UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS DEPARTAMENTO DE GEOFÍSICA



Modelación de factores que desencadenan el florecimiento de algas nocivas en la zona norte y sur de Chile en el período 1997 al 2012

Marco Sebastián Sandoval Belmar

Habilitación Profesional para optar al Título de Geofísico

DGEO 2017 Concepción, Chile

UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS DEPARTAMENTO DE GEOFÍSICA

Modelación de factores que desencadenan el florecimiento de algas nocivas en la zona norte y sur de Chile en el período 1997 al 2012

Marco Sebastián Sandoval Belmar

Habilitación Profesional para optar al Título de Geofísico

Profesor Guía: Dra. Carolina Parada V.

Comisión:

Dr. Hector Andrés Sepúlveda, Dr. Oscar Pizarro, Dr. Rodrigo Torres



2017

"Nada hay Superior a la Verdad" Helena Petrovna Blavatsky (H.P.B.)

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de Habilitación Profesional es fruto y producto de un largo camino que empezó hace ya varios años. De tal manera, es un logro académico y de conquista personal que involucra a varias personas.

Primero que todo, va en dedicatoria y en agradecimiento profundo a mi familia. A mis padres, **Marco Sandoval** y **Carmen Gloria Belmar**, por su amor incondicional, su profunda comprensión, su constante preocupación, sus enseñanzas, su apoyo en los momentos más difíciles y su alegría y orgullo en mis momentos de triunfo. A ellos, gracias por ser fuente de inspiración. A mis hermanas, **Pilar Sandoval** y **Maria José Sandoval**, por saber escucharme en cada momento, por sus incontables consejos de vida, por ser motivos de risas, travesuras y alegrías. Punto aparte, es el regalarme nuevos seres en mi vida; a los que llegaron, y a los que vendrán. Gracias a todos por su paciencia y saber esperarme.

A mi segunda familia, mis tíos **Mario Belmar** y **Nayerda Erilkin** y mi prima -hermana- **Valentina Belmar**. Por estar siempre presentes, por estar siempre juntos, por ser un pilar fundamental en mi vida. A **Isadora Soto**, mi compañera. Gracias por estar ahí siempre, por escucharme, por apoyarme, por consolarme y manejarme emocionalmente en los peores y mejores momentos. Gracias por darme tranquilidad, por siempre estar orgullosa y creer más en mí que yo mismo.

A mis **amigos**. Por los años, por su amistad, por los consejos, las conversaciones profundas, y largas pero necesarias horas de distracción y descanso. Del mismo modo, a mis amigos y **compañeros** que me genere en estos largos años en la universidad. Gracias por su ayuda, por enseñarme, por sus nuevas y distintas experiencias y realidades, por hacerme más crítico y más consciente. Ambos grupos, sin duda, forman parte de lo que soy hoy.

A mi profesora guía, **Carolina Parada**, la Caly. Por ser una guía y orientación en lo académico y profesional. Por creer en mí y en lo que soy capaz, por su paciencia y espera, por ser una amiga, por su constante motivación, su ayuda, su compromiso y por introducirme en el hermoso mundo de la oceanografía operacional, la biología marina y la biogeoquímica del océano.

Al Departamento de Geofísica de la Universidad de Concepción, el **DGEO**. A ellos mi profunda admiración y agradecimiento por las herramientas entregadas, así como por su cercanía y amistad con los alumnos. Incluyo aquí al equipo de trabajo del **CHIOOS**, por la oportunidad y privilegio de ser parte de ellos, así como el interés de la problemática abordada y sus múltiples consejos y críticas.

Expresar mi agradecimiento para con los investigadores (y algunos amigos) que se dieron el tiempo de orientar este trabajo y aportar con su experiencia; Dr. (c) Marco Pinto, Dra. (c) Fabiola Villanueva, Dr. (c) Maximiliano Vergara, Dr. David Cassis, Dra. (c) Dharma Reyes, Dr. Máximo Frangopulos, Carlos Conejero, Dr. Marco Correa, Dr. Tarsicio Antezana y Dr. Noble Hendrix.

Finalmente, a la organización de filosofía, cultura y voluntariado **Nueva Acrópolis**, de la cual soy miembro. Espero que sus talleres y cursos de oratoria (y tantos otros) me permitan expresar de manera clara y precisa las ideas expuestas tanto en esta investigación, como en mi vida.

PREFACIO

Esta titulada, MODELACIÓN DE **FACTORES** QUE DESENCADENAN EL tesis. FLORECIMIENTO DE ALGAS NOCIVAS EN LA ZONA NORTE Y SUR DE CHILE EN EL PERÍODO 1997 AL 2012, es presentada como un requisito para obtener el título de Geofísico de la Universidad de Concepción. Esta investigación es una compilación de dos estudios que tienen como objetivo de describir los fenómenos de Florecimientos de Algas Nocivas (FAN) en Chile, explorando su variabilidad temporal, espacial y sus factores desencadenantes. La investigación presentada aquí se ha llevado a cabo entre 2015 y 2017 bajo la dirección de la Dra. Carolina Parada Veliz, profesora del Departamento de Geofísica de la Universidad de Concepción.

