes del Índice Oceánico del Niño (ONI), el cual determina episodios calientes y fríos por estaciones, hubo un evento de La Niña de enero a marzo del 2012, y luego se registró un periodo neutro el resto del 2012 y todo el 2013 (NOAA 2019) (Anexo 20).

Sin embargo, el comportamiento del clima en Costa Rica fue un poco diferente según describen los boletines del ENOS del IMN de 2012 y 2013. Los primeros tres meses de 2012 se reportaron como evento La Niña, pero de abril a agosto de 2012 reportaron un pseudoevento regional de El Niño (Anexo 21), el cual no fue declarado como tal por la comunidad internacional al considerarse un evento muy débil, sólo apreciado en el país. Por último, el resto de 2012 y 2013 fueron reportados como meses neutrales (IMN 2013b).

Un evento de El Niño en el Pacífico costarricense se caracteriza por el aumento de la temperatura del mar, disminución de precipitaciones, disminución de la clorofila *a* y los sólidos totales, y un claro decrecimiento en la densidad de los dinoflagelados y diatomeas (Calvo *et al.* 2014). En el presente estudio, es posible apreciar temperaturas ligeramente más altas durante junio, julio y agosto de 2012 (El Niño) en comparación con 2013. Además, se pudo observar disminución en las precipitaciones, e incluso vientos muy variables durante El Niño de 2012.

P. bahamense se distribuye en las áreas tropicales y subtropicales, buscando aguas cálidas (Usup *et al.* 2012). La variedad *compressum* se ha observado desde los 20°C de temperatura hasta los 38°C, siendo su temperatura óptima entre 25°C y 28°C. Mientras que la variedad *bahamense* se reporta desde los 20°C hasta los 32°C, con una temperatura óptima

de 30°C (Usup *et al.* 2012, Alonso *et al.* 2015, Alkawri *et al.* 2016). En el Golfo de Nicoya, Calvo (2002) observó a la variedad *compressum* en un rango de temperaturas de 27 a 31°C, y a temperaturas mayores de 31°C no se registró. En este trabajo, ambas variedades se observaron en un rango de temperatura similar (27.30°C a 30.06°C), sin embargo, no se observó a 31°C o más.

El dinoflagelado *G. catenatum*, se ha registrado tanto en aguas templadas como tropicales, tiene una tolerancia alta a rangos amplios de temperatura y salinidad. Se ha reportado desde los 12°C hasta 30°C. Su temperatura óptima va de los 20°C hasta los 30°C (Yamamoto *et al.* 2002; Adam *et al.* 2011; Band-Schmidt *et al.* 2019), y cuando las temperaturas superan los 30 °C disminuye su concentración (Band-Schmidt *et al.* 2004). En Costa Rica, se ha cultivado con éxito a 26±1°C (Berrocal 2011). En el presente estudio se observó desde los 27.50°C hasta los 30.06°C, similar a *P. bahamense*.

El presente estudio, mostró una correlación negativa entre *P. bahamense* var. *compressum* y la temperatura superficial del mar a 1m de profundidad. Este mismo comportamiento fue observado en el estudio de Calvo (2002) en el Golfo de Nicoya, donde atribuye la disminución de temperatura a la época lluviosa durante setiembre y octubre, periodo en el cual suele aumentar la cantidad de nutrientes introducidos a través de los ríos Tempisque, Barranca y Grande de Tárcoles, por escorrentía, lo que aumenta la concentración de clorofila *a*. Estas descargas de agua dulce, generan fluctuaciones químicas y físicas en el Golfo de Nicoya según sea la época del año, e influye sobre el comportamiento de las comunidades fitoplanctónicas (García y Vega 2016). En el presente estudio, se observó un aumento en las concentraciones de *P. bahamense* var. *compressum* y var. *bahamense* durante setiembre y octubre del 2012, lo cual coincide con la finalización de la época lluviosa y el decrecimiento de la temperatura.

Algunos autores sugieren que la variabilidad de *P. bahamense* puede estar relacionado con los cambios de temperatura (Azanza y Taylor 2001, Hallegraeff 2010), sin embargo, Banguera-Hinestroza *et al.* (2016) observaron concentraciones celulares altas en sitios donde el patrón de temperatura pareciera no estar relacionado con esta especie, si no

que su comportamiento respondía más a la salinidad. En el presente estudio, no se logró observar correlación significativa entre los tres dinoflagelados y la salinidad. Sin embargo, *P. bahamense* suele describirse como un organismo eurihalino, es decir, que prefiere ambientes de alta salinidad (Calvo 2002, Usup *et al.* 2012). La variedad *compressum*, se ha observado en ambientes con salinidades de 10 UPS hasta 45 UPS, sin embargo, la salinidad óptima de esta especie es 35 UPS (Usup *et al.* 2012, Alkawri *et al.* 2016). En el Golfo de Nicoya, se ha registrado su presencia a salinidades de 30 UPS a 33 UPS (Calvo 2002). Por otro lado, la variedad *bahamense* se ha registrado desde los 10 UPS a los 45 UPS, siendo 25 UPS la salinidad óptima (Usup *et al.* 2012), en el presente estudio ambas variedades se observaron en un rango de concentraciones de salinidad altas (28.70 UPS a 33.74 UPS), con una tendencia eurihalina.

G. catenatum, se ha observado en salinidades de 20 hasta 40 UPS, sin embargo, crece mejor a salinidades entre 28 a 38 UPS, inclusive se observó disminuir su crecimiento luego de los 38 UPS (Yamamoto *et al.* 2002, Band-Schmidt *et al.* 2004), en Costa Rica ha sido cultivado con éxito a una salinidad de 31 UPS (Berrocal 2011). En este estudio se reportaron salinidades entre 28.26 UPS a 32.74 UPS.

Las precipitaciones y escorrentías juegan un papel muy importante en la distribución y abundancia de *P. bahamense*, así como, en la formación de FAN (Azanza y Taylor 2001, Philips *et al.* 2006). Los estudios coinciden que la variedad *compressum* suele ser más frecuente durante la época lluviosa (Calvo 2002, Alonso-Rodríguez *et al.* 2015). Mientras que otros estudios determinaron que la variedad *bahamense* tiende a formar floraciones luego de finalizar periodos lluviosos fuertes, o incluso parece preferir aguas con poca mezcla por la descarga de ríos (Azanza y Miranda 2001, Philips *et al.* 2006).

En el presente estudio, no se registró una relación significativa entre la concentración celular de la variedad *compressum* y la precipitación, pero con la variedad *bahamense* se obtuvo una correlación negativa con la precipitación. Es decir, durante la época lluviosa se le observó disminuir su concentración celular y en época seca aumentó, periodo en el cual aumenta la temperatura del agua. Según Hallegraeff (2010), el incremento de la temperatura

suele ocasionar una estratificación más marcada en la columna de agua, agotando más rápidamente los nutrientes en la superficie, y sólo aquellas especies con un requerimiento menor de nutrientes o con alguna ventaja adaptativa hacen frente a esos cambios.

Smayda (2010), afirma que algunos dinoflagelados tienen la capacidad de ajustarse morfológicamente según su tolerancia a la turbulencia (tamaño de las células, forma y formación de cadenas). Por ejemplo, la variedad *compressum*, la cual suele observarse formando cadenas de hasta 32 células, suele formar floraciones durante periodos de mezcla intensa en la columna de agua, mientras que la variedad *bahamense* suele observarse como células simples o formando cadenas de 2 ó 4 células, pareciera ser más frecuente en aguas tranquilas, lo cual coincide con las observaciones del presente estudio.

Por otro lado, la formación de FAN de *G. catenatum* también se relacionan a las épocas lluviosas y el aporte de nutrientes que llegan al mar a través de los ríos, por ejemplo, el selenio y el nitrógeno (Calvo 2002, Berrocal 2011, Adam *et al.* 2011, Band-Schmidt *et al.* 2019). La capacidad que tienen las especies para aprovechar los nutrientes eficientemente, absorber la energía lumínica y disuadir el pastoreo son determinantes para la formación de FAN (Calvo *et al.* 2016). Está comprobado que la presencia del selenio puede mejorar la concentración celular de *G. catenatum*, ya que, es utilizado para formar la seleno-enzima glutationina peroxidasa, la cual funciona como protección contra oxidantes que podrían afectar la membrana celular y su división (Doblin *et al.* 2000, Berrocal 2011). También se ha observado que la presencia de concentraciones pequeñas de selenio aumenta considerablemente la concentración de *P. bahamense* en condiciones de cultivo (Band-Schmidt *et al.* 2004, Usup *et al.* 2012).

Durante un evento El Niño como el observado durante el 2012, suelen disminuir las densidades de algunos dinoflagelados, e incluso inhibir la formación de FAN debido al aumento de temperatura y disminución de precipitaciones (Calvo *et al.* 2014, Band-Schmidt *et al.* 2019). En Filipinas, Malasia y Florida se ha comprobado que las alteraciones climatológicas producidas durante El Niño y la Niña suelen afectar la distribución, recurrencia e iniciación de floraciones algales de *P. bahamense* (Azanza y Taylor 2001,

Philips *et al.* 2006). Un claro ejemplo fue el comportamiento de las FAN durante el 2012, según reportó el Laboratorio de Fitoplancton Marino de la Universidad Nacional (E. Calvo, comunicación personal, 2019), en 2012 hubo un total de nueve FAN de diversas especies de microalgas (Anexo 22). Y se pudo observar una reducción de éstas durante el periodo declarado como El Niño en Costa Rica (desde abril hasta agosto). Las FAN se inhibieron principalmente en marzo, junio y julio de 2012, y luego se presentaron al finalizar El Niño en agosto, aumentando su frecuencia.

Este repentino aumento de FAN en agosto de 2012, pudo ser una de las causas por las que *P. bahamense* var. *compressum* no apareció sino hasta setiembre. Ya que, ambas variedades de *P. bahamense* son conocidas por tener una tasa de crecimiento lenta, convirtiéndola en una especie poco competitiva en un ambiente con concentraciones altas en nitratos y fosfatos. Sin embargo, en condiciones inestables suele tener mayor resistencia que otras microalgas (Philips *et al.* 2006, Usup *et al.* 2012).

La presencia de ciertas especies fitoplanctónicas puede influir positiva o negativamente en el comportamiento de *P. bahamense* var. *compressum* (Calvo 2002). En Malasia, reportaron la disminución celular de *P. bahamense* durante una FAN dominada por *Cochlodinium polykrikoides* y *G. catenatum* (Adam *et al.* 2011). Por otro lado, en el Golfo de Nicoya, se observó la disminución en la concentración de *P. bahamense* al aumentar la concentración de *Cochlodinium catenatum* (Calvo 2002). En el presente estudio, durante las floraciones de *C. catenatum* reportadas en el 2012 (Anexo 22), se pudo apreciar la ausencia o disminución de las concentraciones de *P. bahamense* var. *compressum*.

Phillips *et al.* (2006) observaron FAN de algunas diatomeas y cianobacterias antes de una FAN de *P. bahamense* var. *compressum*, como la diatomea *Skeletonema costatum*. En el presente estudio, poco antes de la floración de *P. bahamense* var. *compressum* se registró una floración de *S. costatum*, se considera que esta especie puede ser dominante debido a su capacidad de producir sustancias aleloquímicas, con una fuerte actividad lítica (Calvo *et al.* 2016), esto podría ser ventajoso para la formación de FAN de la variedad *compressum* ya que elimina otras microalgas y proporciona una ventaja sobre la variedad *compressum*.

En este estudio, otro parámetro que se consideró durante la formación de FAN fue el oxígeno disuelto, el cual coincide con la saturación de oxígeno. Arámbul *et al.* (2018) observó que el oxígeno disuelto suele disminuir por el aumento de temperatura y la materia orgánica en el agua. Se considera que cuando las precipitaciones aumentan en el Golfo de Nicoya, la saturación del oxígeno disminuye por el consumo de éste debido a la descomposición de la materia orgánica, sea que venga con la esorrentía o de las FAN. Es por esa razón, que suele observarse valores más bajos en la parte interna del golfo que en la externa, por el transporte de materia orgánica, principalmente del río Tempisque (Palter *et al.* 2007, Calvo 2012, García y Vega 2016, Ross *et al.* 2018). En el presente estudio, se observó una diferencia significativa entre la estación isla Pajarita ubicada en la zona interna del Golfo de Nicoya y la estación Tárcoles en la zona externa del golfo. Adicionalmente, se observó una disminución del oxígeno disuelto desde setiembre hasta diciembre de 2012, coincidiendo con los meses de mayor frecuencia de FAN del año. Dichas floraciones probablemente generaron un mayor consumo de oxígeno debido a la descomposición orgánica.

La radiación solar, es una variable importante para el crecimiento de las microalgas, ésta suele aumentar durante la época seca y disminuir en época lluviosa debido a la nubosidad (Calvo 2012). La especie *P. bahamense* var. *bahamense* ha sido descrita como una especie con preferencia a la iluminación alta (Phillips *et al.* 2006). Sin embargo, intensidades muy altas de luz también pueden ocasionar la inhibición del crecimiento celular y causar daño celular (Calvo 2012, Usup *et al.* 2012). En el presente estudio, se observó una correlación negativa entre *G. catenatum* a 1 y 5 m de profundidad y la radiación solar. Algunos dinoflagelados están adaptados para realizar migraciones verticales y escapar de condiciones de estrés que podrían ser desfavorables, como el exceso de luz (Calvo 2012, Usup *et al.* 2012, Smayda 2010). La especie *G. catenatum*, es capaz de migrar a capas subsuperficiales durante épocas en las que la radiación es muy fuerte, se cree que podría formar FAN a los 5 - 10 m de profundidad, donde todavía puede captar luz y nutrientes regenerados por la descomposición de materia orgánica (Yamamoto *et al.* 2002, Rodríguez *et al.* 2010, Berrocal 2011).

Por otro lado, hay una relación muy estrecha entre la turbidez y la comunidad fitoplanctónica. La turbidez indica una extinción de la luz en el agua, la cual puede ser proporcional a la abundancia del fitoplancton o de los sedimentos provenientes de la escorrentía (Palter *et al.* 2007, García 2011, García y Vega 2016). En este estudio, existe una correlación positiva entre *G. catenatum* a 5 m de profundidad y la profundidad del disco Secchi. Esto indica que probablemente al haber una mayor turbidez en el agua, disminuye la disponibilidad de luz en la columna de agua y por ello disminuye la concentración de *G. catenatum*. En el Golfo de Nicoya, es usual observar valores menores de la profundidad del disco Secchi durante época lluviosa y mayor durante la época seca (Calvo 2012, Calvo *et al.* 2014, García y Vega 2016). En este caso en particular, el aumento de la turbidez no parece estar asociado a la abundancia del fitoplancton, sino al aumento de los sedimentos. Así mismo, la estación isla Pajarita fue donde se registró la mayor turbidez, ya que, la zona interna del Golfo de Nicoya recibe las descargas de agua dulce y materia orgánica proveniente del río Tempisque (Lizano 2019), contrario a la estación en bahía Caldera, donde se aprecia mayor entrada de luz en la columna de agua.

Bravo y Figueroa (2014), mencionan que los dinoflagelados tienen fases sexuales y asexuales en las cuales pueden desarrollar quistes de resistencia o quistes temporales (pellicles), *G. catenatum* y *P. bahamense* son algunas de estas especies formadoras de quistes (Viquez y Hargrave 1995). Estos quistes pueden formarse debido a su proceso de reproducción o como forma de protección ante condiciones ambientales desfavorables (disminución de temperatura, salinidad, nutrientes, anoxia y de oscuridad) (Azanza y Taylor 2001). Y según indican Phillips *et al.* (2006), la disponibilidad de luz y la resuspensión de estos quistes inducidos por vientos fuertes, son elementos importantes para la iniciación de FAN.

En su investigación, M. Quirós (comunicación personal, 2019), logró evidenciar la presencia de quistes de dinoflagelados en el Golfo de Nicoya. Inclusive identificó la zona externa del Golfo de Nicoya, como una zona de mayor acumulación de quistes viables del dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* (Tárcoles y Caldera). En el presente estudio

se registraron vientos variables desde inicios del 2012, y especialmente fuertes en junio, los cuales pudieron haber resuspendido quistes de la variedad *compressum* en la columna de agua. Sin embargo, la floración de var. *compressum* se formó hasta tres meses después de observarse dichos vientos, muy probablemente inhibido por la floración de otras especies, y en espera de mejores condiciones.

Las desembocaduras de los ríos Tempisque, Barranca y Grande de Tárcoles en el Golfo de Nicoya, influyen de forma importante en la dinámica del golfo, la cual está gobernada por la variación anual de la descarga de los ríos, durante la época seca (diciembre a abril) y la época lluviosa (mayo a noviembre) (Calvo 2012, Calvo *et al.* 2014, Ballesterero *et al.* 2018). Esto concuerda con el comportamiento del dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* a 1 y 5 m de profundidad, el cual presentó una marcada diferencia significativa entre las concentraciones en las estaciones isla Pajarita y Tárcoles. La estación isla Pajarita suele mostrar salinidades bajas debido al aporte de agua dulce del río Tempisque, y como se mencionó anteriormente, *P. bahamense* prefiere salinidades altas por lo cual en esa zona sus concentraciones son muy bajas. Por otro lado, en la estación Tárcoles las concentraciones de salinidad suelen ser mayores debido al aporte de aguas oceánicas, y es más común observar FAN de esta especie en dicha zona. Muy probablemente también está relacionado a que es una de las zonas con mayor acumulación de quistes según explica M. Quirós (comunicación personal, 2019).

En las granjas ostrícolas, se observó la misma diferencia significativa con ambas variedades de *P. bahamense* a 1 y 5 m de profundidad. Donde la granja ostrícola de Punta Morales ubicada en la zona interna del golfo, obtuvo bajas concentraciones de estos dinoflagelados, debido al aporte de agua dulce proveniente del río Tempisque. En comparación con la granja de isla Cedros ubicada en la zona externa del golfo la cual tiene influencia más oceánica y mayor acumulación de quistes.

Por otro lado, el dinoflagelado *G. catenatum* a 5 m de profundidad, se observó en concentraciones muy altas en bahía Caldera, a diferencia de las concentraciones bajas en isla Pajarita. Este dinoflagelado prefiere aguas más limpias y salinas para su crecimiento

(Berrocal 2011), por lo cual, la mezcla del agua observada en isla Pajarita se debe a la descarga de agua dulce del río Tempisque, ocasionando la disminución en las concentraciones de *G. catenatum*. La estación de Caldera podría beneficiarse por la entrada de los vientos alisios del noreste al golfo, los cuales podrían ocasionar surgencia de nutrientes y mejorar las condiciones para el crecimiento de *G. catenatum* (Brenes *et al.* 2003, Calvo 2012). De la misma forma ocurre para las granjas Punta Morales y Punta Cuchillo, donde la primera recibe aportes de agua dulce y mucho sedimento en la parte interna del golfo, y la segunda es más limpia y con influencia oceánica.

4.2. Toxinas paralizantes y concentración de dinoflagelados tóxicos.

Según la Comisión Interinstitucional para la Prevención y Control de la Marea Roja en Costa Rica (2010), la cantidad de saxitoxina requerida para provocar efectos mortales es a partir de las 5000 UR (1-4 mg STX eq./100 g carne), se necesitan 1000 UR para causar síntomas en un adulto (20 µg STX eq./100 g carne), y el límite permitido para consumo humano por norma internacional según el Codex Alimentarius (STAN 292-2008) y aplicada en nuestro país son 400 UR/100 g (80 µg STX eq./100 g carne).