Esta tesis se estructura con un capítulo introductorio que describe los conceptos y definiciones básicas de los FAN, la problemática FAN en el mundo y en Chile y resume los objetivos y los capítulos de la tesis. Los dos capítulos siguientes constituyen el núcleo de la tesis; Cada uno de ellos se presenta como un artículo científico. Al escribir esta tesis, el primer capítulo ha sido aceptado en inglés en una revista científica nacional (Latin American Journal of Aquatic Research) y el segundo artículo se encuentra en las últimas fases antes de su presentación a una revista científica. La tesis presenta una conclusión final de los principales resultados que se derivan de este trabajo. A lo largo de este período de investigación, el autor de esta tesis ha participado en un proyecto de investigación (Chilean Integrated Ocean Observation System, CHIOOS), ha presentado sus investigaciones en dos congresos científicos (Congreso de Oceanografía Física, Meteorología y Clima, Valparaíso, 2015 y Congreso de Ciencias del Mar, Concepción, 2016) y en el ciclo de los seminarios del Departamento de Geofísica.

RESUMEN

Los Florecimientos de Algas Nocivas (FAN), son fenómenos naturales que se producen por la proliferación de fitoplancton potencialmente nocivo para el hombre y para algunos servicios ecosistémicos (e.g., buena calidad del agua para su uso en la acuicultura, disponibilidad de recursos naturales). Los FAN de Pseudo-nitzschia spp. y Alexandrium catenella son particularmente relevantes en Chile debido a su potencial toxicidad. Aunque existen estudios del impacto negativo de estos eventos, en Chile la predicción de la ocurrencia de estos fenómenos y los riesgos asociados son limitados. Las proliferaciones han sido atribuidas a la acción de variados forzantes hidrobiológicos (e.g., estratificación de la columna de agua, irradiación, disponibilidad de nutrientes). En la primera parte, se presenta la problemática, así como la justificación y la hipótesis de esta investigación. En la segunda parte, se realizó un estudio de los factores y procesos que se han asociado a la aparición, permanencia y toxicidad de FAN y de los esfuerzos metodológicos realizados para el estudio y generación de pronósticos de FAN en otros países. En base a una compilación de la información de apariciones y localidades de estos eventos, se construyó la variabilidad estacional, interanual y espacial de los eventos u ocurrencias de FAN a lo largo de Chile. Posteriormente, se describe el actual sistema de monitoreo en Chile, así como las futuras iniciativas de predicción. En la tercera parte, mediante la utilización de imágenes de color del océano de un producto intercalibrado denominado HERMES, y simulaciones del océano (basadas en el modelo ROMS) se realizó un estudio estadístico de los factores gatillantes de eventos de FAN, usando la clorofila-a como sustituto de la biomasa de fitoplancton. Además, se utilizó una metodología basada en Silva et al., (2016), la cual plantea un Modelo Aditivo Generalizado (GAM) como análisis exploratorio para el estudio de las relaciones entre las variables ambientales predictoras (e.g. temperatura, salinidad) y la variable que se quiere predecir (clorofila-a). Estas formas obtenidas de los GAM se reproducen lo más cercanamente posible mediante regresiones lineales o polinomiales. Luego un Modelo Lineal Generalizado (GLM) estima los coeficientes de los predictores, así como su significancia estadística y el porcentaje de varianza explicada de la clorofila-a para ambas especies. Se encontró que la radiación fotosintéticamente activa y la profundidad de la zona eufótica son las de mayor relevancia y participación en los análisis estadísticos y los modelos. Variables como la energía cinética de remolinos, la profundidad de la capa de mezcla, la turbulencia y la estratificación de la columna de agua, tienen una menor relevancia y participación. Por último, la temperatura, salinidad y densidad parecen no tener una mayor relevancia en ambas especies. Se discuten los resultados obtenidos, las limitaciones del estudio y los trabajos a futuro en el marco de un sistema integrado de predicción de estos fenómenos. En este punto y en conjunto con la segunda parte, se sugiere la configuración de un sistema de monitoreo con observaciones y de predicción integrado para la ocurrencia de *Pseudo-nitzschia* spp. y Al*exandrium catenella* en Chile. Finalmente, una cuarta parte presenta las principales conclusiones de esta tesis.

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1 Contexto: Florecimiento de Algas Nocivas en el mundo	1
1.2 Problemática en Chile	
1.3 Factores que contribuyen a desencadenar un evento FAN en Chile	7
1.4 Antecedentes de predicción	9
1.5 Hipótesis, objetivos y esquema de la tesis	10
CAPÍTULO II: PROPOSAL OF AN INTEGRATED SYSTEM FOR FORECASTING HAD	RMFUL
ALGAL BLOOMS (HAB) IN CHILE	14
INTRODUCTION	15
MATERIALS AND METHODS	17
RESULTS	19
DISCUSSION	41
CONCLUSION	
CAPÍTULO III: ESTUDIO DE LOS FACTORES GATILLANTES DE EVENTOS DE	
FLORECIMIENTOS DE ALGAS NOCIVAS EN CHILE	47
1. INTRODUCCIÓN	
2. METODOLOGÍA	50
2.1 Zona de estudio	50
2.2 Salidas de ROMS	53
2.3 Datos Satelitales	54
2.4 DINEOF	55
2.5 Índices y variables	57
2.6 Análisis estadísticos	61
2.7 Enfoque de modelación estadistica	61

3.	RESULTADOS	63
3.	l Descripción del sistema	63
	3.1.1 Temperatura	64
	3.1.3 Densidad	66
	3.1.2. Salinidad	69
	3.1.4 Energía Cinética de los Remolinos	72
	3.1.5 Profundidad de la Capa de Mezcla	75
	3.1.6 Turbulencia	77
	3.1.7 Estratificación	78
	3.1.8 Color del océano	81
3.2	2 Análisis por Localidad	84
3.3	3 Análisis por eventos	92
	3.3.1 Correlación y combinaciones	92
	3.3.2 Análisis de los modelos	96
4.	DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN	106
4.	l Factores gatillantes de eventos FAN	106
	4.1.1 Temperatura	106
	4.1.2 Salinidad	107
	4.1.3 Densidad	108
	4.1.4 Energía Cinética de Remolinos	109
	4.1.5 Profundidad capa de mezcla	110
	4.1.6 Turbulencia	111
	4.1.7 Estratificación	112
	4.1.7 Estratificación4.1.8 Radiación Fotosintéticamente Activa	112 114
	 4.1.7 Estratificación 4.1.8 Radiación Fotosintéticamente Activa 4.1.9 Profundidad del fondo de la capa eufótica 	. 112 . 114 . 115

4.2.1 Limitaciones	
4.2.2 Trabajos futuros y proyecciones.	125
AGRADECIMIENTOS	127
CAPÍTULO IV: CONCLUSIONES Y SUGERENCIAS FINALES	127
1. Conclusiones finales	127
2. Sugerencias finales	130
ANEXO CAPITULO III	131
Breve descripción de los sistemas y evaluación de las variables e índices	131
1. Temperatura y Salinidad	131
2. Densidad	
3. Energía cinética de remolinos	133
4. Capa de mezcla	137
5. Turbulencia	138
6. Estratificación	140
CAPÍTULO V: REFERENCIAS	

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Ciclo de contaminación de los productos de origen marino con toxinas de dinoflagelados y posteriormente la intoxicación en humanos (Extraído de Avaria et al., 1999)......2 Figura 1.2 Imagen de las principales toxinas provenientes de FAN que afectan a Chile. Imagen del Ministerio de Salud (Minsal) con datos del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), agosto del 2017.... 4 Figure 2.1 a) Regions of Chile. Dotted lines limit the study area for HAB records. Note that they are the simplified names of the regions of Chile and does not include the recent XVI Region of Nuble between 36° and 37°S approximately. In b), c) and d) a zoom to the three regions most affected by Figure 2.2 Histograms by a) region, c) years and e) months for Alexandrium catenella and Pseudonitzschia spp. (b, d, and f). In the graphs e) and f) N.I. means No Information about the month in which the event occurred. The colors in the lower graphs (c and f) are matched with the colors shown in the Figure 2.3 Spatial distribution by regions (in Roman numerals, see Fig. 2.1) of: a) Alexandrium *catenella*, and b) *Pseudo-nitzschia* spp. The groups (G) are ordered by appearances with common distance and are represented in graphs that indicate the percentage of occurrence of an event in the period 1993-2012. MR: Metropolitan Region of Santiago. N.I. means No Information about the month Figure 2.4 The "y" axis presents different groups (represented by mean latitude) for both species: a) *Pseudo-nitzschia* spp. and b) *Alexandrium catenella*. On the "x" axis, the different seasons are observed, indicating spring with a dotted line from 1993 to 2012. Finally, the colors indicate the Figure 2.5. Diagram of the different monitoring programs in Chile. The length of the bar corresponds to the length of time in the timeline. PSMB: Programa de Sanidad de Moluscos Bivalvos, ISP: Instituto de Salud Pública, USA: United States of America, Program 1: Monitoreo de Marea Roja en la Región de Magallanes y Antártica Chilena, Program 2: Manejo y Monitoreo de las Mareas Rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes, PNV(MR/FAN): Programa de Vigilancia de la Marea Roja/Floraciones Algales Nocivas, MINSAL: Ministerio de Salud, SEREMIS: Secretarias Ministeriales Regionales, PNPCI(MR/FAN): Programa Nacional de Prevención y Control de las Intoxicaciones por Marea Roja/Floraciones Algales Nocivas, PNFAN: Plan Nacional sobre Floraciones Algales Nocivas,

CONA: Comité Oceanográfico Nacional, IOC: Intergovernmental Oceanographic Commission, SCOR: Scientific Committee on Oceanic Research, PNIA: Programa Nacional de Inocuidad de los Alimentos, PNIMR: Programa Nacional Integrado de Marea Roja, ACHIPA: Agencia Chilena de Inocuidad Alimentaria, SERNAPESCA: Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura, Undersecretary P. H..: Undersecretary of Public Health. POAS: Programa Oceanográfico y Ambiental en Salmónidos PVCAc: Programa de Vigilancia, detección y control de plaga Alexandrium catenella, REPLA: Reglamento de Figure 2.6 Diagram of the integrated forecasting system for HABs events in Chile, based on Anderson et al., 2014. VIIRS: Visible Infrared Imaging Radiometer Suite, OCM2: Ocean Color Monitor of Figura 3.1 Imagen de la zona de estudio. Los rectángulos denotan las latitudes y longitudes de las zonas escogidos para análisis de eventos FAN de la Tabla 3.3. En rojo (a) para Pseudo-nitzschia spp. y en verde (b) para Alexandrium catenella. ZN: Zona Norte, ZS: Zona Sur. La línea punteada separa la Figura 3.2 Esquema de la metodología empleada. ROMS: Regional Ocean Modelling System, Cla Clorofila-a:, Rho: Densidad, Zml: Profundidad de capa de mezcla, Sal: Salinidad, Temp: Temperatura, Estat: Estratificación, PAR: Radiación Fotosintéticamente Activa, ZEU: Profundidad del fondo de la capa eufótica, EKE: Energía Cinética de Remolinos, Turb: Turbulencia, DINEOF: Data Interpolating Empirical Orthogonal Functions, 9PN: 9 grupos para Pseudo-nitzschia spp., 7AC: 7 grupos para A. catenella, ACP: Análisis de Componentes Principales, GAM: Modelo Aditivo Generalizado, GLM: Figura 3.4 Captura de pantalla de donde fueron descargadas los datos satelitales. Se observa que la configuración que se escogió y el área escogida fue de N = 16.96° S, S = 48.45° S, E = 69.10° O y O = Figura 3.6 La climatología (promedio) de temperatura superficial entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, Figura 3.7 Imagen del índice de surgencia generado a partir de los valores de temperatura superficial para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008). Las líneas negras delimitan la zona