En este estudio, los resultados indican que a una concentración menor o igual a 1 725 células L⁻¹ del dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* no acumula toxinas paralizantes por encima de las 300 UR/100 g en la ostra japonesa. A partir de las 1725 células L⁻¹ y menores a 2286 células L⁻¹ la concentración de toxinas ya se encuentra entre las 300 y 400 UR/100 g de ostra japonesa. Valores superiores a las 2 286.00 células L⁻¹ ya debería ser declarado en Veda debido a que acumula concentraciones de toxinas iguales o superiores a las 400 UR/100 g de ostra japonesa, concentraciones de toxinas peligrosas para la salud humana. En otro estudio, Rojas (2017) realizó el análisis de toxinas en carne de ostra japonesa durante una marea roja de *P. bahamense* var. *compressum* el 30 de noviembre del 2015 en isla Cedros (8 450 células/L a 1 m de profundidad y 6 100 células/L a 5 m de profundidad), las concentraciones de toxinas estuvieron por encima del límite permitido (90,1 ± 7,6 µg STX eq./100 g), y el perfil toxicológico detectó toxinas NEO, dcSTX, STX, dcGTX3, GTX5, GTX2, GTX3. Y según los Factores de Equivalencia Tóxica (FET) del

grupo de las STX avalados internacionalmente por FAO, indican que las STX, NEO, GTX1 y dcSTX presentan los valores más altos, es decir que ésta especie presentó un perfil de toxinas bastante tóxico.

En otros países, como en México, durante una floración en 2006 observaron concentraciones de toxinas desde 33 hasta 787 μg STX eq./100 g con abundancias de 1 000 hasta 7000 células L^{-1} de *P. bahamense* var. *compressum* (Gárate y Gonzáles, 2011). En Santiago Astata, Oaxaca, han observado concentraciones celulares de 32 500 células L^{-1} con concentraciones de toxinas de 323,5 μg STX eq./100 g, en diciembre de 2009 (Alonso-Rodríguez *et al.* 2015). Sin embargo, en enero 2014, registraron una floración de 5×10^3 células L^{-1} en Costa Grande en México, con valores de toxinas por debajo de la norma de STX (Gárate *et al.* 2016). Algunos autores indican que la diferencia de derivados de STX entre cepas, podría servir como un marcador bioquímico para distinguir poblaciones geográficas, debido a la variabilidad en la toma de nutrientes (Doblin *et al.* 2000).

En este estudio se observaron muestras de *G. catenatum* con concentraciones hasta de 8 395 células L^{-1} y concentraciones de toxinas paralizantes menores a las 300 UR/100 g en carne de ostra japonesa. Además, los resultados indicaron que no hubo correlación significativa con la acumulación de toxinas paralizantes en la carne de ostra japonesa.

Otros estudios sobre la toxicidad de esta especie han confirmado que el perfil de toxinas está dominado por toxinas menos potentes como las sulfocarbamoil (tipo B y C) y cantidades bajas del grupo decarbamoil (dcGTX, dcNeo), revelando una toxicidad variable según el origen de las cepas y edad del cultivo (Band-Smidt *et al.* 2016). En 2006, en México, se han reportado floraciones con abundancias máximas de 10^7 células L^{-1} y una toxicidad de 112 μg STX eq./100 g (Gárate *et al.* 2016). En Costa Rica, Víquez y Hargrave (1995), observaron a *G. catenatum* formando floraciones algales en el Golfo de Nicoya con concentraciones de 645 000 a 987 000 células L^{-1} , pero no se reportaron casos de intoxicación, indicando que los niveles de toxicidad pueden variar según las condiciones ambientales, el estado del ciclo de vida de los dinoflagelados y su estructura genética.

Aunque en cepas provenientes del Golfo de Nicoya, cultivadas bajo condiciones de laboratorio se ha podido comprobar que esta especie produce toxinas paralizantes: C1, C2, GTXs 1, 2, 3 y 4 y dcGTXs 2 y 3 y dcSTX (Berrocal 2011), requiere estar en concentraciones muy altas para acumular toxinas a niveles peligrosos para la salud. Según otras investigaciones, la composición de las toxinas producidas por *G. catenatum* depende de la temperatura, la luz, y los nutrientes como el amonio y el nitrógeno (Flynn *et al.* 1996). Además, se ha encontrado una fuerte relación entre la producción, y el perfil de toxinas PSP y las bacterias asociadas (*Alcanivorax* y *Marinobacter*), se cree que podrían estar induciendo la conversión de C1 y C2 a sus decarbamoil derivados dcGTX2 y dcGTX3 (Albinsson *et al.* 2014).

Se proponen algunas medidas preventivas en las concentraciones celulares a tomar en cuenta por la Comisión para la Vigilancia Epidemiológica de la Marea Roja en Costa Rica (Cuadro 5), sin embargo, se deben realizar más estudios con condiciones más controladas, para determinar la producción de toxinas a diferentes concentraciones de dinoflagelados. Ya que, al utilizar información de poblaciones naturales hay vacíos de información sobre las concentraciones celulares no observadas durante el estudio.

Por último, la taxonomía del género *Pyrodinium* ha sufrido una gran cantidad de cambios en su clasificación a lo largo de la historia. Se han observado muestras con pequeñas diferencias morfológicas que ha provocado discusión en la comunidad científica internacional, si es un género *Pyrodinium* con dos especies diferentes, si se trata de una monoespecie con dos variedades, si las dos son tóxicas. En 1980 se propuso el estatus taxonómico *P. bahamense* var. *compressum* y *P. bahamense* var. *bahamense* luego de realizar comparaciones morfológicas entre ejemplares del Mar Caribe (variedad *bahamense*) y el Pacífico este (variedad *compressum*). Esta clasificación fue corroborada en 2008 con muestras colectadas en el Golfo de California donde se reportó por primera vez la variedad *bahamense* en el Pacífico este (Usup *et al.* 2012).

Por lo general, describen a la variedad *compressum* con características morfológicas como la formación de cadenas, células comprimidas, cuerno apical pequeño; la variedad *bahamense* la describen como una especie solitaria o formadora de cadenas de dos células, y

el cuerno apical y las espinas antapicales grandes. Sin embargo, se ha observado que, dependiendo de la posición en la cadena, las células intermedias son más comprimidas y tienen el cuerno apical y las espinas antapicales reducidas, mientras que las células en los extremos anterior y posterior son más esféricas (Mertens *et al.* 2015). Por otro lado, también se creía que la variedad *compressum* era tóxica y la variedad *bahamense* no, sin embargo, en 2006 realizaron cultivos de la variedad *bahamense* probando que ésta también era productora de toxinas PSP (Phillips *et al.* 2006, Badylak y Philips 2008).

A la fecha, todavía existe el debate si deberían separarse en variedades, aun cuando casi no presentan diferencias morfológicas, de comportamiento e inclusive sus quistes son morfológicamente similares. En este estudio, se pudo comprobar que hay una relación muy estrecha entre el comportamiento de ambas variedades de *Pyrodinium*, un aumento en la concentración celular de la variedad *compressum* significa un aumento en la variedad *bahamense*. Asimismo, se evidenció que la acumulación de toxinas en la carne de la ostra japonesa está muy relacionada con la presencia de ambas variedades, especialmente la de *P. bahamense* var. *compressum*. Lo que podría ser un indicador que se trata del mismo organismo. Algunos autores sugieren que sus diferencias podrían ser en respuesta a las condiciones ambientales y no a la genética (Cortes *et al.* 1993, Vargas y Freer 2003, Martínez 2011, Mertens *et al.* 2015).

5. Conclusiones

- En 2012 hubo temperaturas ligeramente más altas en junio, julio y agosto en comparación con 2013, disminuyeron las precipitaciones, e incluso se observaron vientos muy variables. La competencia por nutrientes debido a la disminución de las precipitaciones pueden ser la causa por la cual se redujeron las FAN en ese periodo.
- *P. bahamense* var. *compressum* y *P. bahamense* var. *bahamense* presentan comportamientos de temperatura y salinidad similares, observándose en rangos de temperatura de 27.30 °C a 30.06 °C y de salinidad de 28.70 UPS a 33.74 UPS. *G. catenatum* también prefiere aguas cálidas de 27.5 °C a 30.06 °C.
- La variedad *compressum* presentó un comportamiento eurihalino, fue observado en concentraciones altas en las estaciones externas del Golfo de Nicoya (Tárcoles y Punta Cuchillo) donde la influencia oceánica es alta. En contraste con las concentraciones bajas en las estaciones internas del golfo (isla Pajarita y Punta Morales), caracterizadas por el aporte de agua dulce del río Tempisque. Esto coincide con otras investigaciones que reportan mayor acumulación de quistes de esta variedad en la zona externa del golfo, favoreciendo la formación de FAN.
- Hay una correlación negativa entre *P. bahamense* var. *compressum* y la temperatura superficial del mar, el cual se relaciona al aumento de las precipitaciones y de nutrientes introducidos por escorrentía.
- La variedad *compressum* se ha observado formando floraciones durante periodos de mezcla intensa en la columna de agua, mientras que la variedad *bahamense* pareciera ser más frecuente en aguas tranquilas. *G. catenatum* también parece preferir el aporte de nutrientes durante época lluviosa.
- La formación de FAN de otros dinoflagelados, especialmente de *C. catenatum*, inhiben o disminuyen las concentraciones celulares de *P. bahamense* var. *compressum*. Por otro lado, diatomeas como *S. costatum* suelen observarse formando FAN antes de las floraciones de la variedad *compressum*, probablemente esta diatomea genera ambientes desfavorables para otras microalgas debido a la producción de sustancias aleloquímicas, eliminando la competencia, lo que pudo permitir el desarrollo de la variedad *compressum*.

- La disminución del oxígeno en el presente estudio, está relacionada con la descomposición de la materia orgánica que entra por escorrentía y consume gran cantidad de oxígeno. Además, el repentino aumento de FAN reportadas desde agosto hasta setiembre 2012 probablemente fue la causa de disminución del oxígeno, debido a la descomposición de la materia orgánica durante las FAN.
- Intensidades muy altas de luz pueden ocasionar la inhibición del crecimiento celular y causar daño celular. *G. catenatum* tiene la habilidad de desplazarse verticalmente en la columna de agua para evitar la fotoinhibición y buscar nutrientes en aguas subsuperficiales.
- Hay una relación significativa entre las dos variedades de *P. bahamense* y la aparición de toxinas en la carne de ostra japonesa.
- En muestras con 1 725 células L⁻¹ de *P. bahamense* var. *compressum* se registraron concentraciones de toxinas menores a las 300 UR/100g en carne de ostra japonesa. Y muestras de 2 285 células L⁻¹ presentaron concentraciones de toxinas de 300-400 UR/100g. Mientras que valores superiores a las 400 UR/100g se empezaron a ver a concentraciones de 3 744 células L⁻¹.
- En el caso de *G. catenatum* muestras hasta de 8 395 células L⁻¹ presentaron concentraciones de toxinas menores a las 300 UR/100 g en carne de ostra japonesa. Y no presentó correlación alguna con las toxinas presentes durante la floración algal del 2012-2013. Este dinoflagelado probablemente requiere concentraciones mucho mayores para ser un riesgo potencial para la salud humana.
- Se proponen algunas medidas preventivas sobre las concentraciones celulares de los dinoflagelados tóxicos *P. bahamense* y *G. catenatum* y las concentraciones de toxinas en carne de ostra japonesa, a tomar en cuenta por la Comisión para la Vigilancia Epidemiológica de la Marea Roja en Costa Rica.
- La similitud significativa en el comportamiento de las dos variedades de *Pyrodinium bahamense* podría ser indicador de que se trata de morfotipos de una misma especie. Respalda la teoría de que sus diferencias se deben a las condiciones ambientales a las que están expuestas.

Recomendaciones

- Darle continuidad al estudio, analizando eventuales floraciones de los dinoflagelados tóxicos en el Golfo de Nicoya, para corroborar la relación entre su comportamiento y las variables fisicoquímicas, especialmente la acumulación de toxinas paralizantes en carne de la ostra japonesa.
- Realizar estudios de producción de toxinas paralizantes acumuladas en carne de ostra japonesa expuestos a diferentes concentraciones de dinoflagelados tóxicos cultivados, con el objetivo de obtener pautas más precisas para la toma de decisiones en el establecimiento de vedas y restricciones en la comercialización ostrícola.
- Incluir estudios de análisis de nutrientes como amonio, nitratos, nitritos, ortofosfatos, silicatos e incluso selenio.
- Realizar pruebas moleculares de ambas variedades de *P. bahamense* para corroborar que las poblaciones de Costa Rica son morfotipos de una misma especie.

6. Bibliografía

- Adam, A., N. Mohamaad-Noor, A. Anton, E. Saleh, S. Saad, S. Shahbudin & S. R. Muhd. 2011. Temporal and Spatial distribution of harmful algal bloom (HAB) species in coastal waters of Kota Kinabalu, Sabah, Malaysia. *Harmful Algae* 10:495-502.
- Albinsson, M. E., A. P. Negri, S. I. Blackburn & C. J. S. Bolch. 2014. Bacterial Community Affects Toxin Production by *Gymnodinium catenatum*. *PLoS ONE* 9(8): e104623.
- Alkawri, A., M. Abker, E. Qutaei, M. Alhag, N. Qutaei & S. Mahdy. 2016. The First Recorded Bloom of *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense* Plate in Yemeni Coastal Waters off Red Sea, near Al Hodeida City. *Turkish J. Fish. Aqua. Sci.* 16: 275-282.
- Alonso-Rodríguez, R., E. Mendoza- Amézquita, S.A. Velásquez-López, J. Andreas & V.M. Martínez-Rodríguez. 2015. Florecimientos algales nocivos producidos por *Pyrodinium bahamense* en Oaxaca, México (2009-2010). *Salud Pública de México* 57(4): 343- 351.
- Arámbul, E., S. G. Castillo-Vargasmachuca, J. T. Ponce-Palafox, F. Páez-Osuna, J. L. Arredondo-Figueroa & H. M. Esparza-Leal. 2018. Environmental variability at a marine cage culture operation in Matanchén Bay, SE Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 53 (2): 223-235.
- Arias, S. 2011. Incremento en la competitividad de los PYMES del Pacífico Central mediante un plan de fortalecimiento interuniversitario regional. Universidad Nacional, Costa Rica. Dirección de Extensión.
http://www.una.ac.cr/extension/index.php?option=com_content&view=article&id=60:pymes&catid=83:pc&Itemid=110 [Consulta: 26 de abril 2013].
- Azanza, R.V. & L. N. Miranda. 2001. Phytoplankton composition and *Pyrodinium bahamense* toxic blooms in Manila Bay Philippines. *Journal of Shellfish Research* 20(3): 1251-1255.
- Azanza R.V. & F. J. R. Taylor. 2001. Are *Pyrodinium* Blooms in the Southern Asian Region Recurring and Spreading? A view al the End of the Millennium. *AMBIO* 30 (6): 356-364.
- Badylak, S. & E.J. Phlips. 2008. Spatial and Temporal distributions of zooplankton in Tampa Bay, Florida, including observations during a HAB event. *Journal of Plankton Research* 30 (4): 449-465.
- Ballesteros, D., M. Vargas, C. Brenes, A. Tisseaux & S. Cambronero. 2018. Estudio de las condiciones oceanográficas en el Golfo de Nicoya para el Proyecto de Granjas de Ostras: Informe de Avance. Laboratorio de Oceanografía y Manejo Costero. Universidad Nacional, Costa Rica. 32 pp.

- Band-Schmidt, C. J. , L. Morquecho, C. H. Lechuga-Déveze & D.M. Anderson. 2004. Effects of growth medium, temperature, salinity and seawater source on the growth of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) from Bahía Concepción, Gulf of California, Mexico. *Journal of Plankton Research* 26 (12): 1459-1470.
- Band-Schmidt, C. J., J. J. Bustillos-Guzmán, D. J. López-Cortés, I. Gárate-Lizárraga, E. J. Núñez-Vázquez & F. E. Hernández-Sandoval. 2010. Ecological and Physiological Studies and *Gymnodinium catenatum* in the Mexican Pacific: A Review. *Mar. Drugs* 8:1935-1961.
- Band-Schmidt, C.J., J.J. Bustillos, L.M. Durán-Riveroll, D.J. López-Cortés, F.E. Hernandez-Sandoval, E.J. Núñez-Vásquez. 2016. Autoecología de microalgas nocivas aisladas del Golfo de California. En: *Florecimientos Algales Nocivos en México*. I Edición. CICESE. Encenada, Mexico. 180-195.
- Band-Schmidt, C. J., L. M. Duran-Riveroll, J. J. Bustillos-Guzmán, I. Leyva-Valencia, D.J. López-Cortés, E. J. Nuñez-Vásquez, F. E. Hernández-Sandoval & D. V. Ramírez-Rodríguez. 2019. Paralytic Toxin Producing Dinoflagellates in Latin America: Ecology and Physiology. *Front. Mar. Sci.* 6 (42):1-39.
- Banguera-Hinestroza, E., W. Eikrem, H. Mansour, I. Solberg, J. Cúrdia, K. Holtermann, B. Edvardsen & S. Kaartvedt. 2016. Seasonality and toxin production of *Pyrodinium bahamense* in a Red Sea lagoon. *Harmful Algae* 55: 163-171.
- Barbera-Sánchez, A., J. F. Soler, L. Rojas de Astudillo & I. Chang-Yen. 2004. Paralytic Shellfish Poisoning (PSP) in Margarita Island, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 52 (Supl. 1):89-98.
- Barraza, J. E., J. A. Armero-Guardado & Z. M. Valencia de Toledo. 2004. The red tide event in El Salvador, August 2001- January 2002. *Rev. Biol. Trop.* 52 (Suppl. 1):1-4.
- Berrocal, K. 2011. Perfil de toxinas tipo paralizantes de algunas especies de dinoflagelados del Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Costa Rica. 87 p.
- Bravo, I. & I. Figueroa. 2014. Towards an Ecology Understanding of Dinoflagellate Cyst Functions. *Microorganisms* 2: 11-32.
- Brenes, C.L., S. León & J. Chaves. 2001. Variación de las propiedades termohalinas en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 49 (Supl. 2): 145-152.
- Brenes, C. L. , J. E. Coen, D. B. Chelton, D. B. Enfield, S. León & D. Ballester. 2003. Wind driven upwelling in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Int. J. Remote Sensing* 24 (5): 1127-1133.

- Calvo, E. 2002. Factores bióticos y abióticos relacionados con la distribución del dinoflagelado tóxico *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* (Plate 1906) en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Costa Rica. 55 p.
- Calvo, E. 2012. Comportamiento del microfitoplancton marino en el Golfo de Nicoya, Costa Rica: Variación estacional, floraciones nocivas y efectos de El Niño y La Niña durante 2008 a 2010. Tesis de Maestría. Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Costa Rica. 117 p.
- Calvo, E. & M. Arguedas. 2012. Muestreo de las Floraciones Algales Nocivas (FANs) en el Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. <https://www.repositorio.una.ac.cr/handle/11056/7478>. [Consulta: 26 de febrero 2019]
- Calvo, E., J. Boza & K. Berrocal. 2014. Efectos de El Niño y La Niña sobre el comportamiento del microfitoplancton marino y las variables fisicoquímicas durante el 2008 a 2010 en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Rev. Mar. Cost.* 6: 115-133.
- Calvo, E., K. Berrocal & J. Boza. 2016. Floraciones algales nocivas durante el periodo 2008-2010 en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Rev. Mar. Cost.* 8(1): 129-149.
- Cembella A. D., L. Milenkovic, G. Doucette & M. Fernandez. 1995. *In Vitro* Biochemical Methods and Mammalian Bioassays for Phycotoxins. *In: Hallegraeff, G.M., D.M. Anderson & A.D. Cembella (Eds.). UNESCO. Paris, France. 551 p.*
- Comisión Interinstitucional para la Prevención y Vigilancia de la Marea Roja en Costa Rica. 2003. Marea Roja en la Costa Pacífica de Costa Rica. Período: 2000-2003. Informe Técnico. San José, Costa Rica. 26 p.
- Comisión Interinstitucional para la Prevención y Control de la Marea Roja en Costa Rica. 2010. Programa de vigilancia para la prevención de los efectos de las floraciones de algas nocivas (FANs) para el litoral Pacífico costarricense. San José, Costa Rica. 45 p.
- Cortes-Altamirano, R., L. Muñoz-Cabrera & O. Sotomayor-Navarro. 1993. Envenenamiento Paralítico por Mariscos (PSP), causado por el dinoflagelado *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* en la costa suroeste de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM* 20: 43-54.
- Dahlman L. 2016. Climate Variability: Oceanic Niño Index. <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-variability-oceanic-ni%C3%B1o-index>. [Consulta: 19 agosto 2019].