en común de ambos modelos. El contorno blanco indica diferencias entre la temperatura máxima mar

afuera (> 300 km) y la temperatura mínima en la costa de -1°C, el morado de 0°C y el negro de 1°C. De Figura 3.8 Diferencia de índices normalizados de surgencia de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menor) que el Modelo V. El contorno negro marca los valores 0. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de Figura 3.12 La climatología (promedio) de densidad superficial entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, Figura 3.13 Imagen del índice de densidad generado a partir de los valores de densidad superficial para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008). Las líneas negras delimitan la zona en común de ambos modelos. El contorno blanco indica diferencias de -1 kg/m³, el morado de 0 kg/m³ y Figura 3.14 Diferencia normalizada de índices de densidad de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menores) que el Modelo V. El contorno negro marca los valores 0. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de Figura 3.9 La climatología (promedio) de salinidad superficial entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, Figura 3.10 Imagen del índice de salinidad generado a partir de los valores de salinidad superficial para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008). Las líneas negras delimitan la zona en común de ambos modelos. El contorno morado indica diferencias entre la salinidad mínima mar afuera (> 300 km) y la salinidad máxima en la costa de 0 psu. 71 Figura 3.11 Diferencia de índices normalizados de salinidad de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menores) que el Modelo V. El contorno negro marca los valores 0. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de

Figura 3.15 La climatología (promedio) de EKE entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia normalizada por la suma entre ambos (A Figura 3.16 Imagen del índice de EKE generado a partir de los valores de EKE superficial para el Figura 3.17 Diferencia normalizada de índices de EKE de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menores) que el Modelo V. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de ambos índices. Std: Desviación estándar. 74 Figura 3.18 La climatología (promedio) de la Zml entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre Figura 3.19 Imagen del índice de Zml generado a partir de los valores para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008). Las líneas negras delimitan la zona en común de ambos Figura 3.20 Diferencia normalizada de índices de Zml de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menores) que el Modelo V. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de ambos índices. Std: Desviación estándar. 77 Figura 3.21 La climatología (promedio) de la turbulencia superficial entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, Figura 3.22 La climatología (promedio) de estratificación superficial entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, derecha)......79 Figura 3.23 Imagen del índice de Estrat generado a partir de los valores de Estrat superficial para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008). Las líneas negras delimitan la zona en común de ambos modelos. El contorno blanco indica diferencias de -0.5 J/m³, el morado de 0 J/m³ y el Figura 3.24 Diferencia normalizada de índices de estratificación de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menores) que el Modelo V. El contorno negro marca los valores 0. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el

Figura 3.25 De izquierda a derecha se muestra la climatología (promedio) de la Cla, PAR y ZEU entre
1997 y 2012
Figura 3.26 Imagen de los índices de Cla (arriba), PAR (al medio) y ZEU (abajo) generados a de 2000-
2008. El contorno blanco indica diferencias de -10 (mg/m³, E/m²day, m) el morado de 0 (mg/m³,
E/m ² day, m) y el negro de 10 (mg/m ³ , E/m ² day, m)
Figura 3.27 Correlación entre las variables de los modelos y el promedio de ambos (columnas con
N°A o N°V) y correlación entre cada variable del Modelo A con su correspondiente en V en el mismo
período de tiempo (columnas con N°VA) para la especie Alexandrium catenella. Donde no hay
correlación es porque por la latitud de la localidad, no existe en el otro modelo, por lo tanto no hay
promedio de modelos tampoco. En verde son valores con significancia al 5% de confianza 84
Figura 3.28 Variables para la Localidad 2PN. En verde el promedio, en rojo punteada los eventos de
Pseudonitzschia spp. Para la localidad 2PN 86
Figura 3.29 Variables para la Localidad 8PN. En verde el promedio, en rojo punteada los eventos de
Pseudonitzschia spp. Para la localidad 8PN 86
Figura 3.30 Variables para la Localidad 2AC. En verde el promedio, en rojo punteada los eventos de
Alexandrium catenella para la localidad 2AC 87
Figura 3.31 Variables para la Localidad 5AC. En verde el promedio, en rojo punteada los eventos de
Alexandrium catenella para la localidad 5AC 88
Figura 3.32 Correlación de los índices (izquierda) y de las variables (derecha) a modo de ejemplo para
la Localidad 9PN. En verde los valores con significancia del 5%
Figura 3.33 Espectro de energía del primer modo para la Localidad 8PN. Se muestran los picos de
energía en 6.5, 12 y 42 meses
Figura 3.34 Variables en su forma umbral para la Localidad 8PN. En verde el promedio, en rojo
punteada los eventos de Pseudonitzschia spp. Para la localidad 8PN
Figura 3.35 Correlación de índices y variables cuando ha ocurrido un evento en la Localidad 8PN. En
verde están las correlaciones significativas al 5%
Figura 3.36 Planilla de resultado Resumen de Ajuste del modelo GAM para A. catenella. Se muestran
los coeficientes estimados (Estimate), la desviación estándar de la estimación de los coeficiente (Std.
Error), el valor-t (Distribución t de Student), el valor-p, Pr(> t), y las estrellas de significancia para los
coeficientes paramétricos. Por otro lado, se muestra la matriz de grados de libertad estimados para los
términos del modelo (edf), los grados de libertad que son utilizados en las pruebas de hipótesis (Ref.
df), el valor-F (Distribución F de Fisher), el valor-p y las estrellas de significancia para los términos