- Doblin M.A., S.I. Blackburn & G.M. Hallegraeff. 2000. Intraspecific variation in the selenium requirement of different geographic strains of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*. *Journal of Planktonic Research* 22 (3): 421-432.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2005. Biotoxinas Marinas. Estudio FAO: Alimentación y nutrición. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 278 p.
- Fernández, C., J. J. Alvarado & V. Nielsen. 2006. Capítulo XIII. Golfo de Nicoya. *En: Nielsen, V. & M.A. Quesada. Ambientes Marinos Costeros de Costa Rica. Informe Técnico. Comisión Interdisciplinaria marino costera de la zona económica exclusiva de Costa Rica.* 219 p.
- Flynn, K. J., K. Flynn, E. H. John, B. Reguera, M. I. Reyero & J. M. Franco. 1996. Changes in toxins, intracellular and dissolved free amino acids of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* in response to changes in inorganic nutrients and salinity. *Journal of Plankton Research*. 18 (11): 2093-2111.
- Gárate-Lizárraga, I. & R. González-Armas. 2011. Occurrence of *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* along the southern coast of Baja California Peninsula. *Marine Pollution Bulletin* 62: 626-630.
- Gárate-Lizárraga, I., B. Pérez-Cruz, J.A. Díaz-Ortíz, Y.B. Okolodkov & S. López-Silva. 2016. Florecimientos algales nocivos en las aguas costeras del estado de Guerrero, México. *En: Florecimientos Algales Nocivos en México. I Edición. CICESE. Encenada, Mexico.* 228-241.
- García, A. P. 2005. Biomasa fitoplanctónica durante un florecimiento algal en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Escuela de Ciencias Biológicas. Heredia, Costa Rica. 73 p.
- García, R. 2011. Evaluación ambiental de las aguas costeras y puertos deportivos a partir de la comunidad fitoplanctónica en las islas Canarias, España. Tesis Doctoral. Departamento de Biología. Universidad de las Palmas de Gran Canaria. 192 pp.
- García-Rojas, A. & H. Vega. 2016. Cambios estacionales del fitoplancton en el área marina de pesca responsable de Paquera-Tambor, Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Rev. Mar. Cost.* 8 (2): 29-45.
- Hallegraeff, G. M. 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. *J. Phycol.* 46: 220-235.
- Hassam, E. 2008. Floraciones Algales Nocivas en el Mar Mediterráneo. Cátedra Euroárabe de Medio Ambiente. Fundación Euroárabe De Altos Estudios. 49 p.

- Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura (INCOPECA). 2015. Archivo Histórico de estadísticas pesqueras. <https://www.incopescas.go.cr/publicaciones/estadisticas/historico.html>. [Consulta: 23 de junio de 2015].
- Instituto Meteorológico Nacional (IMN). 2013a. Boletín del ENOS N° 55. Fase del Fenómeno: Neutral. <https://www.imn.ac.cr/documents/10179/28156/%23%2055>. [Consulta: 19 de agosto 2019].
- Instituto Meteorológico Nacional (IMN). 2013b. Boletín del ENOS N° 64. Fase del Fenómeno Neutral. <https://www.imn.ac.cr/documents/10179/28156/%23%2064>. [Consulta: 26 de febrero 2019]
- Kress, N., S. León, C. Brenes, S. Brenner & G. Arroyo. 2001. Horizontal transport and seasonal distribution of nutrients, dissolved oxygen and chlorophyll-*a* in the Gulf of Nicoya, Costa Rica: a tropical estuary. *Cont. Shelf Res.*, 763, 1-16.
- Lage, S. & P. R. Costa. 2013. Paralytic shellfish in the Atlantic horse mackerel (*Trachurus trachurus*) over bloom of *Gymnodinium catenatum*: the prevalence of decarbamoylsaxitoxin in the marine food web. *Scientia Marina* 77 (1):13-17.
- Landsberg, J. H., S. Hall, J. N. Johannessen, K. D. White, S. M. Conrad, J. P. Abott, L. J. Flewelling, R. W. Richardson, R. W. Dickey, E. L. E. Jester, S. M. Etheridge, J. R. Deeds, F. M. Van Dolah, T. A. Leighfield, Y. Zou, C. G. Beaudry, R. A. Benner, P. L. Rogers, P. S. Scott, K. Kawabata, J. L. Wolny & K. A. Steindinger. 2006. Saxitoxin puffer fish poisoning in the United States, with the First Report of *Pyrodinium bahamense* as the putative toxin source. *Environmental Health Perspectives* 14(10):1502-1507.
- León, P. E. 1970. Ecología de la Ictiofauna del Golfo de Nicoya, Costa Rica, con datos sobre la biología de algunas especies de Sciaenidae. Tesis de grado de Licenciatura en Biología. Universidad de Costa Rica. 100 p.
- Licea, S., A. Navarrete, J. Bustillos & B. Martínez. 2008. Monitoring a bloom of *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* in El Salvador and the southern coast of Mexico (November 2005- Marzo 2006). *In*: Ojvind, C (Ed.). *Proceedings of the 12th International Conference on Harmful Algae*, Copenhagen, Denmark, 4-8 September 2006. pp. 86-89.
- Lizano, O. 2019. El calentamiento global y su relación con el impacto en la pesquería en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *InterSedes* 41 (20): 2215-2458.
- Martínez, G. A. 2011. Comparación morfológica y toxicológica de las poblaciones de *Pyrodinium bahamense* Plate del sur del Golfo de California (México). Tesis de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Unidad Académica Mazatlán. Universidad Nacional Autónoma de México. Mazatlán, Sinaloa. 96 pp.

- Mata, L., G. Abarca, L. Marranghello & R. Viquez. 1990. Intoxicación paralítica por mariscos (IPM) por *Spondylus calcifer* contaminado con *Pyrodinium bahamense*, Costa Rica, 1989-1990. *Rev. Biol. Trop.* 38(1):129-136.
- Mertens, K. N., J. Wolny, C. Carbonell-Moore, K. Bogus, M. Ellegaard, A. Limoges, A. Vernal, P. Gurdebeke, T. Omura, A. Al-Muftah & K. Matsuoka. 2015. Taxonomic re-examination of the toxic armored dinoflagellate *Pyrodinium bahamense* Plate 1906: Can morphology or LSU sequencing separate *P. bahamense* var. *compressum* from *bahamense*?. *Harmful Algae* 41: 1-24.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2019. Cold and Warm Episodes by Season. National Weather Center. Climate Prediction Center. https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php. [Consulta: 26 de febrero 2019].
- Palter, J. S. León & D. Ballester. 2007. The distribution of nutrients, dissolved oxygen and chlorophyll a in the upper Gulf of Nicoya, Costa Rica, a tropical estuary. *Biol. Trop.* 55 (2): 427-436.
- Phillips, E. J., S. Badylak, E. Bledsoe & M. Cichra. 2006. Factors affecting the distribution of *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense* in coastal waters of Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 322: 99-115.
- Reguera, B. 2002. Establecimiento de un programa de seguimiento de microalgas tóxicas. En: Sar, E.A., M.E. Ferrario & B. Reguera (Eds.). *Floraciones algales nocivas en el Cono Sur Americano*. Instituto Nacional de Oceanografía. Madrid, España. pp. 21-56.
- Rodrigue, D. C., R. A. Etzel, S. Hall, E. De Porras, O. H. Velasquez, R. T. Tauxe, E. M. Kilbourne & P. A. Blake. 1990. Lethal Paralytic Shellfish Poisoning in Guatemala. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 42(3):267-271.
- Rodríguez-Centeno, M.E., J.R. Díaz-Ramos, L. Charzedinne, S.S. Subero-Pino & L.E. Troccoli-Chinaglia. 2010. Biomasa y abundancia del fitoplancton en la Isla Tortuga, Dependencia Federal, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 49 (1): 77-86.
- Rojas, K. 2017. Evaluación de toxinas paralizantes en moluscos bivalvos del litoral Pacífico de Costa Rica mediante cromatografía líquida. Tesis de Licenciatura en Química Industrial. Escuela de Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 96 pp.
- Ross, S.E., O. Lizano, D. Chacón & M. Castro. 2018. Estudio de caso: adaptación de las comunidades costeras vulnerables ante las amenazas inminentes del cambio climático en el área de Paquera, Puntarenas. Fundación MarViva. San José, Costa Rica. 67 pp.
- Siegel, D. A., M. J. Behrenfeld, S. Maritorea, C. R. McClain, D. Antoine, S. W. Bailey, P. S. Bontempi, E. S. Boss, H. M. Dierssen, S. C. Doney, R. E. Eplee Jr., R. H. Evans,

- G. C. Feldman, E. Fields, B. A. Franz, N. A. Kuring, C. Mengelt, N. B. Nelson, F. S. Patt, W. D. Robinson, J. L. Sarmiento, C. M. Swan, P. J. Werdell, T. K. Westberry, J. G. Wilding & J. A. Yoder. 2013. Regional to global assessments of phytoplankton dynamics from the SeaWiFS mission. *Remote Sensing of Environment*, 135:77-91.
- Sierra-Beltrán, A. P., D. B. Lluch-Cota, S. E. Lluch-Cota, R. Cortés-Altamirano, M. C. Cortés-Lara, M. Castillo-Chávez, L. Carrillo, L. Pacas, R. Viquez & I. García-Hansen. 2004. Dinámica espacio-temporal de organismos precursores de marea roja en la costa pacífica de América del Norte y Centroamérica. *Rev. Biol. Trop.* 52 (suppl. 1):97-107.
- Smayda, T.J. 2010. Adaptations and selection of harmful and other dinoflagellates species in upwelling systems. 2. Motility and migratory behavior. *Progress in Oceanography* 85: 71-91.
- Steel, R. G. D. & J. H. Torrie. 1986. *Bioestadística: Principios y Procedimientos*. Primera Edición. Mc-Graw Hill, México. 624 p.
- Usup, G. A. Ahmad, K. Matzuoka, P. Teen & C. Pin. 2012. Biology, ecology and bloom dynamics of the toxic marine dinoflagellate *Pyrodinium bahamense*. *Harmful Algae* 14:301-312.
- Vargas-Montero, M. & E. Freer. 2003. Co-occurrence of different morphotypes of *Pyrodinium bahamense* during an extensive bloom in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Monitoring of Phycotoxins and Alert Systems*: 211-217.
- Van Egmond, H. P., K. M. Jonker, M. Poelman, P. Scherpernisse, A. G. Stern, P. Wezenbeek, A. A. Bergwerff & H. J. Van den Top. 2004. Proficiency studies on the determination of paralytic shellfish poisoning toxins in shellfish. *Food additives and contaminants*, 21(4):331-340.
- Vega, H. 1999. Ciclo anual del fitoplancton de la parte norte del Golfo de Nicoya, Costa Rica. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Escuela de Ciencias Biológicas. Heredia, Costa Rica. 101 p.
- Viquez, R. & P. E. Hargraves. 1995. Annual cycle of potentially harmful dinoflagellates in the Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Bulletin of Marine Science*, 57(2):467-475.
- Yamamoto, T., S.J. Oh & Y. Kataoka. 2002. Effects of temperature, salinity and irradiance on the growth of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) isolated from Hiroshima Bay, Japan. *Fisheries Science* 68: 356-363.

7. Anexos

Anexo 1. Frecuencia de los análisis en las muestras de agua y carne de moluscos, según la concentración (células/L) de los dinoflagelados *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* y *Gymnodinium catenatum* y las medidas preventivas recomendadas.

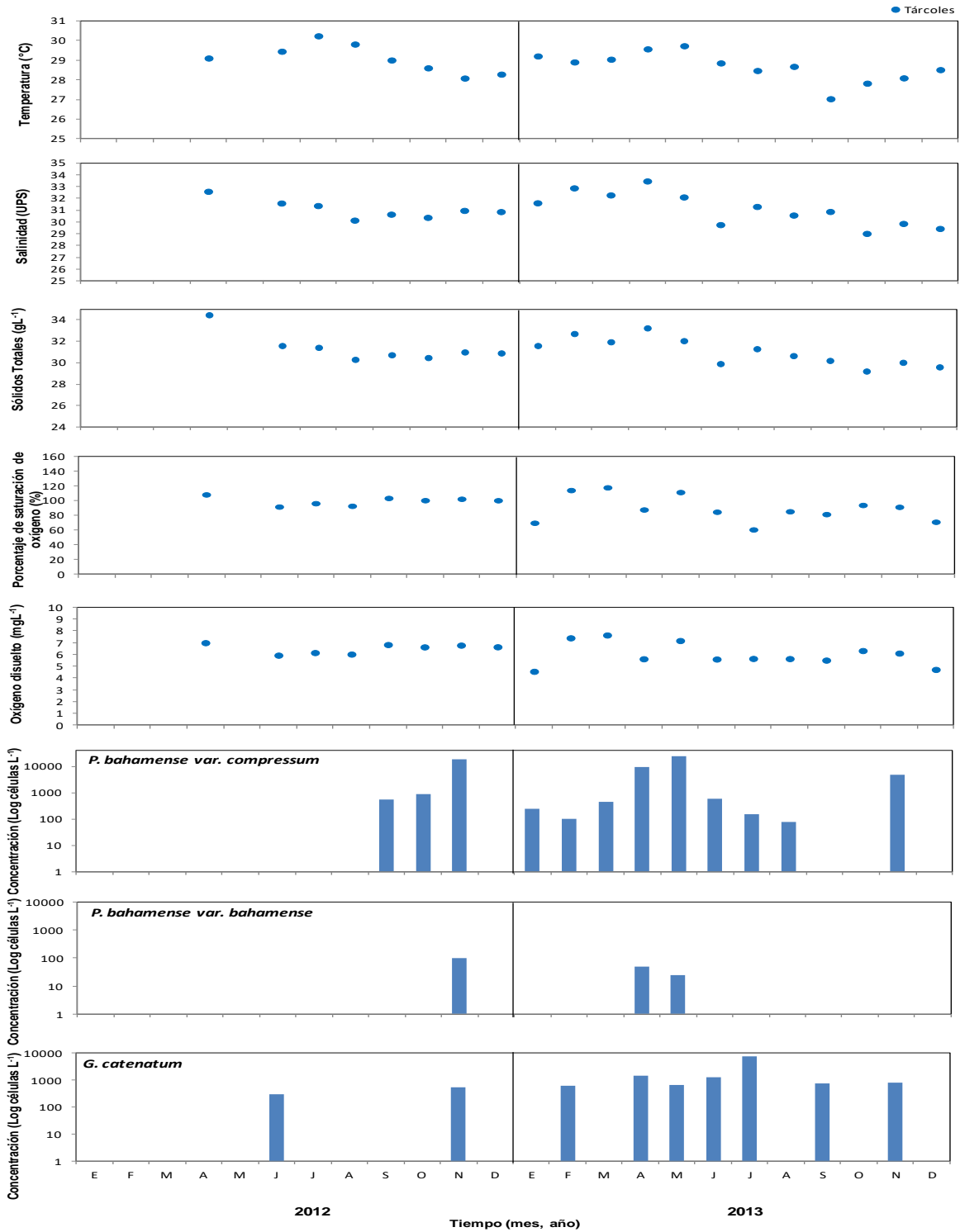
| Concentración (células L ⁻¹) | Análisis de agua | Análisis de carne | Medida preventiva |
|--|-------------------------|-----------------------------------|------------------------|
| <i>P. bahamense</i> var. <i>compressum</i>* | | | |
| ≤ 200 | Bimensual | Mensual a bimensual | Alerta verde |
| >200 ≤ 2000 | Semanal | **Positivo, semanal | Alerta amarilla a roja |
| >2000 | Semanal o más frecuente | Positivo, semanal | Veda |
| <i>G. catenatum</i> | | | |
| ≤1000 | Bimensual | Mensual a bimensual | Alerta verde |
| >1000 ≤ 2000 | Semanal | Positivo, semanal o más frecuente | Alerta amarilla a roja |
| >10000 | Semanal o más frecuente | Positivo, semanal o más frecuente | Veda |

* Deberá prestarse atención al conteo de microalgas en muestras de agua que contengan la especie *P. bahamense*, debido a que se ha demostrado la presencia en nuestra costa pacífica de las dos variedades mezcladas, siendo la variedad *bahamense* no tóxica y morfológicamente muy similar a la variedad tóxica *compressum* (Vargas y Freer 2002).

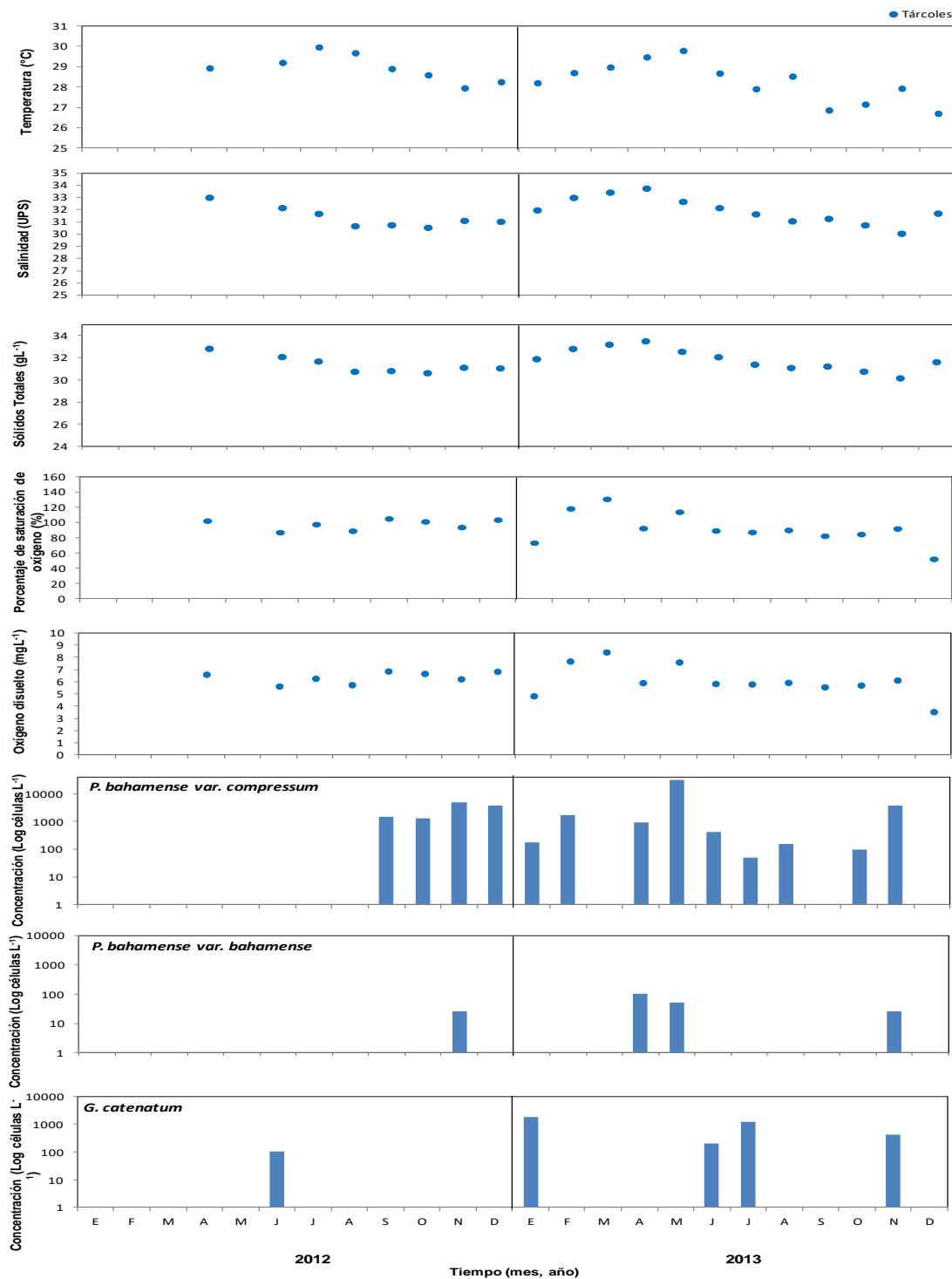
** Se considera un resultado positivo cuando la concentración de toxinas paralizantes es mayor o igual a 400 UR equivalente a 80 µg STXeq/100 g carne.

Fuente: Comisión Interinstitucional para la Prevención y Control de la Marea Roja en Costa Rica, 2010.

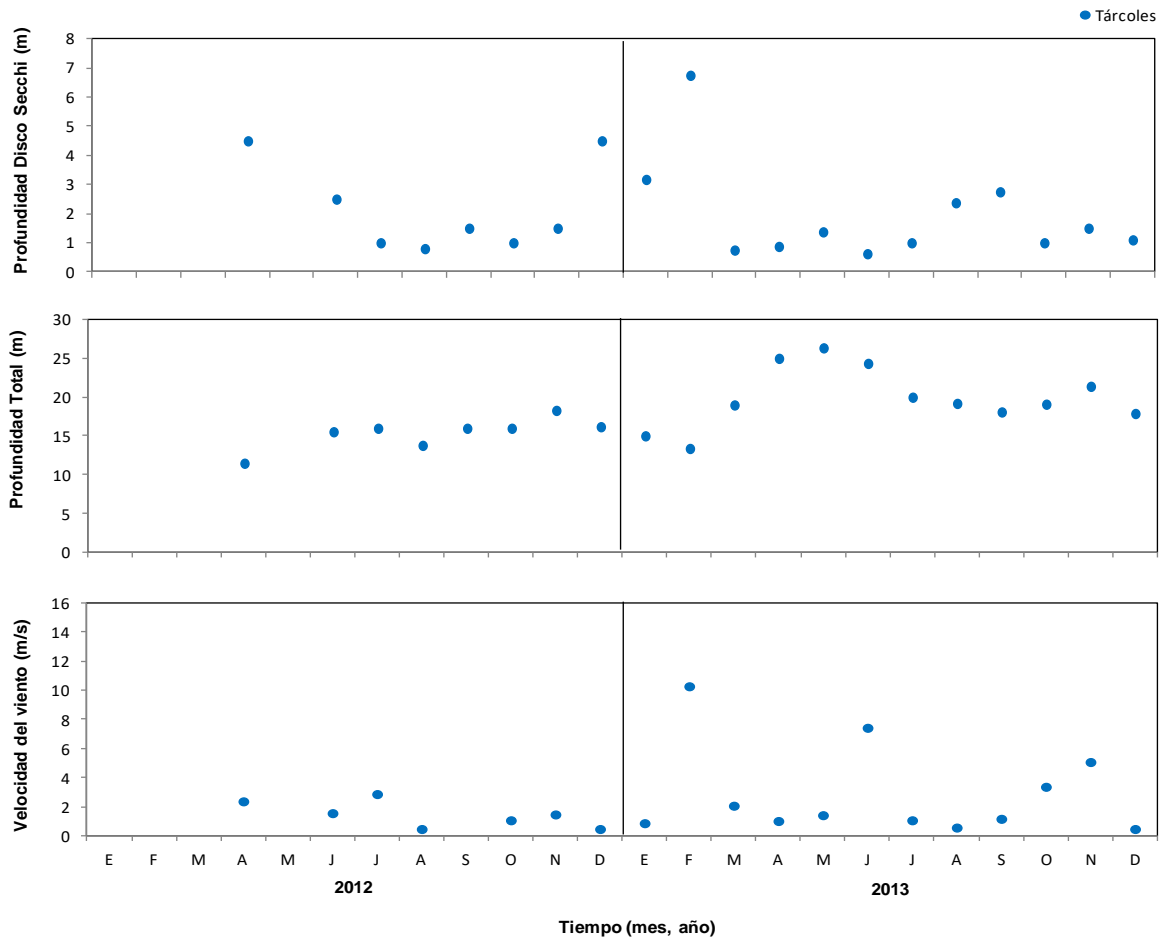
Anexo 2. Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 1 m de profundidad en la estación de muestreo Tárcoles durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013.



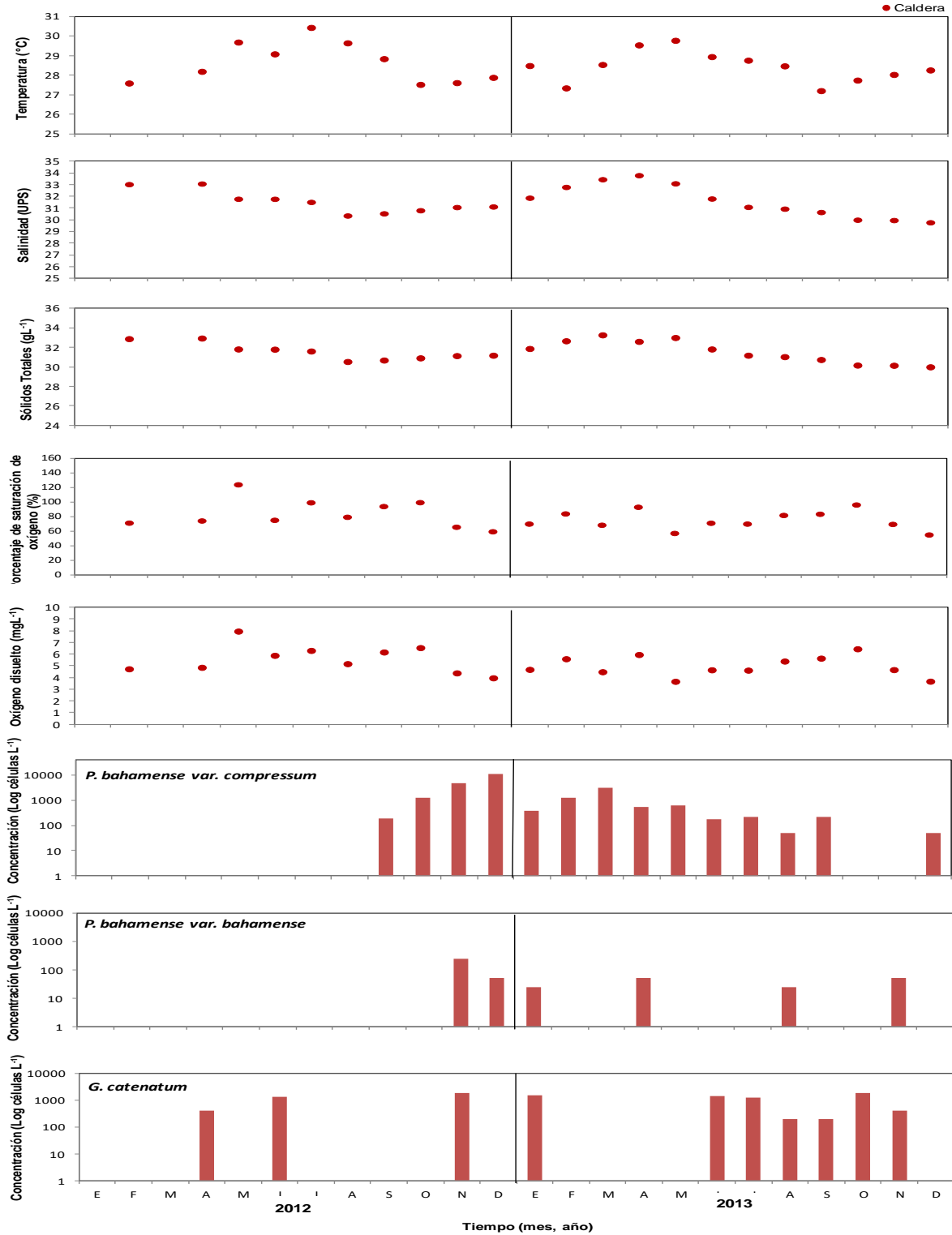
Anexo 3. Promedio mensual de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), sólidos totales (g L^{-1}), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L^{-1}) y concentración de dinoflagelados tóxicos ($\text{Log células L}^{-1}$) a 5 m de profundidad en la estación de muestreo Tárcoles durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013.



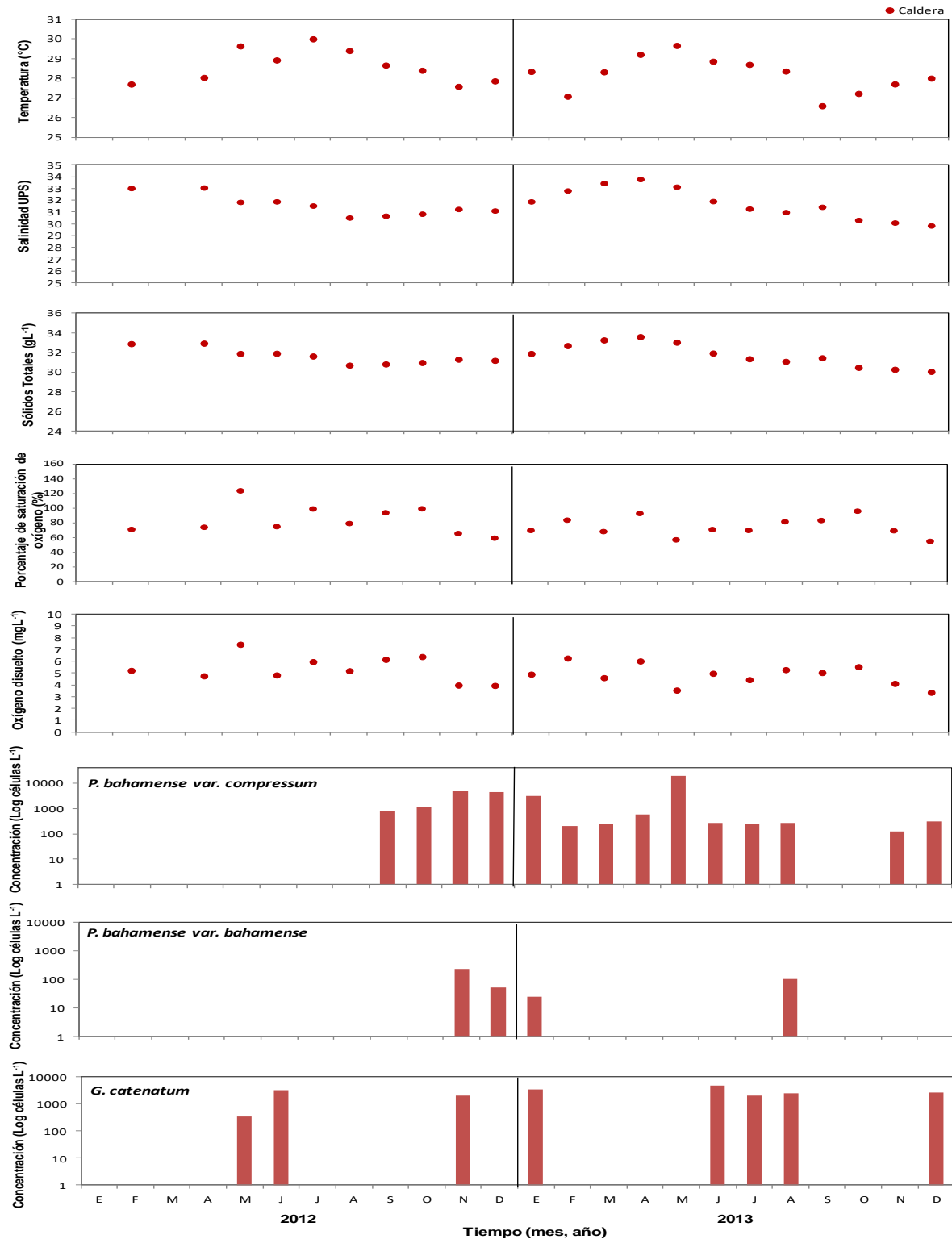
Anexo 4. Promedio mensual de la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), y la velocidad del viento (m/s), en Tárcoles durante el período enero 2012 a diciembre 2013.



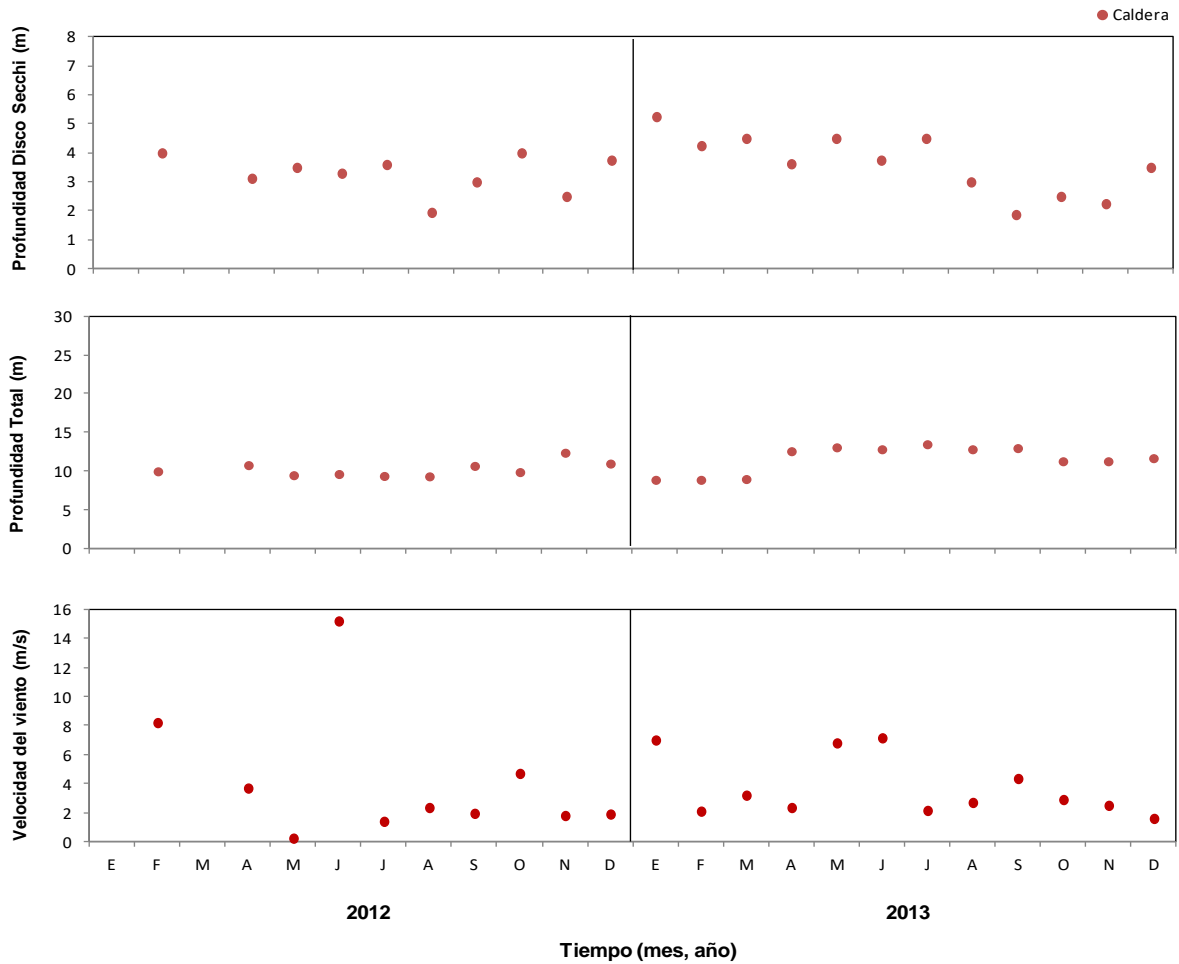
Anexo 5. Promedio mensual de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), sólidos totales (g L^{-1}), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L^{-1}) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L^{-1}) a 1 m de profundidad en la estación de muestreo Caldera durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013.



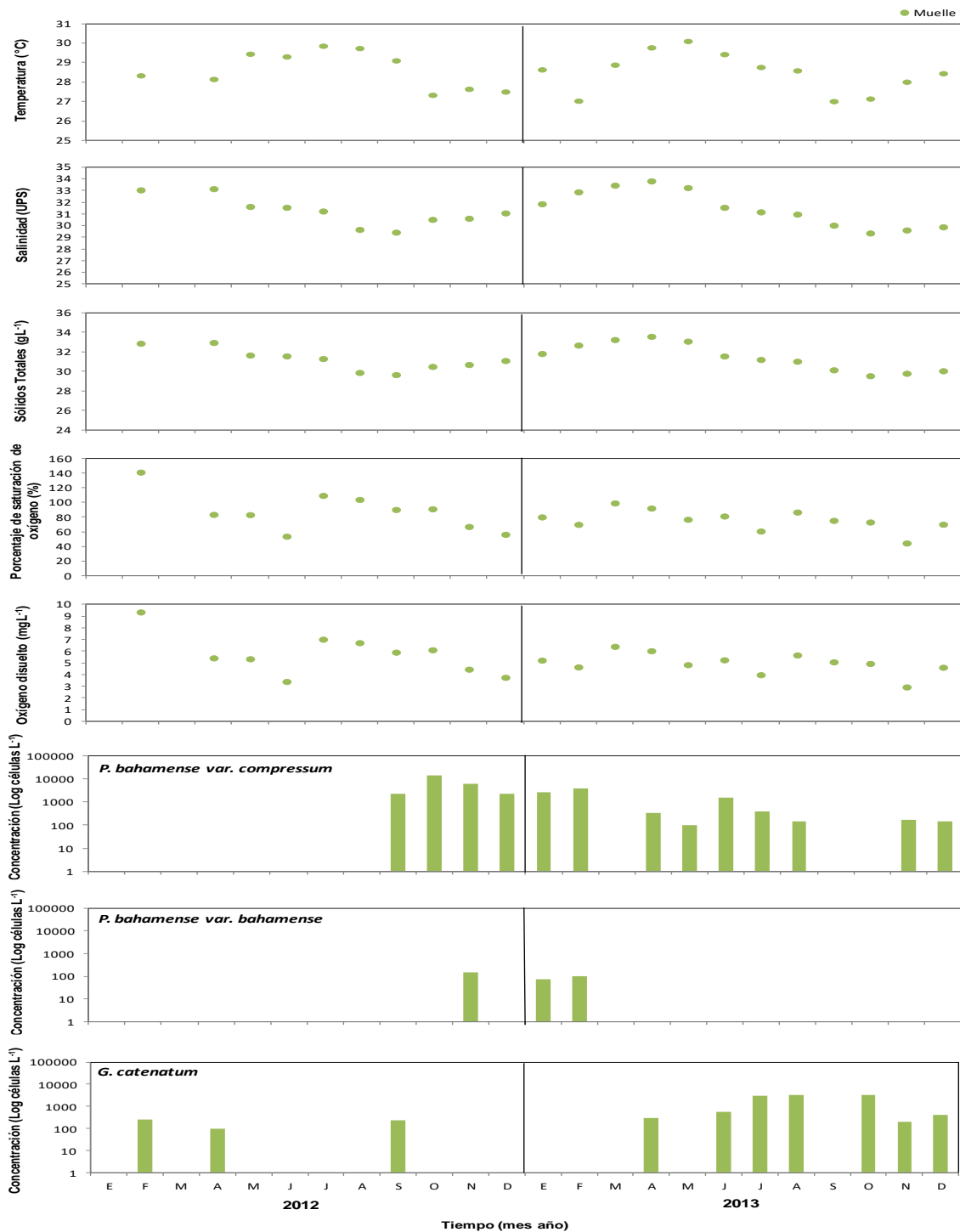
Anexo 6. Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 5 m de profundidad en la estación de muestreo Caldera durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013.