suavizadores. Estación4=Primavera, Estación1=Verano, Estación2=Otoño. Meses del 1 al 12 (sin el 7), Figura 3.37 Planilla de resultado Resumen de Ajuste del modelo GAM para *Pseudo-nitzschia* spp. Se muestran los coeficientes estimados (Estimate), la desviación estándar de la estimación de los coeficiente (Std. Error), el valor-t (Distribución t de Student), el valor-p, Pr(>|t|), y las estrellas de significancia para los coeficientes paramétricos. Por otro lado, se muestra la matriz de grados de libertad estimados para los términos del modelo (edf), los grados de libertad que son utilizados en las pruebas de hipótesis (Ref. df), el valor-F (Distribución F de Fisher), el valor-p y las estrellas de significancia para los términos suavizadores. Estación4=Primavera, Estación1=Verano, Estación2=Otoño. Meses del 1 al 12 (sin el 7), son de enero a diciembre. Tanto Invierno como julio, Figura 3.38 Resultados de relaciones funcionales del modelo GAM de la clorofila para A. catenella y predictores temporales, geográficos y ambientales obtenido del modelo ($R^2 = 94.5\%$)...... 100 Figura 3.39 Resultados de relaciones funcionales del modelo GAM de la clorofila para Pseudo*nitzschia* spp. y predictores temporales, geográficos y ambientales obtenido del modelo ($R^2 = 95.5\%$). Figura 3.40 Traslaciones típicas de las relaciones derivadas de GAM (línea azul) en funciones Figura 3.41 Efecto de las interacciones con su porcentaje de varianza explicada y niveles de significancia estadística (Códigos de significancia: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1) para el Figura 3.42 Relación entre valores observados versus estimados para modelos GLM de clorofila en 127 eventos de Alexandrium catenella (a) y 74 de Pseudo-nitzschia spp. (b)...... 104 Figura 3.43 Esquema de la influencia de los factores ambientales y temporales en las dos especies FAN estudiadas. Este puede ser un efecto positivo (+), negativo (-) o indeterminado (O). Mientras más Figura 3.44 Resultados de relaciones funcionales del modelo GAM de la clorofila para *Pseudo*-Figura 3.45 Resultados de relaciones funcionales del modelo GAM de la clorofila para A. catenella. y Figura 3.48 Gráfico de barras del porcentaje de los diferentes valores de densidad superficial (representado como rho -1000) en la ZN y ZS para todo el período de ambos modelos. La barras rojas

para la ZN (paneles de arriba) indica el intervalo de 25.0-25.2 kg/m³, las verdes para ZS (paneles de
abajo) el intervalo 25.4-25.8 kg/m ³
Figura 3.46 A la izquierda el promedio de la EKE calculada por Hormazabal et al., (2004) entre los
años 1992 y 2001. Al medio el promedio de la EKE calculada para el Modelo A entre 1997 y 2001. A
la derecha el promedio de la EKE calculada para el Modelo V entre 2000 y 2001 135
Figura 3.47 EKE para el Modelo A y V en el período 1997-2003. A la derecha imagen modificada de
la EKE de Chaigneau y Pizarro (2004)
Figura 3.51 En los paneles de los costados, tenemos una visión zonal para ambos modelos, mientras
que al medio una visión meridional de la Zml. La Zml de ambos modelos y los cálculos zonales y
meridionales corresponden al promedio en todo el período de los modelos. Las líneas punteadas
corresponden a las zonas donde se extrajeron los cortes zonales (líneas horizontales) y el promedio
entre las líneas meridionales (verticales)
Figura 3.52 En los paneles de arriba se muestran mapas de Ri superficial de cada modelo. En los
paneles de abajo los valores de Ri con profundidad correspondiente a su panel inmediatamente arriba.
Línea roja indica Ri=0.25. G.A.: Golfo de Arauco
Figura 3.53 En los paneles de al medio se muestran mapas de Ri superficial. En los paneles de arriba
(abajo) los valores de Ri con profundidad correspondiente al Fiordo Reloncaví (Comau). Línea roja
indica Ri=0.25
Figura 3.49 En los paneles de arriba densidad (como Rho-1000) superficial, al medio la frecuencia de
Brunt–Väisälä, abajo la anomalía de energía potencial para el Modelo A (izquierda), Sobarzo et al.,
2007 (al medio) y Modelo V (derecha). Todos los valores están calculados en relación a la Estación 18
del COPAS (36°30.80'S, 73°7.75' W) entre agosto del 2002 y febrero del 2006 141
Figura 3.50 Gráfico de barras del porcentaje de los diferentes valores de estratificación en la ZN y ZS
para todo el período de ambos modelos142

ÍNDICE DE TABLAS

Table 2.1 Information on occurrences and locations in the reports in the different sources of records for
PSP and/or Alexandrium catenella. See text below for more information
Table 2.2 Information on occurrences and locations in the reports in the different sources of records for
ASP and/or <i>Pseudo-nitzschia spp</i> . See text below for more information
Table 2.3 Oceanographic, biogeochemical and meteorological variables that are associated with the
presence of HAB species such as Pseudo-nitzschia spp. and Alexandrium spp. FL: indicates that it was
obtained from foreign literature
Table 2.4 Models for the prediction of <i>Alexandrium</i> spp. in the world, together with a brief review of
the method and the variables that they use, in addition to their advantages and disadvantages
Table 2.5 Models for the prediction of <i>Alexandrium</i> spp. in the world, together with a brief review of
the method and the variables that they use, in addition to their advantages and disadvantages
Tabla 3.1 Variables satelitales escogidas 55
Tabla 3.2 Distintas variables calculadas a partir de las salidas de los modelos hidrodinámicos
Tabla 3.3 Tabla que indica las latitudes y longitudes de los rectángulos escogidos para análisis de
eventos. Eventos efectivos son los que se van a ver en las posteriores imágenes, ya que al ser
promedios mensuales, solo se observará uno cuando hay varios en un mismo mes
Tabla 3.4 Correlaciones entre variables y componentes, comunalidades y porcentaje de varianza
explicada para la Localidad 1PN. En rojo la clorofila
Tabla 3.5 Variables que en conjunto con la Cla tienen valores altos de correlación y varianza explicada
en los modos de cada localidad
Tabla 3.6 Signo de anomalías y porcentaje de ocurrencia de variables ambientales y la combinación de
estas durante algunos eventos (anomalías positivas de Cla) para Pseudo-nitzschia spp.en las localidades
específicas. El color azul corresponde a la variable que es menor a cero (menor que 1/4 para Turb), rojo
es para mayor que cero (mayor que ¼ para Turb), verde cuando es igual a cero (igual a ¼ para Turb).
Casillas en blanco en los meses y estaciones corresponde al caso donde no se considera esa opción. En
las filas de "Todas", se observan porcentajes sobre el total de los eventos (45 en Pseudo-nizschia spp.),
para las variables y los meses y estaciones con mayor porcentaje. Para la Localidad 3PN no existían
eventos con la anomalía positiva de Cla

Tabla 3.7 Signo de anomalías y porcentaje de ocurrencia de variables ambientales y la combinación de
estas durante algunos eventos (anomalías positivas de Cla) para A. catenella en las localidades
específicas. El color azul corresponde a la variable que es menor a cero (menor que ¹ / ₄ para Turb), rojo
es para mayor que cero (mayor que ¼ para Turb), verde cuando es igual a cero (igual a ¼ para Turb).
Casillas en blanco en los meses y estaciones corresponde al caso donde no se considera esa opción. En
las filas de "Todas", se observan porcentajes sobre el total de los eventos (69 en A. catenella), para las
variables y los meses y estaciones con mayor porcentaje
Tabla 3.8 Porcentaje de varianza explicada por los parámetros de los GLMs (obtenidos de las tablas de
desviación de los GLMs) y niveles de significancia estadística
Tabla 3.9 Porcentaje de varianza explicada por los parámetros de los GLMs (obtenidos de las tablas de
desviación de los GLMs) y niveles de significancia estadística para los modelos sin PAR ni ZEU 105

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 Contexto: Florecimiento de Algas Nocivas en el mundo

Los Florecimientos de Algas Nocivas (FAN) son fenómenos naturales presentes en los ecosistemas acuáticos. Son generados por organismos fitoplanctónicos que en condiciones ambientales favorables, se multiplican y se concentran en lugares determinados. Los FAN se definen conceptualmente como "todos aquellos eventos nocivos y/o tóxicos de micro-algas que causan efectos negativos en la salud pública, a las actividades pesqueras, a la acuicultura y al turismo, en el ambiente acuático" (Clément y Lembeye, 1994). Esta región debe contar con una serie de factores ambientales tipo biológico, físico y químico para iniciar, desarrollar y expandir un florecimiento (Fig. 1.1). En algunas zonas la presencia de algas nocivas es constante, mientras que en otras solo aparecen cuando estos factores están presentes en una u otra medida, generando una permanencia desde unos días hasta de varios meses, pudiendo afectar desde uno a cientos de kilómetros (Avaria *et al.*, 1999). Sumado a lo anterior, cuando las condiciones ambientales no son favorables para el crecimiento, algunas algas pueden formar quistes (Fig.1.1), lo que les permite entrar en un estado latente por un largo período de tiempo en los sedimentos (Garrido *et al.*, 2012; Seguel *et al.*, 2010). Así la resuspensión de sedimentos sumado a la repetición de las condiciones ambientales gatillantes, hacen de los FAN un proceso espacialmente recurrente y de difícil determinación en cuanto a sus causas.

Las floraciones pueden provocar grandes cambios en la coloración del agua, debido a que las microalgas poseen pigmentos (que les permiten realizar la fotosíntesis), tornando las aguas de color rojo, amarillo, verde o café. Si la especie involucrada es rica en pigmentos, se podrá observar un notable cambio en la coloración del agua, de ahí su popular pero inexacto nombre de "Marea Roja"; la coloración y la intensidad que alcanzan las FAN, depende de la especie que prolifere y las concentraciones que esta alcance (Ruesta, 2011). Existen especies que pueden causar efectos tóxicos sin alcanzar una gran densidad y no todas las especies productoras de FAN son técnicamente algas. De

las aproximadamente 5.000 especies de microalgas descritas, alrededor de 300 especies pueden proliferar, causando algún tipo de nocividad y, de estas, solo unas 80 tienen la capacidad de producir potentes toxinas. Entre estos organismos se encuentran algunas especies de diatomeas, de cianobacterias y dinoflagelados (Hallegraeff, 2003).