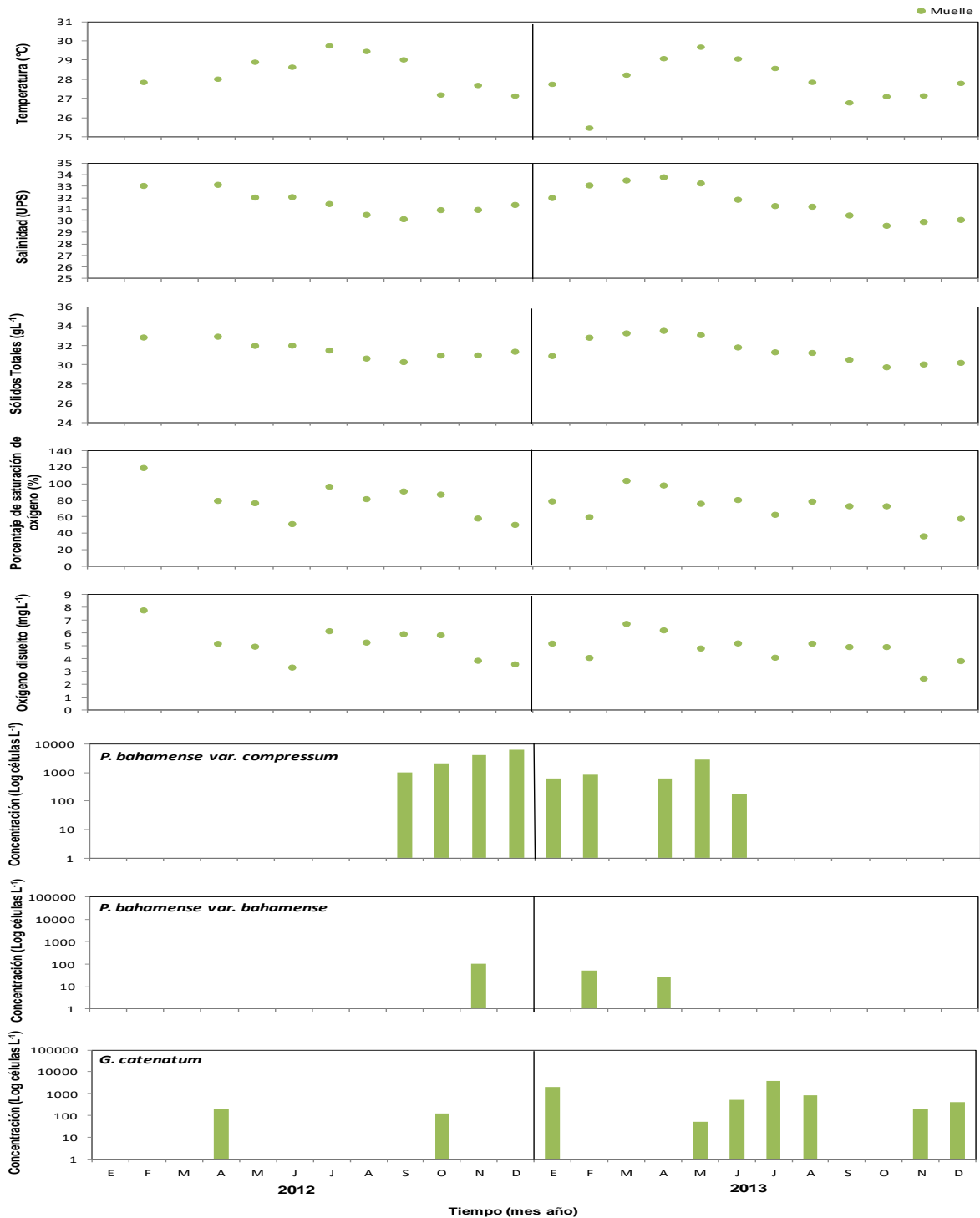
Anexo 7. Promedio mensual de la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), y la velocidad del viento (m/s), en Caldera durante el período enero 2012 a diciembre 2013.



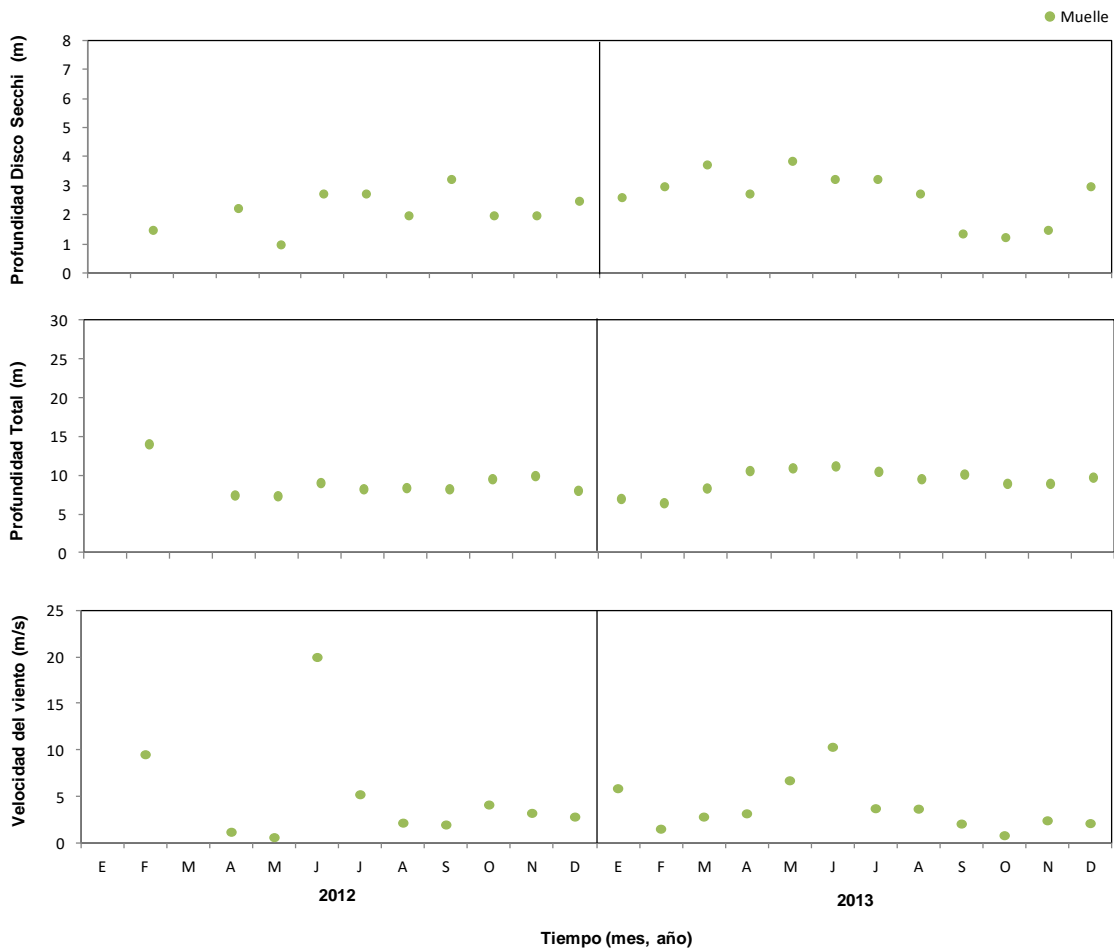
Anexo 8. Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 1 m de profundidad en la estación de muestreo Muelle de Puntarenas durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013.



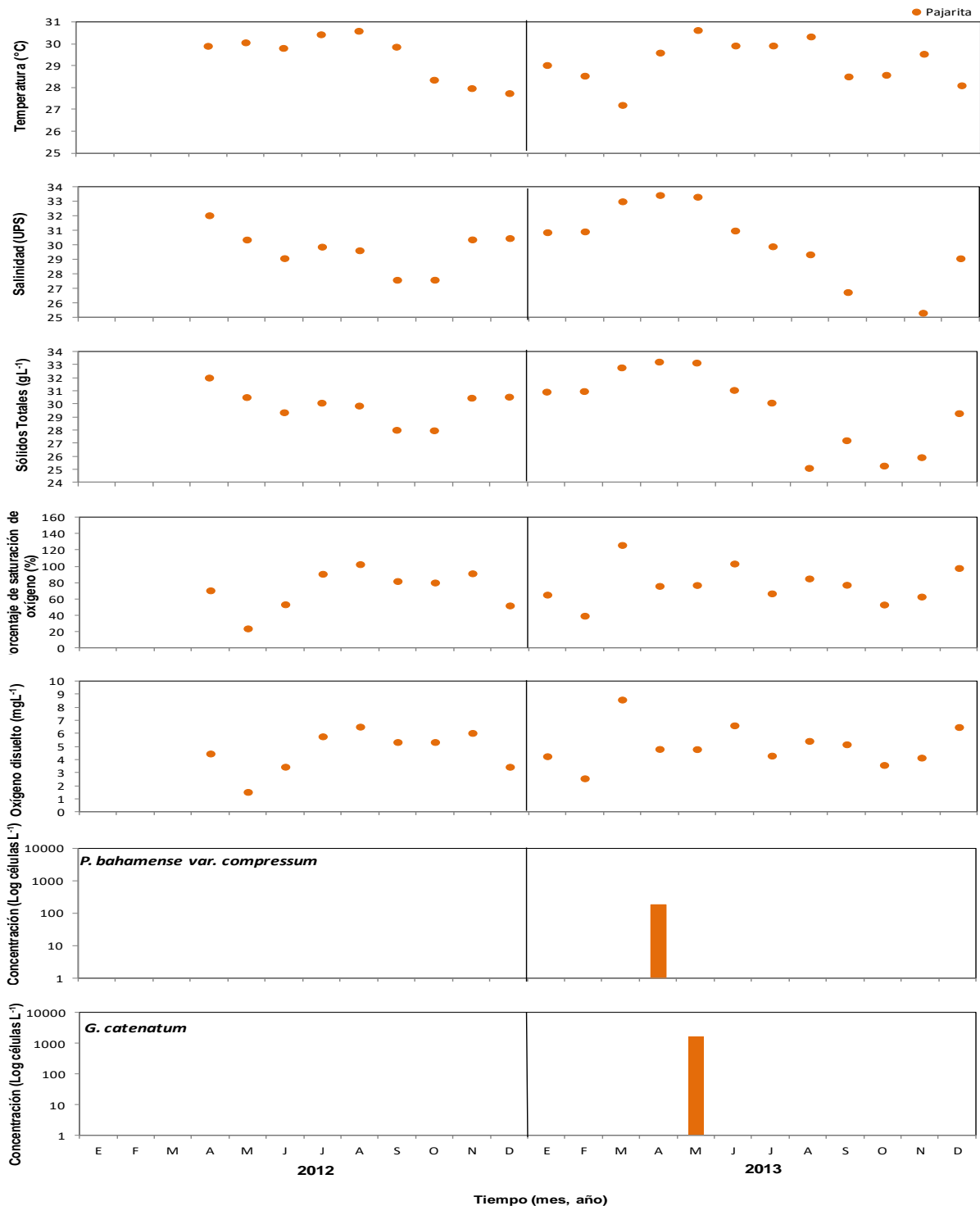
Anexo 9. Promedio mensual de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L⁻¹) y concentración de dinoflagelados tóxicos (Log células L⁻¹) a 5 m de profundidad en la estación de muestreo Muelle de Puntarenas durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013.



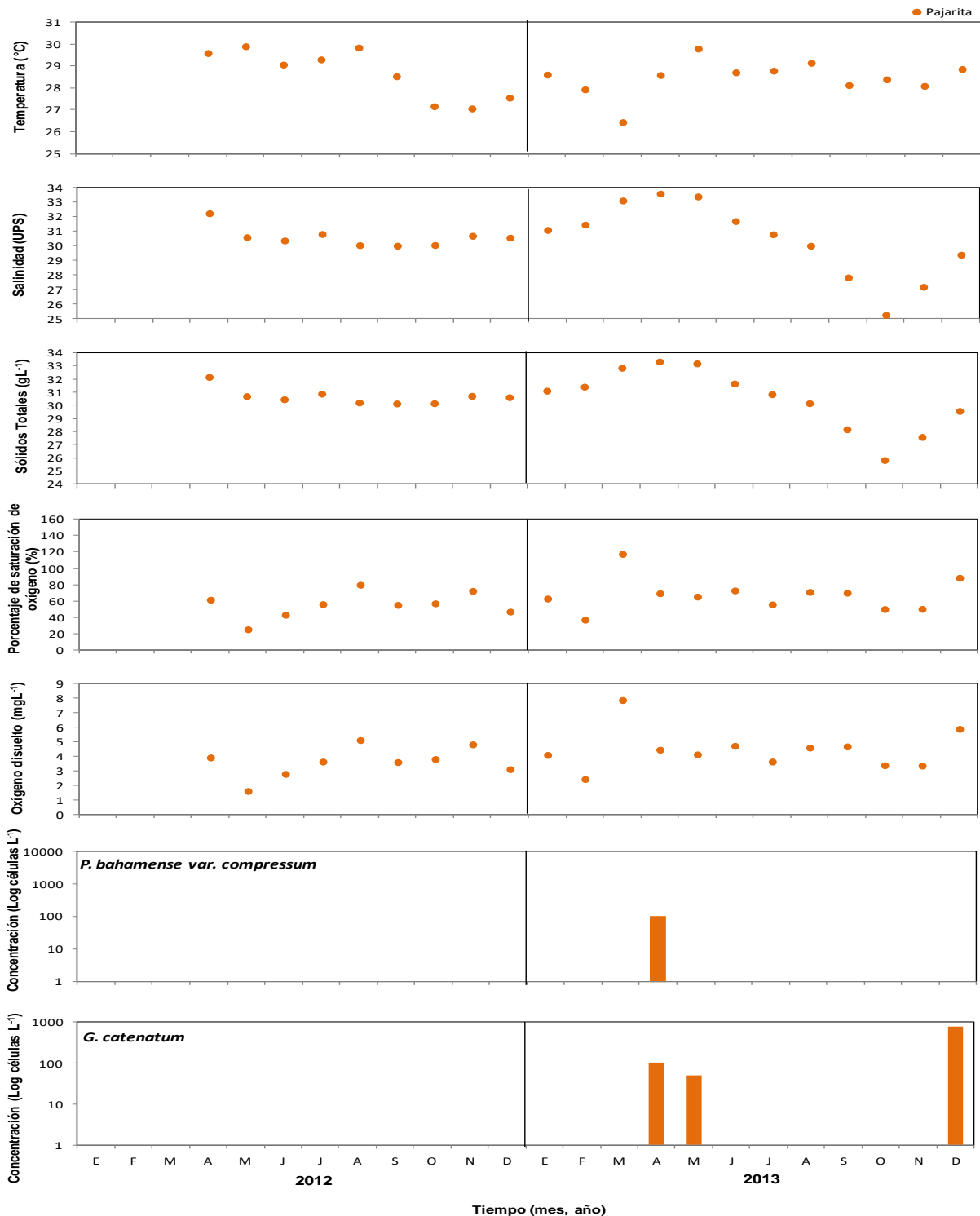
Anexo 10. Promedio mensual de la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), y la velocidad del viento (m/s), en el Muelle de Puntarenas durante el período enero 2012 a diciembre 2013.



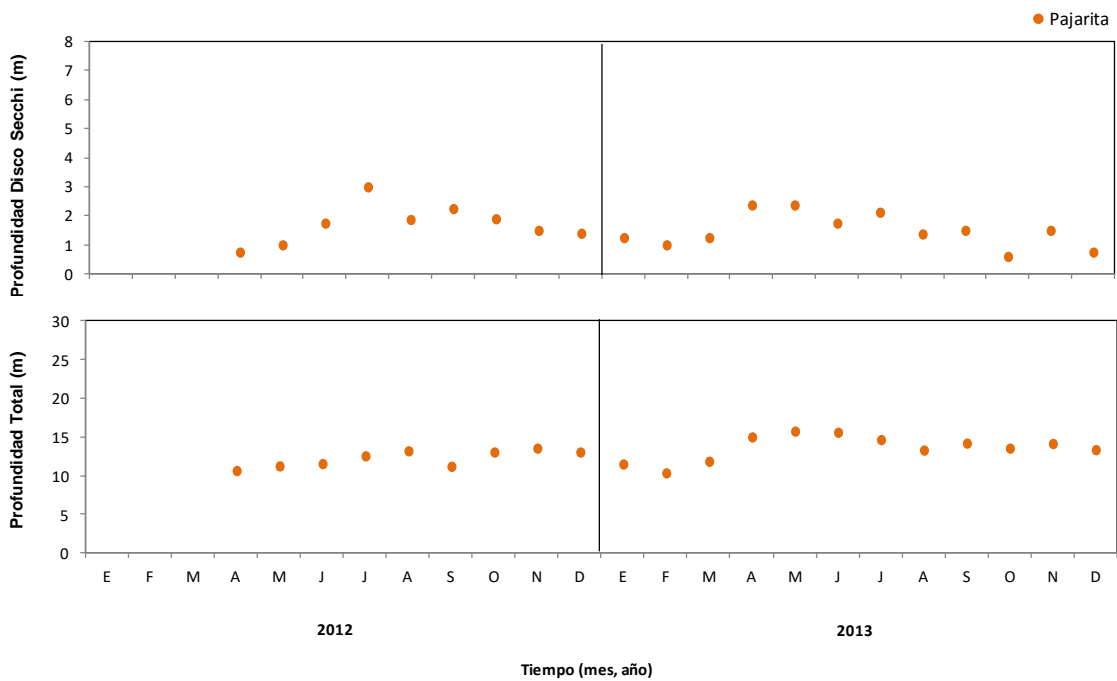
Anexo 11. Promedio mensual de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), sólidos totales (g L^{-1}), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L^{-1}) y concentración de dinoflagelados tóxicos ($\text{Log células L}^{-1}$) a 1 m de profundidad en la estación de muestreo isla Pajarita durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013.