Debido a su potencial tóxico, los FAN pueden tener severas consecuencias en la salud de las personas así como en la economía de una región afectada. El impacto negativo de los FAN puede operar en diferentes niveles. Esto se debe a que los organismos que filtran éste fitoplancton (organismos transvectores) son de gran importancia comercial ("choritos", "cholgas", "picorocos"; Fig. 1.1). Lo que conlleva a una paralización en la actividad pesquera, una disminución en la compra de productos del mar (nacional e internacional) debido a la desconfianza y un aumento en gastos de monitoreo y atenciones médicas. Esto último producto de que los efectos de la intoxicación varían desde simples molestas gastrointestinales hasta causar la muerte en pocos minutos dependiendo del tipo y de la concentración de las toxinas (Avaria *et al.*, 1999), por lo que se requiere un continuo monitoreo del intoxicado y de la zona afectada.



Figura 1.1 Ciclo de contaminación de los productos de origen marino con toxinas de dinoflagelados y posteriormente la intoxicación en humanos (Extraído de Avaria *et al.*, 1999).

Las principales toxinas de importancia mundial según Clark *et al.*, 1999 son (a) el Veneno paralizante de los Mariscos (VPM) que actúa directamente sobre el sistema nervioso periférico y músculos esqueléticos pudiendo causar parálisis respiratoria en vertebrados superiores. El VPM es producido por varias especies de dinoflagelados de los géneros *Gymnodinium*, *Pyrodinium* y *Alexandrium*, (b) el Veneno Diarreico de los Mariscos (VDM) que afecta al aparato digestivo provocando severos trastornos gastrointestinales en el hombre, pero sin síntomas neurológicos. Los organismos causantes de VDM son algunos dinoflagelados del género *Dinophysis*, de amplia distribución geográfica, y (c) el Veneno Amnésico de los Mariscos (VAM) que se caracteriza por trastornos gastrointestinales y neurológicos, tales como calambres, diarreas, vómitos, desorientación y pérdida de memoria. Es causada por las diatomeas *Pseudo-nitzchia multiseries*, *P. pseudodelicatissima* y *P. australis* productoras del Ácido Domóico (AD), una neurotoxina asociada al VAM. Para el fin de esta investigación, solo se abordara *A. catenella* asociado al VPM y las especies de *Pseudo-nitzchia*, genero asociado al VAM.

1.2 Problemática en Chile

Los FAN son un problema mundial que ha ido en aumento tanto en intensidad, duración y cobertura geográfica (Villanueva, 2005) y Chile no se ha visto exento de ellas. En particular, en Chile, existen registros de FAN desde 1827 cuando el naturalista alemán Poepping divisó una coloración particular del agua frente a Valdivia y en 1835 el naturalista británico Charles Darwin, observó fenómenos similares frente a Concepción y Valparaíso (Avaria *et al.*, 1999). Desde 1827 hasta la fecha han sido reportados más de 140 sucesos de algún organismo fitoplanctónico dañino con más de 36 personas fallecidas (la mayoría en los años noventa) y se han registrado alrededor de 500 intoxicados por consumo de mariscos contaminados (Silva *et al.*, 2016). Las regiones más afectadas han sido la X, XI, XII, II, III, IV y VIII de nuestro país (Fig. 1.2). Estos eventos generaron problemas de salud pública, de tipo económico (Martínez *et al.*, 2008) y ecológico (Van Dolah *et al.*, 2001; Fire *et al.*, 2010).



Figura 1.2 Imagen de las principales toxinas provenientes de FAN que afectan a Chile. Imagen del Ministerio de Salud (Minsal) con datos del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), agosto del 2017.

En el siglo pasado en Chile, se describe por primera vez el dinoflagelado *Alexandrium catenella* (Whedon y Kofoid 1936, Balech 1985) como principal causante de los FAN en la Región de Magallanes en 1972. Desde ese momento, se detectaron floraciones primero esporádicamente en los años 1981, 1989 y anualmente desde 1991 hasta el presente (Guzmán *et al.*, 2002, 2009, 2010a, 2010b) con a lo menos 23 fallecidos y 315 intoxicados (Silva *et al.*, 2016). Desde 1992 la especie se ha presentado también en Aysén (Muñoz *et al.*, 1992) con al menos 10 fallecidos y durante 1998 fue citada por primera vez en el extremo sur de Chiloé (Lembeye, 1998) en la región de Los Lagos. Actualmente, está presente en las tres regiones antes mencionadas de forma casi anual, con fuertes proliferaciones en los años 2002, 2006, 2009 (Guzmán *et al.*, 2012b) y 2016 (Hallegraeff, 2016; Clement *et al.*, 2016). Además, también se han encontrado presencia del VPM en el norte de Chile (Bahía Mejillones, Bahía

Tongoy y Bahía Guanaqueros) aunque en bajas concentraciones y sin poder detectar *A. catenella* como organismo causante (Guzmán *et al.*, 2012c).

En cuanto al VAM en Chile, está asociado a diversas especies de la diatomea *Pseudo-nitzschia*: *P. pseudodelicatissima* (Hasle, 1965; Rivera, 1985), *P. australis* (Hasle 1972; Rivera, 1985), *P. calliantha* (Álvarez *et al.*, 2009). A pesar de haber más especies de *Pseudo-nitzschia* en Chile, solo estas tres muestran presencia de AD (Ferrario *et al.*, 2002; Álvarez *et al.*, 2009; Seguel *et al.*, 2010). Este veneno se detectó por primera vez en 1997 en Atacama y hubieron dos brotes durante el año 1999 uno en la IV región y el otro en la X (Guzmán *et al.*, 2012c). Posteriormente en el año 2000, nuevamente se detectaron dos brotes en el país. En la III y en la X donde alcanzó los niveles más altos detectados hasta la fecha en el país y presentó una mayor duración. El último brote se presentó en diciembre del 2008 en la III región (Silva *et al.*, 2016). Sin embargo, por ahora ninguna de éstas especies ha estado relacionada a intoxicaciones humanas ni a mortandades masivas de organismos marinos, pero han impactado seriamente durante algunos períodos la producción de mariscos, determinando el cierre de las áreas afectadas, y constituyendo una amenaza potencial permanente a la salud pública (Suárez *et al.*, 2002; López-Rivera *et al.*, 2009). Además, ésta es la única toxina que deja secuelas, en los casos de intoxicaciones graves (Guzmán *et al.*, 2012c).