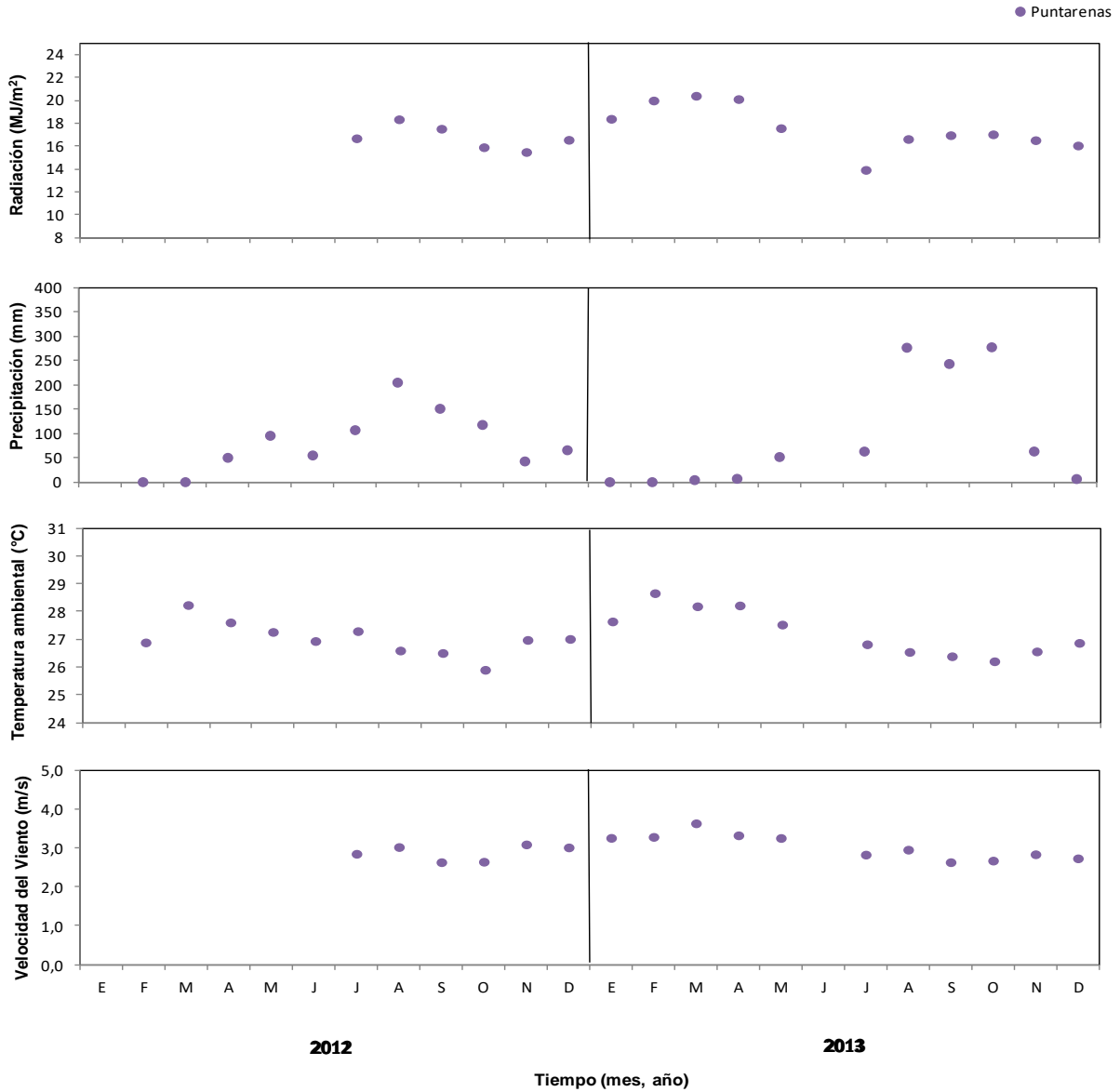
Anexo 12. Promedio mensual de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), sólidos totales (g L^{-1}), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L^{-1}) y concentración de dinoflagelados tóxicos ($\text{Log células L}^{-1}$) a 5 m de profundidad en la estación de muestreo isla Pajarita durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013.



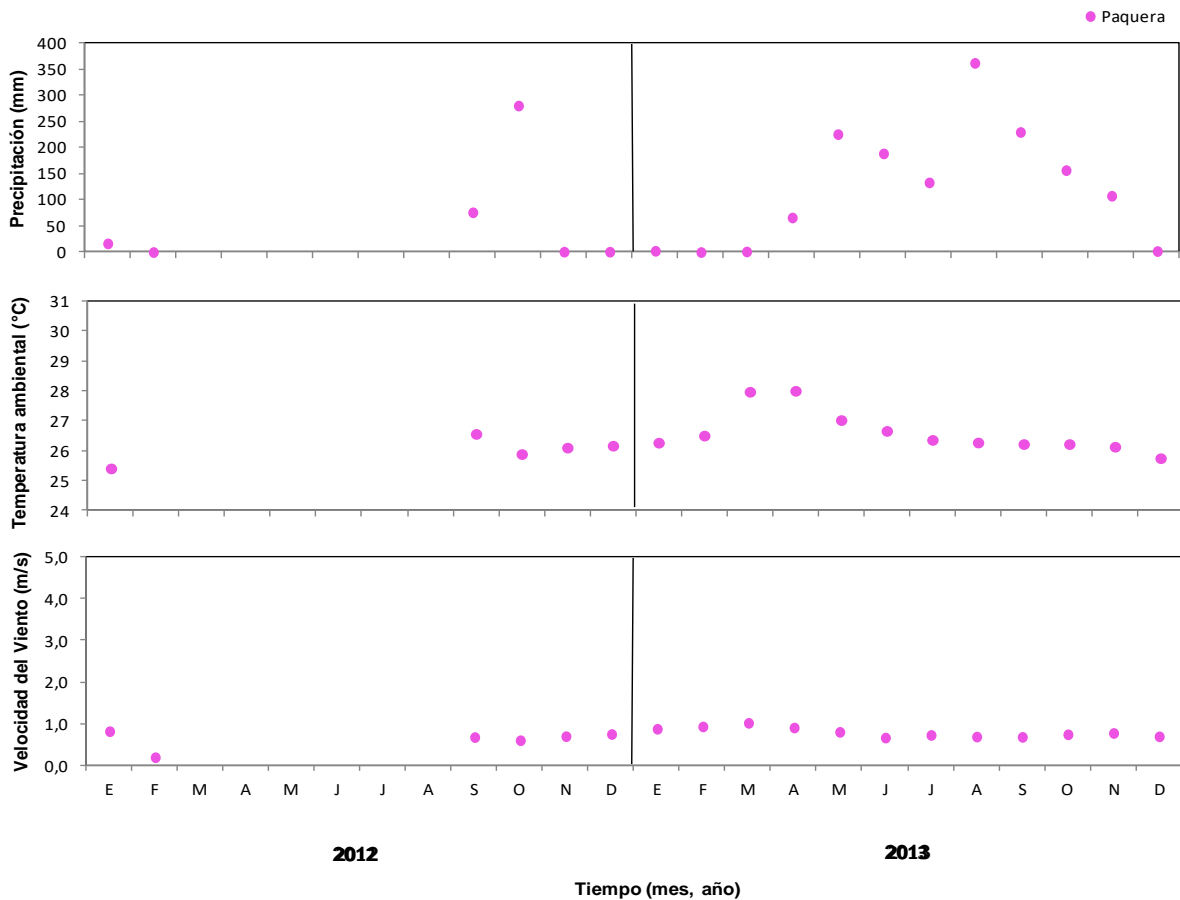
Anexo 13. Promedio mensual de la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), y la velocidad del viento (m/s), en isla Pajarita durante el período enero 2012 a diciembre 2013.



Anexo 14. Promedio mensual de la radiación solar (MJ/m^2), precipitación (mm), temperatura ambiental ($^{\circ}\text{C}$) y velocidad del viento (m/s) en la estación de Puntarenas del IMN durante el período enero 2012 a diciembre 2013.



Anexo 15. Promedio mensual de la precipitación (mm), temperatura ambiental (°C) y velocidad del viento (m/s) en la estación de Paquera del IMN durante el período enero 2012 a diciembre 2013.



Anexo 16. Análisis de correlación de Pearson (n: 85) en las estaciones Tárcoles, bahía Caldera, Muelle Puntarenas e isla Pajarita a 1 m de profundidad, con un grado de significancia de $p < 0.01$ (**) o de $p < 0.05$ (*).

| | | T | S | ST | SAT | OD | TUR | PROF | RAD | PREC | TAMB | VEL | COMP | BAHA | GYM |
|------|------------------------|--------|---------|---------|--------|-------|---------|-------|---------|---------|------|-----|------|------|-----|
| T | Correlación de Pearson | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | | | | | | | | | | | | | | |
| | N | 85 | | | | | | | | | | | | | |
| S | Correlación de Pearson | ,052 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,639 | | | | | | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | | | | | | | | | | | | |
| ST | Correlación de Pearson | ,017 | ,945** | 1 | | | | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,878 | ,000 | | | | | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | | | | | | | | | | | |
| SAT | Correlación de Pearson | ,084 | ,232* | ,216* | 1 | | | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,447 | ,033 | ,047 | | | | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | | | | | | | | | | |
| OD | Correlación de Pearson | ,020 | ,211 | ,199 | ,985** | 1 | | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,857 | ,053 | ,068 | ,000 | | | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | | | | | | | | | |
| TUR | Correlación de Pearson | -,019 | ,425** | ,430** | ,063 | ,034 | 1 | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,865 | ,000 | ,000 | ,564 | ,757 | | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | | | | | | | | |
| PROF | Correlación de Pearson | ,127 | -,111 | -,120 | ,217* | ,238* | -,390** | 1 | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,248 | ,311 | ,272 | ,046 | ,028 | ,000 | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | | | | | | | |
| RAD | Correlación de Pearson | ,149 | ,463** | ,430** | ,251* | ,194 | ,118 | -,141 | 1 | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,225 | ,000 | ,000 | ,039 | ,113 | ,338 | ,251 | | | | | | | |
| | N | 68 | 68 | 68 | 68 | 68 | 68 | 68 | 68 | 68 | | | | | |
| PREC | Correlación de Pearson | ,178 | -,411** | -,435** | ,078 | ,076 | -,202 | ,177 | -,364** | 1 | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,103 | ,000 | ,000 | ,479 | ,489 | ,064 | ,106 | ,002 | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 96 | | | | | |
| TAMB | Correlación de Pearson | ,355** | ,700** | ,672** | ,128 | ,085 | ,189 | -,083 | ,762** | -,381** | 1 | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,001 | ,000 | ,000 | ,243 | ,437 | ,083 | ,453 | ,000 | ,000 | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 96 | 96 | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|------|------------------------|--------|------|-------|-------|-------|------|-------|--------|--------|-------|-------|--------|------|----|
| VEL | Correlación de Pearson | ,198 | ,213 | ,231* | ,041 | ,041 | ,119 | -,085 | ,503** | -,228* | ,156 | 1 | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,069 | ,050 | ,034 | ,708 | ,708 | ,279 | ,437 | ,000 | ,033 | ,148 | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 88 | 88 | 88 | | | |
| COMP | Correlación de Pearson | -,216* | ,179 | ,171 | ,065 | ,062 | ,026 | ,207 | -,012 | -,122 | ,011 | -,163 | 1 | | |
| | Sig. (bilateral) | ,047 | ,101 | ,117 | ,557 | ,574 | ,812 | ,058 | ,923 | ,266 | ,919 | ,136 | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 85 | 85 | 85 | 85 | | |
| BAHA | Correlación de Pearson | -,232* | ,146 | ,128 | -,066 | -,070 | ,054 | -,008 | -,008 | -,250* | ,048 | -,110 | ,593** | 1 | |
| | Sig. (bilateral) | ,033 | ,181 | ,243 | ,551 | ,522 | ,624 | ,939 | ,948 | ,021 | ,661 | ,314 | ,000 | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | |
| GYM | Correlación de Pearson | -,145 | ,118 | ,118 | -,057 | ,025 | ,052 | ,219* | -,289* | ,148 | -,118 | -,026 | ,137 | ,129 | 1 |
| | Sig. (bilateral) | ,186 | ,283 | ,280 | ,601 | ,820 | ,639 | ,044 | ,017 | ,176 | ,281 | ,812 | ,213 | ,238 | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 |

T: temperatura del mar, S: Salinidad, ST: Sólidos Totales, OD: Oxígeno Disuelto, TUR: Profundidad disco Secchi, PROF: Profundidad Total, RAD: Radiación solar, PREC: Precipitación, TAMB: Temperatura ambiental, VEL: Velocidad del Viento, COMP: *P. bahamense* var. *compressum*, BAHA: *P. bahamense* var. *bahamense*, GYM: *G. catenatum*.

Anexo 17. Análisis de correlación de Pearson (n: 85) en las estaciones Tárcoles, bahía Caldera, Muelle Puntarenas e isla Pajarita a 5 m de profundidad, con un grado de significancia de $p < 0.01$ (**) o de $p < 0.05$ (*).

| | | T | S | ST | SAT | OD | TUR | PROF | RAD | PREC | TAMB | VEL | COMP | BAHA | GYM |
|------|------------------------|--------|---------|---------|--------|-------|---------|-------|---------|---------|------|-----|------|------|-----|
| T | Correlación de Pearson | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | | | | | | | | | | | | | | |
| | N | 85 | | | | | | | | | | | | | |
| S | Correlación de Pearson | ,117 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,286 | | | | | | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | | | | | | | | | | | | |
| ST | Correlación de Pearson | ,141 | ,996** | 1 | | | | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,200 | ,000 | | | | | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | | | | | | | | | | | |
| SAT | Correlación de Pearson | ,174 | ,381** | ,382** | 1 | | | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,111 | ,000 | ,000 | | | | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | | | | | | | | | | |
| OD | Correlación de Pearson | ,089 | ,241* | ,243* | ,910** | 1 | | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,417 | ,027 | ,025 | ,000 | | | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | | | | | | | | | |
| TUR | Correlación de Pearson | ,049 | ,357** | ,358** | ,126 | ,034 | 1 | | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,659 | ,001 | ,001 | ,251 | ,757 | | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | | | | | | | | |
| PROF | Correlación de Pearson | ,138 | -,012 | ,002 | ,266* | ,238* | -,390** | 1 | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,209 | ,913 | ,985 | ,014 | ,028 | ,000 | | | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | | | | | | | |
| RAD | Correlación de Pearson | ,097 | ,495** | ,492** | ,304* | ,194 | ,118 | -,141 | 1 | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,434 | ,000 | ,000 | ,012 | ,113 | ,338 | ,251 | | | | | | | |
| | N | 68 | 68 | 68 | 68 | 68 | 68 | 68 | 68 | 68 | | | | | |
| PREC | Correlación de Pearson | ,208 | -,399** | -,381** | ,015 | ,076 | -,202 | ,177 | -,364** | 1 | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,056 | ,000 | ,000 | ,894 | ,489 | ,064 | ,106 | ,002 | | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 96 | | | | |
| TAMB | Correlación de Pearson | ,318** | ,725** | ,728** | ,219* | ,085 | ,189 | -,083 | ,762** | -,381** | 1 | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,003 | ,000 | ,000 | ,044 | ,437 | ,083 | ,453 | ,000 | ,000 | | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 96 | 96 | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|------|------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|---------|--------|-------|-------|--------|------|----|
| VEL | Correlación de Pearson | ,200 | .246* | .250* | ,022 | ,041 | ,119 | -,085 | .503** | -,228* | ,156 | 1 | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,067 | ,023 | ,021 | ,839 | ,708 | ,279 | ,437 | ,000 | ,033 | ,148 | | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 88 | 88 | 88 | | | |
| COMP | Correlación de Pearson | ,066 | ,174 | ,174 | ,136 | ,026 | ,212 | .240* | -,029 | -,059 | ,008 | -,137 | 1 | | |
| | Sig. (bilateral) | ,548 | ,112 | ,112 | ,215 | ,814 | ,052 | .027 | ,817 | ,591 | ,944 | ,211 | | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 85 | 85 | 85 | 85 | | |
| BAHA | Correlación de Pearson | -,102 | ,112 | ,113 | -,001 | -,043 | ,012 | ,152 | -,011 | -,131 | ,057 | -,109 | .493** | 1 | |
| | Sig. (bilateral) | ,353 | ,309 | ,301 | ,994 | ,696 | ,915 | ,164 | ,931 | ,231 | ,607 | ,318 | ,000 | | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | |
| GYM | Correlación de Pearson | -,001 | ,015 | -,005 | -,066 | -,144 | .279** | -,069 | -,314** | -,070 | -,139 | ,005 | ,025 | ,186 | 1 |
| | Sig. (bilateral) | ,992 | ,892 | ,966 | ,548 | ,188 | ,010 | ,530 | ,009 | ,522 | ,203 | ,966 | ,823 | ,088 | |
| | N | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 68 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 |

T: temperatura del mar, S: Salinidad, ST: Sólidos Totales, OD: Oxígeno Disuelto, TUR: Profundidad disco Secchi, PROF: Profundidad Total, RAD: Radiación solar, PREC: Precipitación, TAMB: Temperatura ambiental, VEL: Velocidad del Viento, COMP: *P. bahamense* var. *compressum*, BAHA: *P. bahamense* var. *bahamense*, GYM: *G. catenatum*.

Anexo 18. Análisis de correlación de Pearson (n: 65) en las estaciones Punta Morales, Punta Cuchillo e isla Cedros a 1 m de profundidad, con un grado de significancia de $p < 0.01$ (**) o de $p < 0.05$ (*).

| | | TOX | RAD | PREC | TAMB | VEL | COMP | BAHA | GYM |
|------|------------------------|--------|---------|---------|---------|-------|--------|------|-----|
| TOX | Correlación de Pearson | 1 | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | | | | | | | | |
| | N | 56 | | | | | | | |
| RAD | Correlación de Pearson | -.360* | 1 | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,021 | | | | | | | |
| | N | 41 | 51 | | | | | | |
| PREC | Correlación de Pearson | -,023 | -.364** | 1 | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,866 | ,009 | | | | | | |
| | N | 56 | 51 | 72 | | | | | |
| TAMB | Correlación de Pearson | -,197 | ,762** | -,381** | 1 | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,145 | ,000 | ,001 | | | | | |
| | N | 56 | 51 | 72 | 72 | | | | |
| VEL | Correlación de Pearson | -,187 | ,503** | -,228 | ,156 | 1 | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,183 | ,000 | ,066 | ,212 | | | | |
| | N | 52 | 51 | 66 | 66 | 66 | | | |
| COMP | Correlación de Pearson | ,936** | -,248 | -,022 | -,113 | -,176 | 1 | | |
| | Sig. (bilateral) | ,000 | ,085 | ,861 | ,368 | ,174 | | | |
| | N | 55 | 49 | 65 | 65 | 61 | 65 | | |
| BAHA | Correlación de Pearson | ,740** | -,059 | -,172 | ,050 | -,111 | ,743** | 1 | |
| | Sig. (bilateral) | ,000 | ,685 | ,172 | ,693 | ,393 | ,000 | | |
| | N | 55 | 49 | 65 | 65 | 61 | 65 | 65 | |
| GYM | Correlación de Pearson | ,068 | -,419** | ,069 | -,320** | ,274* | ,031 | ,045 | 1 |
| | Sig. (bilateral) | ,624 | ,003 | ,587 | ,009 | ,033 | ,807 | ,725 | |
| | N | 55 | 49 | 65 | 65 | 61 | 65 | 65 | 65 |

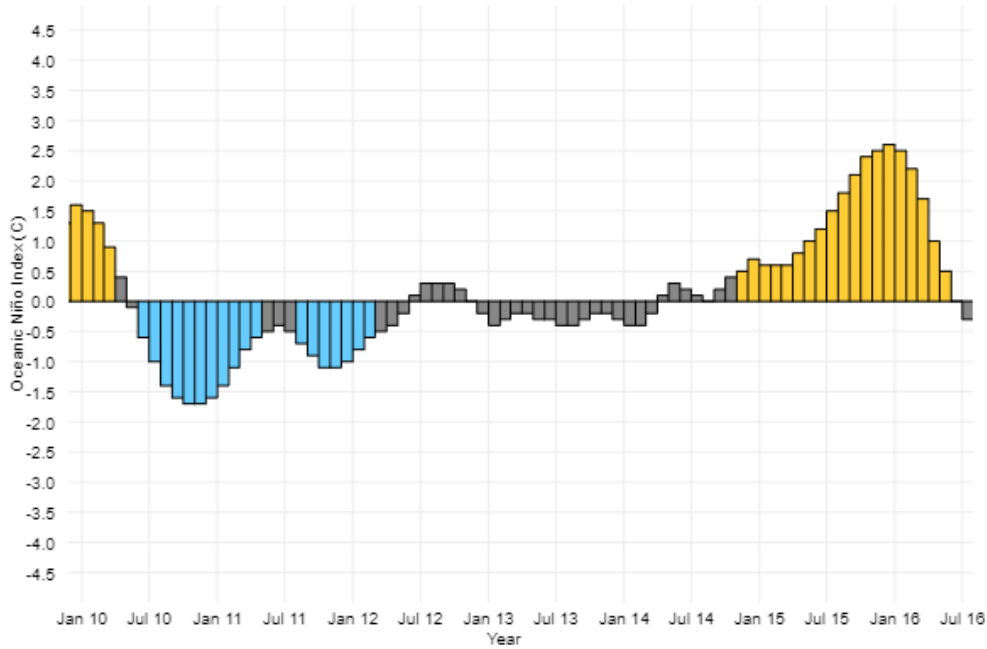
TOX: Toxinas acumuladas en carne de Ostra Japonesa. RAD: Radiación solar, PREC: Precipitación, TAMB: Temperatura ambiental, VEL: Velocidad del Viento, COMP: *P. bahamense* var. *compressum*, BAHA: *P. bahamense* var. *bahamense*, GYM: *G. catenatum*.

Anexo 19. Análisis de correlación de Pearson (n: 65) en las estaciones Punta Morales, Punta Cuchillo e isla Cedros a 5 m de profundidad, con un grado de significancia de $p < 0.01$ (**) o de $p < 0.05$ (*).

| | | TOX | RAD | PREC | TAMB | VEL | COMP | BAHA | GYM |
|------|------------------------|--------|---------|---------|---------|-------|--------|------|-----|
| TOX | Correlación de Pearson | 1 | | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | | | | | | | | |
| | N | 56 | | | | | | | |
| RAD | Correlación de Pearson | -.360* | 1 | | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,021 | | | | | | | |
| | N | 41 | 51 | | | | | | |
| PREC | Correlación de Pearson | -.023 | -.364** | 1 | | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,866 | ,009 | | | | | | |
| | N | 56 | 51 | 72 | | | | | |
| TAMB | Correlación de Pearson | -.197 | .762** | -.381** | 1 | | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,145 | ,000 | ,001 | | | | | |
| | N | 56 | 51 | 72 | 72 | | | | |
| VEL | Correlación de Pearson | -.187 | .503** | -.228 | ,156 | 1 | | | |
| | Sig. (bilateral) | ,183 | ,000 | ,066 | ,212 | | | | |
| | N | 52 | 51 | 66 | 66 | 66 | | | |
| COMP | Correlación de Pearson | .916** | -.187 | -.083 | -.054 | -.162 | 1 | | |
| | Sig. (bilateral) | ,000 | ,198 | ,511 | ,670 | ,212 | | | |
| | N | 55 | 49 | 65 | 65 | 61 | 65 | | |
| BAHA | Correlación de Pearson | .668** | ,096 | -.189 | ,134 | -.123 | .695** | 1 | |
| | Sig. (bilateral) | ,000 | ,514 | ,132 | ,286 | ,344 | ,000 | | |
| | N | 55 | 49 | 65 | 65 | 61 | 65 | 65 | |
| GYM | Correlación de Pearson | ,136 | -.449** | ,149 | -.322** | ,192 | ,067 | ,077 | 1 |
| | Sig. (bilateral) | ,322 | ,001 | ,238 | ,009 | ,138 | ,598 | ,544 | |
| | N | 55 | 49 | 65 | 65 | 61 | 65 | 65 | 65 |

TOX: Toxinas acumuladas en carne de Ostra Japonesa. RAD: Radiación solar, PREC: Precipitación, TAMB: Temperatura ambiental, VEL: Velocidad del Viento, COMP: *P. bahamense* var. *compressum*, BAHA: *P. bahamense* var. *bahamense*, GYM: *G. catenatum*

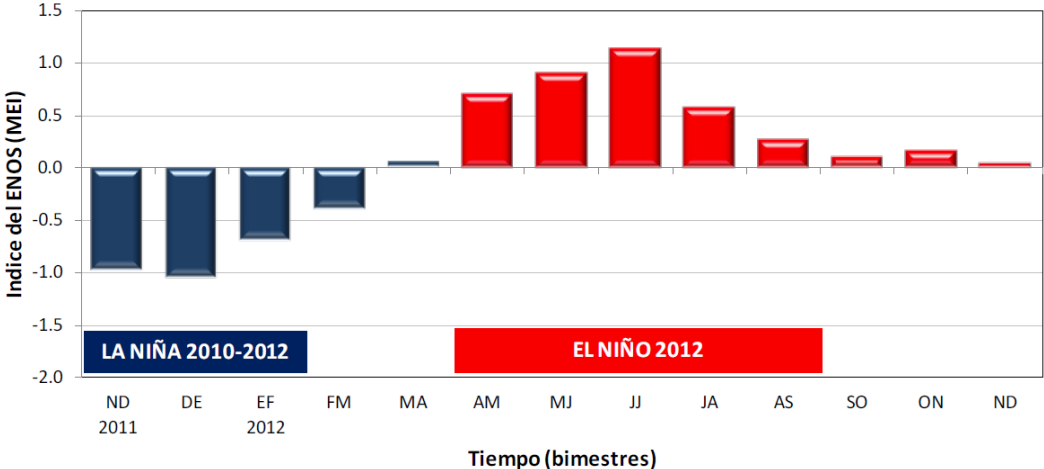
Anexo 20. Índice Oceánico del Niño (ONI) de enero 2010 a Julio 2016.



■ Amarillo: Fenómeno El Niño; ■ Azul: Fenómeno La Niña; ■ Gris: Neutro

Fuente: Dahlman, 2016.

Anexo 21. Evolución del Índice Multivariado del ENOS (MEI) de noviembre 2011 a diciembre 2012, en Costa Rica.



Fuente: IMN., 2013a.

Anexo 22. Floraciones algales nocivas reportadas en el Golfo de Nicoya del 2012 al 2013 por el Laboratorio de Fitoplancton Marino de la Universidad Nacional, Costa Rica.

| Especie | Duración | 2012 | | | | | | | | | | | | 2013 | | | | | | | | | | | |
|---|----------|------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | E | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D | E | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D |
| <i>C. catenatum</i> | 95 días | X | X | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>C. catenatum</i> | 6 días | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>A. sanguinea</i> | 1 día | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>A. monilatum</i> | 9 días | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>C. catenatum</i> | 13 días | | | | | | | | X | X | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>S. costatum</i> | 9 días | | | | | | | | | | X | X | | | | | | | | | | | | | |
| <i>P. bahamense</i> var. <i>compressum</i> | 40 días | | | | | | | | | | X | X | | | | | | | | | | | | | |
| <i>C. catenatum</i> | 5 días | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | |
| <i>C. catenatum</i> | 54 días | | | | | | | | | | | | X | X | | | | | | | | | | | |
| <i>A. monilatum</i> | 7 días | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| <i>C. catenatum</i> | 22 días | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | X | | | | | |
| <i>A. monilatum</i> | 8 días | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | X | | | | |
| <i>C. furca</i> - <i>C. fusus</i> | 2 días | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | |
| <i>A. monilatum</i> | 5 días | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | |

Fuente: E. Calvo, comunicación personal, 2019.

Anexo 23. Promedio anual, máximos y mínimos de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L⁻¹), concentración de dinoflagelados tóxicos (células L⁻¹), la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), radiación solar (MJ/m²), precipitación (mm), temperatura ambiental (°C) y velocidad del viento (m/s) durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica.

| Profundidad | Variable | 2012 | | | 2013 | | |
|--|--|---------------|--------|------------|---------------|--------|--------|
| | | Promedio | Mínimo | Máximo | Promedio | Mínimo | Máximo |
| 1 m | Temperatura (°C) | 28,89 ± 0,99 | 27,83 | 30,24 | 28,69 ± 0,92 | 27,50 | 30,06 |
| | Salinidad (UPS) | 30,96 ± 1,20 | 29,40 | 33,06 | 30,98 ± 1,78 | 28,26 | 33,63 |
| | Sólidos Totales (g L ⁻¹) | 31,04 ± 1,13 | 29,62 | 32,88 | 30,89 ± 1,64 | 28,54 | 33,15 |
| | Saturación de Oxígeno (%) | 85,68 ± 12,88 | 67,15 | 106,50 | 79,44 ± 10,24 | 64,68 | 102,98 |
| | Oxígeno Disuelto (mg L ⁻¹) | 5,59 ± 1,45 | 4,43 | 7,02 | 5,22 ± 1,17 | 4,44 | 6,76 |
| | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i> (células L ⁻¹) | 1972 ± 4171 | 0 | 8364 | 1152 ± 3699 | 0 | 6119 |
| | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>bahamense</i> (células L ⁻¹) | 16 ± 50 | 0 | 143 | 8 ± 21 | 0 | 25 |
| <i>Gymnodinium catenatum</i> (células L ⁻¹) | 144 ± 382 | 0 | 686 | 662 ± 1319 | 0 | 2925 | |
| 5 m | Temperatura (°C) | 28,58 ± 0,90 | 27,57 | 29,76 | 28,19 ± 0,96 | 27,13 | 29,74 |
| | Salinidad (UPS) | 31,39 ± 0,94 | 30,36 | 33,07 | 31,44 ± 1,58 | 28,99 | 33,74 |
| | Sólidos Totales (g L ⁻¹) | 31,38 ± 0,83 | 30,46 | 32,86 | 31,39 ± 1,43 | 29,20 | 33,49 |
| | Saturación de Oxígeno (%) | 78,20 ± 10,64 | 64,18 | 99,35 | 76,69 ± 12,06 | 60,20 | 105,83 |

| | | | | | | | |
|-----------------|--|--------------|-------|--------|--------------|-------|--------|
| | Oxígeno Disuelto (mg L ⁻¹) | 5,09 ± 1,40 | 4,14 | 6,49 | 5,02 ± 1,31 | 4,00 | 6,90 |
| | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i> (células L ⁻¹) | 959 ± 1784 | 0 | 4036 | 1398 ± 5130 | 0 | 13056 |
| | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>bahamense</i> (células L ⁻¹) | 11 ± 41 | 0 | 100 | 8 ± 23 | 0 | 31 |
| | <i>Gymnodinium catenatum</i> (células L ⁻¹) | 164 ± 611 | 0 | 813 | 575 ± 1136 | 0 | 1775 |
| Sin profundidad | Profundidad del Disco Secchi (m) | 2,35 ± 1,06 | 1,66 | 3,04 | 2,43 ± 1,37 | 1,34 | 3,75 |
| | Profundidad Total (m) | 11,36 ± 2,81 | 9,33 | 13,53 | 13,54 ± 4,61 | 9,75 | 16,51 |
| | Radiación Solar (MJ/m ²) | 16,78 ± 1,05 | 15,52 | 18,37 | 17,63 ± 1,14 | 13,96 | 20,43 |
| | Precipitación (mm) | 74,61 ± 80 | 0,00 | 204,50 | 110,65 ± 114 | 0,00 | 319,15 |
| | Temperatura ambiental (°C) | 26,80 ± 2,05 | 25,39 | 28,25 | 26,91 ± 0,83 | 26,22 | 28,11 |
| | Velocidad del viento (m/s) | 3,43 ± 3,65 | 0,64 | 9,78 | 2,08 ± 2,57 | 1,60 | 2,64 |

Anexo 24. Promedio anual, máximos y mínimos de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L⁻¹), y concentración de dinoflagelados tóxicos (células L⁻¹) a 1 m de profundidad en las estaciones Tárcoles, bahía Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita durante el período enero 2012 a diciembre de 2013.

| Variable | Estación | 2012 | | | 2013 | | |
|--|----------|---------------|--------|--------|---------------|--------|--------|
| | | Promedio | Mínimo | Máximo | Promedio | Mínimo | Máximo |
| Temperatura (°C) | Tárcoles | 29,07 ± 0,74 | 28,08 | 30,23 | 28,66 ± 0,68 | 27,03 | 29,73 |
| | Caldera | 28,65 ± 1,04 | 27,52 | 30,44 | 28,42 ± 0,85 | 27,20 | 29,78 |
| | Muelle | 28,66 ± 0,96 | 27,35 | 29,87 | 28,5 ± 0,92 | 27,03 | 30,12 |
| | Pajarita | 29,41 ± 1,09 | 27,73 | 30,59 | 29,15 ± 1,14 | 27,19 | 30,63 |
| Salinidad (UPS) | Tárcoles | 31,06 ± 0,78 | 30,14 | 32,58 | 31,09 ± 1,42 | 29,01 | 33,46 |
| | Caldera | 31,54 ± 0,95 | 30,38 | 33,11 | 31,63 ± 1,42 | 29,80 | 33,83 |
| | Muelle | 31,2 ± 1,23 | 29,43 | 33,15 | 31,49 ± 1,58 | 29,36 | 33,82 |
| | Pajarita | 29,66 ± 1,42 | 27,59 | 32,03 | 29,79 ± 2,96 | 24,65 | 33,43 |
| Sólidos Totales (g L ⁻¹) | Tárcoles | 31,36 ± 1,33 | 30,30 | 34,46 | 31,03 ± 0,77 | 29,21 | 33,24 |
| | Caldera | 31,52 ± 0,84 | 30,51 | 32,91 | 31,51 ± 0,80 | 29,96 | 33,24 |
| | Muelle | 31,21 ± 1,11 | 29,65 | 32,94 | 31,47 ± 0,89 | 29,53 | 33,57 |
| | Pajarita | 29,86 ± 1,28 | 27,97 | 32,00 | 29,58 ± 0,62 | 25,10 | 33,22 |
| Saturación de Oxígeno (%) | Tárcoles | 99,72 ± 5,56 | 92,00 | 108,50 | 89,42 ± 18,02 | 61,00 | 118,10 |
| | Caldera | 84,73 ± 19,52 | 60,10 | 124,30 | 75,57 ± 12,85 | 55,70 | 96,70 |
| | Muelle | 87,71 ± 26,35 | 53,40 | 141,10 | 75,53 ± 14,38 | 44,10 | 98,90 |
| | Pajarita | 71,69 ± 24,69 | 23,80 | 102,40 | 77,36 ± 23,38 | 39,30 | 125,90 |
| Oxígeno Disuelto (mg L ⁻¹) | Tárcoles | 6,47 ± 0,40 | 5,90 | 6,96 | 5,97 ± 0,98 | 4,53 | 7,61 |
| | Caldera | 5,58 ± 1,20 | 3,95 | 7,94 | 4,94 ± 0,86 | 3,65 | 6,43 |
| | Muelle | 5,71 ± 1,73 | 3,37 | 9,31 | 4,93 ± 0,91 | 2,90 | 6,37 |

| | | | | | | | |
|--|----------|-------------|------|-------|-------------|------|-------|
| | Pajarita | 4,65 ± 1,59 | 1,52 | 6,51 | 5,06 ± 1,58 | 2,56 | 8,58 |
| <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i> (células L ⁻¹) | Tárcoles | 2472 ± 6434 | 0 | 18375 | 3273 ± 7024 | 0 | 23750 |
| | Caldera | 1773 ± 3714 | 0 | 11400 | 556 ± 892 | 0 | 3150 |
| | Muelle | 2433 ± 4427 | 0 | 13750 | 763 ± 1217 | 0 | 3750 |
| | Pajarita | 0 | 0 | 0 | 15 ± 51 | 0 | 175 |
| <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>bahamense</i> (células L ⁻¹) | Tárcoles | 13 ± 35 | 0 | 100 | 6 ± 16 | 0 | 50 |
| | Caldera | 30 ± 79 | 0 | 250 | 13 ± 20 | 0 | 50 |
| | Muelle | 15 ± 47 | 0 | 150 | 15 ± 34 | 0 | 100 |
| | Pajarita | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gymnodinium catenatum</i> (células L ⁻¹) | Tárcoles | 106 ± 208 | 0 | 550 | 1085 ± 2092 | 0 | 7525 |
| | Caldera | 360 ± 676 | 0 | 1850 | 560 ± 702 | 0 | 1800 |
| | Muelle | 58 ± 102 | 0 | 250 | 894 ± 1335 | 0 | 3200 |
| | Pajarita | 0 | 0 | 0 | 133 ± 462 | 0 | 1600 |

Anexo 25. Promedio anual, máximos y mínimos de la temperatura (°C), salinidad (UPS), sólidos totales (g L⁻¹), saturación oxígeno (%), oxígeno disuelto (mg L⁻¹), y concentración de dinoflagelados tóxicos (células L⁻¹) a 5 m de profundidad en las estaciones Tárcoles, bahía Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita durante el período enero 2012 a diciembre de 2013.

| Variable | Estación | 2012 | | | 2013 | | |
|--|----------|---------------|--------|--------|---------------|--------|--------|
| | | Promedio | Mínimo | Máximo | Promedio | Mínimo | Máximo |
| Temperatura (°C) | Tárcoles | 28,93 ± 0,75 | 27,95 | 29,96 | 28,24 ± 0,98 | 26,70 | 29,79 |
| | Caldera | 28,62 ± 0,79 | 27,58 | 30,00 | 28,17 ± 0,90 | 26,60 | 29,67 |
| | Muelle | 28,39 ± 1,03 | 27,16 | 29,77 | 27,9 ± 1,16 | 25,49 | 29,71 |
| | Pajarita | 28,66 ± 1,01 | 27,05 | 29,89 | 28,44 ± 0,81 | 26,42 | 29,79 |
| Salinidad (UPS) | Tárcoles | 31,37 ± 0,86 | 30,54 | 33,00 | 31,95 ± 1,11 | 30,05 | 33,75 |
| | Caldera | 31,61 ± 0,90 | 30,56 | 33,11 | 31,78 ± 1,33 | 29,88 | 33,82 |
| | Muelle | 31,6 ± 1,00 | 30,19 | 33,17 | 31,70 ± 1,48 | 29,61 | 33,82 |
| | Pajarita | 30,59 ± 0,68 | 30,00 | 32,22 | 30,39 ± 2,60 | 25,25 | 33,57 |
| Sólidos Totales (g L ⁻¹) | Tárcoles | 31,37 ± 1,29 | 30,63 | 32,83 | 31,86 ± 0,01 | 30,17 | 33,51 |
| | Caldera | 31,59 ± 1,16 | 30,66 | 32,90 | 31,72 ± 1,19 | 30,02 | 33,56 |
| | Muelle | 31,57 ± 1,43 | 30,31 | 32,95 | 31,56 ± 1,35 | 29,76 | 33,55 |
| | Pajarita | 30,66 ± 3,02 | 30,13 | 32,15 | 30,47 ± 2,34 | 25,82 | 33,33 |
| Saturación de Oxígeno (%) | Tárcoles | 97,89 ± 6,83 | 87,50 | 105,50 | 92,65 ± 20,85 | 52,60 | 131,20 |
| | Caldera | 82,82 ± 17,67 | 59,60 | 116,20 | 73,8 ± 13,46 | 50,60 | 94,45 |
| | Muelle | 79,1 ± 21,57 | 50,30 | 119,30 | 73,17 ± 18,02 | 36,40 | 103,80 |
| | Pajarita | 55,24 ± 15,95 | 25,40 | 79,70 | 67,51 ± 20,57 | 37,10 | 117,40 |
| Oxígeno Disuelto (mg L ⁻¹) | Tárcoles | 6,34 ± 0,47 | 5,62 | 6,85 | 6,06 ± 1,31 | 3,52 | 8,41 |
| | Caldera | 5,37 ± 1,10 | 3,93 | 7,42 | 4,83 ± 0,90 | 3,35 | 6,25 |
| | Muelle | 5,17 ± 1,36 | 3,31 | 7,77 | 4,79 ± 1,12 | 2,45 | 6,72 |
| | Pajarita | 3,61 ± 1,04 | 1,62 | 5,12 | 4,44 ± 1,38 | 2,44 | 7,86 |

| | | | | | | | |
|---|----------|-------------|---|------|-------------|---|-------|
| <i>Pyrodinium bahamense var. compressum</i> (células L ⁻¹) | Tárcoles | 1413 ± 1883 | 0 | 4850 | 3165 ± 8749 | 0 | 30725 |
| | Caldera | 1153 ± 1973 | 0 | 5275 | 2000 ± 5317 | 0 | 18675 |
| | Muelle | 1331 ± 2187 | 0 | 6300 | 421 ± 816 | 0 | 2825 |
| | Pajarita | 0 | 0 | 0 | 8 ± 29 | 0 | 100 |
| <i>Pyrodinium bahamense var. bahamense</i> (células L ⁻¹) | Tárcoles | 3 ± 9 | 0 | 25 | 15 ± 31 | 0 | 100 |
| | Caldera | 28 ± 71 | 0 | 225 | 10 ± 29 | 0 | 100 |
| | Muelle | 10 ± 32 | 0 | 100 | 6 ± 16 | 0 | 50 |
| | Pajarita | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gymnodinium catenatum</i> (células L ⁻¹) | Tárcoles | 13 ± 35 | 0 | 100 | 304 ± 592 | 0 | 1800 |
| | Caldera | 558 ± 1118 | 0 | 3150 | 1271 ± 1703 | 0 | 4800 |
| | Muelle | 33 ± 71 | 0 | 200 | 650 ± 1153 | 0 | 3825 |
| | Pajarita | 0 | 0 | 0 | 75 ± 215 | 0 | 750 |

Anexo 26. Promedio anual, máximos y mínimos de la profundidad del disco de Secchi (m), la profundidad total (m), precipitación (mm), temperatura ambiental (°C) y velocidad del viento (m/s), en las estaciones Tárcoles, bahía Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita durante el período enero 2012 a diciembre de 2013.

| Variable | Estación | 2012 | | | 2013 | | |
|----------------------------------|------------|--------------|--------|--------|--------------|--------|--------|
| | | Promedio | Mínimo | Máximo | Promedio | Mínimo | Máximo |
| Profundidad del Disco Secchi (m) | Tárcoles | 2,16 ± 1,53 | 0,80 | 4,50 | 1,94 ± 1,73 | 0,63 | 6,75 |
| | Caldera | 3,27 ± 0,67 | 1,95 | 4,00 | 3,63 ± 1,04 | 1,88 | 5,25 |
| | Muelle | 2,2 ± 0,65 | 1,00 | 3,25 | 2,7 ± 0,88 | 1,25 | 3,88 |
| | Pajarita | 1,71 ± 0,67 | 0,75 | 3,00 | 1,49 ± 0,58 | 0,60 | 2,38 |
| Profundidad Total (m) | Tárcoles | 15,42 ± 2,00 | 11,50 | 18,30 | 19,9 ± 3,87 | 13,40 | 26,35 |
| | Caldera | 10,27 ± 0,96 | 9,35 | 12,40 | 11,58 ± 1,74 | 8,90 | 13,50 |
| | Muelle | 8,99 ± 1,95 | 7,30 | 14,00 | 9,32 ± 1,51 | 6,40 | 11,15 |
| | Pajarita | 12,18 ± 1,07 | 10,60 | 13,50 | 13,55 ± 1,67 | 10,30 | 15,70 |
| Precipitación (mm) | Puntarenas | 80,74 ± 63 | 0,00 | 204,50 | 90,1 ± 116 | 0,00 | 277,10 |
| | Paquera | 62,42 ± 111 | 0,00 | 280,40 | 122,98 ± 116 | 0,00 | 362,10 |
| Temperatura ambiental (°C) | Puntarenas | 27,04 ± 0,61 | 25,92 | 28,25 | 27,26 ± 0,85 | 26,23 | 28,68 |
| | Paquera | 24,81 ± 0,85 | 18,80 | 26,55 | 26,6 ± 0,71 | 25,73 | 27,99 |
| Velocidad del viento (m/s) | Puntarenas | 27,04 ± 0,20 | 25,92 | 28,25 | 27,26 ± 0,33 | 26,23 | 28,68 |
| | Paquera | 24,81 ± 0,22 | 18,80 | 26,55 | 26,6 ± 0,11 | 25,73 | 27,99 |
| | Tárcoles | 1,5 ± 0,91 | 0,50 | 2,90 | 2,93 ± 3,13 | 0,50 | 10,30 |
| | Caldera | 4,14 ± 4,48 | 0,24 | 15,20 | 3,73 ± 2,07 | 1,60 | 7,15 |
| | Muelle | 5,16 ± 5,81 | 0,69 | 20,05 | 3,85 ± 2,67 | 0,90 | 10,40 |
| | Pajarita | 2,81 ± 1,87 | 0,90 | 7,20 | 3,69 ± 3,66 | 0,30 | 11,20 |

Anexo 27. Concentración máxima celular diaria de los tres dinoflagelados tóxicos (células L⁻¹) en las estaciones Tárcoles, bahía Caldera, Muelle de Puntarenas e isla Pajarita durante el período enero 2012 a diciembre de 2013.

| Año | Variable | Tárcoles | Caldera | Muelle | Pajarita |
|------|---------------------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|--------------------|
| 1 m | | | | | |
| 2012 | COM (células L ⁻¹) | 35 500 (22 noviembre) | 11 400 (03 diciembre) | 33 850 (12 octubre) | 0 |
| | BAHA (células L ⁻¹) | 200 (22 noviembre) | 500 (08 noviembre) | 300 (02 noviembre) | 0 |
| | GYM (células L ⁻¹) | 1 100 (08 noviembre) | 3 700 (08 noviembre) | 700 (25 setiembre) | 0 |
| 2013 | COM (células L ⁻¹) | 47 250 (20 mayo) | 3 150 (11 marzo) | 5 000 (30 enero) | 350 (23 abril) |
| | BAHA (células L ⁻¹) | 100 (09 abril) | 100 (09 abril) | 150 (30 enero) | 0 |
| | GYM (células L ⁻¹) | 14 200 (18 julio) | 3 000 (16 enero) | 6 250 (26 agosto) | 3 200 (20 mayo) |
| 5 m | | | | | |
| 2012 | COM (células L ⁻¹) | 5 850 (08 noviembre) | 9 700 (08 noviembre) | 6 300 (03 diciembre) | 0 |
| | BAHA (células L ⁻¹) | 50 (09 abril) | 450 (08 noviembre) | 150 (02 noviembre) | 0 |
| | GYM (células L ⁻¹) | 200 (11 junio) | 6 300 (11 junio) | 500 (24 octubre) | 0 |
| 2013 | COM (células L ⁻¹) | 55 200 (08 mayo) | 35 900 (08 mayo) | 4 450 (08 mayo) | 200 (23 abril) |
| | BAHA (células L ⁻¹) | 150 (23 abril) | 100 (14 agosto) | 50 (23 abril) | 0 |
| | GYM (células L ⁻¹) | 3 600 (16 enero) | 6650 (16 enero) | 7 650 (18 julio) | 750 (02 diciembre) |

COM: *P. bahamense* var. *compressum*, BAHA: *P. bahamense* var. *bahamense*, GYM: *G. catenatum*

Anexo 28. Promedio anual, máximos y mínimos de la concentración de dinoflagelados tóxicos (células L⁻¹) y las toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa durante el período de enero 2012 a diciembre de 2013. Golfo de Nicoya, Puntarenas, Costa Rica.

| Profundidad | Variable | 2012 | | | 2013 | | |
|-----------------|--|---------------|--------|---------|-------------|--------|--------|
| | | Promedio | Mínimo | Máximo | Promedio | Mínimo | Máximo |
| 1 m | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i> (células L ⁻¹) | 7157 ± 18946 | 0 | 61061 | 790 ± 1410 | 39 | 4477 |
| | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>bahamense</i> (células L ⁻¹) | 63 ± 294 | 0 | 746 | 10 ± 17 | 0 | 38 |
| | <i>Gymnodinium catenatum</i> (células L ⁻¹) | 994 ± 2224 | 0 | 6677 | 748 ± 1163 | 22 | 3558 |
| 5 m | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i> (células L ⁻¹) | 4776 ± 13449 | 0 | 41521 | 675 ± 1512 | 11 | 3248 |
| | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>bahamense</i> (células L ⁻¹) | 11 ± 35 | 0 | 114 | 9 ± 22 | 0 | 38 |
| | <i>Gymnodinium catenatum</i> (células L ⁻¹) | 580 ± 1277 | 0 | 4473 | 582 ± 1200 | 0 | 3535 |
| Sin Profundidad | Toxinas (UR/100 g) | 618,09 ± 1867 | 0 | 5714,00 | 77,38 ± 144 | 0 | 459,00 |

Anexo 29. Promedio anual, máximos y mínimos de la concentración de dinoflagelados tóxicos (células L⁻¹) y las toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa en las granjas ostrícolas de Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros durante el período enero 2012 a diciembre de 2013.

| Profundidad | Variable | Año Estación | 2012 | | | 2013 | | |
|--------------------|--|-----------------|-------------------|--------|---------|----------------|--------|--------|
| | | | Promedio | Mínimo | Máximo | Promedio | Mínimo | Máximo |
| 1 m | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i> (células L ⁻¹) | Punta Cuchillo | 8864 ± 35363 | 0 | 65200 | 786 ± 2129 | 50 | 4050 |
| | | Punta Morales | 2 ± 14 | 0 | 25 | 153 ± 955 | 0 | 1725 |
| | | Isla Cedros | 19447 ± 40195 | 0 | 77275 | 1136 ± 3941 | 0 | 7322 |
| | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>bahamense</i> (células L ⁻¹) | Punta Cuchillo | 15 ± 88 | 0 | 158 | 8 ± 27 | 0 | 50 |
| | | Punta Morales | 0 | 0 | 0 | 2 ± 14 | 0 | 25 |
| | | Isla Cedros | 320 ± 837 | 0 | 1583 | 17 ± 31 | 0 | 60 |
| | <i>Gymnodinium catenatum</i> (células L ⁻¹) | Punta Cuchillo | 1158 ± 4550 | 0 | 8395 | 1000 ± 1747 | 0 | 3400 |
| | | Punta Morales | 270 ± 1798 | 0 | 3240 | 103 ± 387 | 0 | 717 |
| | | Isla Cedros | 1797 ± 4141 | 0 | 7900 | 853 ± 2914 | 0 | 5420 |
| 5 m | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>compressum</i> (células L ⁻¹) | Punta Cuchillo | 3950 ± 19437 | 0 | 35467 | 631 ± 2004 | 0 | 3744 |
| | | Punta Morales | 4 ± 28 | 0 | 50 | 0 | 0 | 0 |
| | | Isla Cedros | 18238 ± 31532 | 0 | 61400 | 1129 ± 3963 | 13 | 7367 |
| | <i>Pyrodinium bahamense</i> var. <i>bahamense</i> (células L ⁻¹) | Punta Cuchillo | 15 ± 88 | 0 | 158 | 10 ± 55 | 0 | 100 |
| | | Punta Morales | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Isla Cedros | 25 ± 57 | 0 | 108 | 12 ± 49 | 0 | 90 |
| | <i>Gymnodinium catenatum</i> (células L ⁻¹) | Punta Cuchillo | 629 ± 2689 | 0 | 4940 | 916 ± 3696 | 0 | 6810 |
| | | Punta Morales | 295 ± 1964 | 0 | 3540 | 72 ± 261 | 0 | 483 |
| | | Isla Cedros | 835 ± 1772 | 0 | 3400 | 518 ± 1088 | 0 | 2090 |
| Sin Profundidad | Toxinas (UR/100 g) | Punta Cuchillo | 706,94 ± 3741,53 | 0 | 6805,00 | 86,46 ± 346,77 | 0 | 639,17 |
| | | Punta Morales | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | Isla Cedros | 1584,60 ± 3405,16 | 0 | 6528,33 | 90,72 ± 271,50 | 0 | 509,00 |

Anexo 30. Máxima concentración celular diaria de los tres dinoflagelados tóxicos (células L⁻¹) y las toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa de las granjas ostrícolas Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros durante el período enero 2012 a diciembre de 2013.

| Año | Variable | Punta Cuchillo | Punta Morales | Isla Cedros |
|-----------------|---------------------------------|-----------------------|--------------------|-----------------------|
| 1 m | | | | |
| 2012 | COM (células L ⁻¹) | 248050 (4 noviembre) | 100 (18 setiembre) | 254750 (4 noviembre) |
| | BAHA (células L ⁻¹) | 700 (4 noviembre) | 0 | 8 350 (2 noviembre) |
| | GYM (células L ⁻¹) | 22 300 (08 enero) | 14 850 (18 enero) | 15 800 (21 junio) |
| 2013 | COM (células L ⁻¹) | 124000 (5 mayo) | 3450 (23 abril) | 29100 (01 mayo) |
| | BAHA (células L ⁻¹) | 100 (28 abril) | 50 (26 marzo) | 250 (14 febrero) |
| | GYM (células L ⁻¹) | 12 450 (16 julio) | 2 150 (16 julio) | 15 350 (15 julio) |
| 5 m | | | | |
| 2012 | COM (células L ⁻¹) | 122 600 (4 noviembre) | 100 (5 noviembre) | 171 500 (2 noviembre) |
| | BAHA (células L ⁻¹) | 700 (4 noviembre) | 0 | 350 (4 noviembre) |
| | GYM (células L ⁻¹) | 12 650 (18 enero) | 17 450 (18 enero) | 6 800 (21 junio) |
| 2013 | COM (células L ⁻¹) | 11 600 (2 mayo) | 0 | 24 850 (01 mayo) |
| | BAHA (células L ⁻¹) | 200 (22 abril) | 0 | 250 (11 febrero) |
| | GYM (células L ⁻¹) | 26 050 (16 julio) | 1 450 (16 julio) | 7 900 (19 junio) |
| Sin Profundidad | | | | |
| 2012 | TOX (UR/100 g) | 19700 (02 noviembre) | 0 | 19000 (02 noviembre) |
| 2013 | TOX (UR/100 g) | 1557 (2 mayo) | 0 | 1699 (01 mayo) |

COM: *P. bahamense* var. *compressum*, BAHA: *P. bahamense* var. *bahamense*, GYM: *G. catenatum*, TOX: Toxinas acumuladas en carne de Ostra Japonesa

Anexo 31. Comparación entre resultados de concentraciones mensual del dinoflagelado *P. bahamense* var. *compressum* (células L⁻¹) y las toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa de las granjas ostrícolas de Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros durante el período enero 2012 a diciembre de 2013.

| COM (células L ⁻¹) | TOX (UR/100 g) | Estación | Profundidad (m) | Mes | Año |
|-----------------------------------|-------------------|----------------|--------------------|-----------|------|
| 50 | 0,00 | Punta Morales | 5 | Noviembre | 2012 |
| 125 | 182,50 | Isla Cedros | 5 | Junio | 2013 |
| 469 | 182,50 | Isla Cedros | 1 | Junio | 2013 |
| 1017 | 0,00 | Punta Cuchillo | 5 | Abril | 2013 |
| 1200 | 115,00 | Punta Cuchillo | 1 | Julio | 2013 |
| 1400 | 0,00 | Punta Cuchillo | 1 | Abril | 2013 |
| 1725 | 0,00 | Punta Morales | 1 | Abril | 2013 |
| 2286 | 363,00 | Punta Cuchillo | 5 | Octubre | 2012 |
| 3744 | 639,17 | Punta Cuchillo | 5 | Mayo | 2013 |
| 4050 | 639,17 | Punta Cuchillo | 1 | Mayo | 2013 |
| 4611 | 509,00 | Isla Cedros | 5 | Mayo | 2013 |
| 5333 | 627,00 | Isla Cedros | 1 | Octubre | 2012 |
| 7322 | 509,00 | Isla Cedros | 1 | Mayo | 2013 |
| 10000 | 608,33 | Punta Cuchillo | 1 | Diciembre | 2012 |

COM: *P. bahamense* var. *compressum*, TOX: Toxinas acumuladas en carne de Ostra Japonesa

Verde: ≤ 300 UR/100 g; Amarillo: > 300 < 400 UR/100 g; Rojo: ≥ 400 UR/100 g

Anexo 32. Comparación entre resultados de concentraciones mensual del dinoflagelado *G. catenatum* (células L⁻¹) y las toxinas paralizantes (UR/100 g) acumuladas en carne de ostra japonesa de las granjas ostrícolas de Punta Cuchillo, Punta Morales e isla Cedros durante el período enero 2012 a diciembre de 2013.

| GYM (células L ⁻¹) | TOX (UR/100 g) | Estación | Profundidad (m) | Mes | Año |
|-----------------------------------|-------------------|----------------|--------------------|---------|------|
| 1080 | 0,00 | Punta Cuchillo | 1 | Octubre | 2013 |
| 1236 | 76,50 | Punta Cuchillo | 5 | Junio | 2013 |
| 1325 | 0,00 | Punta Cuchillo | 5 | Agosto | 2013 |
| 1371 | 76,50 | Punta Cuchillo | 1 | Junio | 2013 |
| 1550 | 58,80 | Isla Cedros | 1 | Octubre | 2013 |
| 1688 | 182,50 | Isla Cedros | 5 | Junio | 2013 |
| 1763 | 46,75 | Punta Cuchillo | 1 | Enero | 2013 |
| 2090 | 156,40 | Isla Cedros | 5 | Julio | 2013 |
| 2113 | 0,00 | Punta Cuchillo | 5 | Junio | 2012 |
| 3158 | 0,00 | Punta Cuchillo | 1 | Agosto | 2013 |
| 3400 | 0,00 | Isla Cedros | 5 | Junio | 2012 |
| 3400 | 115,00 | Punta Cuchillo | 1 | Julio | 2013 |
| 4163 | 0,00 | Punta Cuchillo | 1 | Junio | 2012 |
| 4940 | 0,00 | Punta Cuchillo | 5 | Enero | 2012 |
| 5420 | 156,40 | Isla Cedros | 1 | Julio | 2013 |
| 6810 | 115,00 | Punta Cuchillo | 5 | Julio | 2013 |
| 7900 | 0,00 | Isla Cedros | 1 | Junio | 2012 |
| 8395 | 0,00 | Punta Cuchillo | 1 | Enero | 2012 |

GYM: *G. catenatum*, TOX: Toxinas acumuladas en carne de Ostra Japonesa

Verde: ≤ 300 UR/100 g; Amarillo: > 300 < 400 UR/100 g; Rojo: ≥ 400 UR/100 g