Chile presenta una larga costa que bordea desde los 17°-56° S, desde la línea de la marea baja hasta 200 millas al Oeste (Decreto 346, Ministerio de Relaciones Exteriores) abarcando así más de 4.300 kilómetros de longitud. Dentro de su Zona Económica Exclusiva, se encuentran ecosistemas marinos de gran productividad para el aprovechamiento comercial, siendo la acuicultura los principales afectados por FAN. La acuicultura de Chile representó más del 50% del total de desembarques de pescado en 2012-2014. Además, con más de 1 millón de toneladas de productos cultivados en los últimos años, cuenta con una industria acuícola de clase mundial (entre los "diez primeros" acuicultores del mundo) a base de salmón, trucha y mitílidos ("mejillón" o "choros") que ya representan el 98% de la producción en términos de volumen y el 34% de los desembarques (Wurmann, 2017). Chile lidera la producción acuícola de la región de Latino América y el Caribe (LAC) en volumen y valor, y es el principal exportador de productos pesqueros de la zona (Wurmann, 2017).

En el caso de los moluscos, la cosecha en centros de cultivos alcanza ya las 300.000 toneladas y el desembarque total de mariscos llegó a las 550 mil toneladas en 2013 (esencialmente debido a moluscos) (Cox y Bravo, 2014). El molusco que ha subido su oferta es el principal afectado por FAN; el "chorito"

(*Mytilus chilensis*), con 241,4 mil toneladas aportadas por los centros de cultivo el período 2012-2014, aportando sobre el 90 por ciento de la cosecha de los moluscos. En la última década, Chile se ha convertido en el mayor exportador de mejillones del mundo. Los productos actualmente son comercializados en 60 países de Europa, América y Asia, siendo esta la segunda exportación acuícola más relevante de nuestro país después del salmón ("Chile es el mayor exportador de mejillón en el mundo", *www.economiaynegocios.cl; revisado: 17 de enero del 2018*). Por ejemplo, a la Unión Europea se destinó 27.000 toneladas en 2010 (Oficina Estadística de la Unión Europea, 2015), alcanzando un valor de exportación de 1750 millones de dólares en el 2015 (Cox y Bravo, 2014; Wurmann, 2017).

Por último, la contribución de la acuicultura a la economía regional y nacional y al empleo es sustancial. Por ejemplo en 2014, la acuicultura aportó empleo a más 280 mil personas (trabajos a tiempo parcial, ocasionales y estacionales) (Wurmann, 2017). Solo el mejillón, a nivel industria, emplea sobre 20.000 personas en el país ("Chile es el mayor exportador de mejillón en el mundo", *www.economiaynegocios.cl; revisado: 17 de enero del 2018*). Además, dos de las tres regiones más afectadas por FAN (Los Lagos y Aysén) dependen en gran medida de la acuicultura y actividades conexas (Wurmann, 2017). Estas regiones hoy en día están prosperando, con un desempleo insignificante, ofreciendo buenas oportunidades de trabajo para los jóvenes e importando mano de obra en base a la temporada o de manera permanente (Wurmann, 2017); solo Los Lagos da empleo directo e indirecto a cerca de 17.000 trabajadores.

Debido al fenómeno algal ocurrido el 2016 en Chiloé (Región de Los Lagos), el presidente de la Asociación de Mitilicultores de Chile (AmiChile), estimó en alrededor de 1.700 personas que perdieron su empleo, y la industria en su conjunto dejó de cosechar un volumen cercano a 30.000 toneladas de materia prima, lo que a su vez significa una menor producción final cercana a las 7.000 toneladas de producto exportable; todo lo anterior equivalente al 10% de la producción anual, valorizado en aproximadamente 20 millones de dólares (*http://www.amichile.com; revisado: 8 de diciembre del 2017*). Como resultado de esta situación, se retrasaron también faenas de siembra necesarias para asegurar la futura producción y muy posiblemente algunas exportaciones a los mercados internacionales, debido a no haber podido sacar desde las plantas paralizadas los productos terminados que se encontraban listos para embarcar. Bajo este contexto es importante conocer cuáles son los fenómenos que pueden causar pérdidas económicas o de vidas humanas producto de toxinas presentes o en desarrollo en el ambiente marino, en función de la combinación adecuada de variables físicas, biológicas y químicas.

1.3 Factores que contribuyen a desencadenar un evento FAN en Chile

Desde la perspectiva de las FAN de *Pseudo-nitzschia* spp. la literatura (principalmente extranjera), señala que este género se asocia a la estación de primavera-verano (Bates et al., 1998; Ferrario et al., 2002; Anderson, 2006; Fehling et al., 2006; Seguel et al., 2010), con alta radiación (Shin, 1999) y relacionada con zonas de surgencia de Chile (18°-28°S), pero también en Chiloé. Ésta especie utiliza el afloramiento de Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESS) hacia la superficie, donde aprovecha la alta concentración de nutrientes y radiación solar (Bates et al., 1998; Shin, 1999; Trainer et al., 2000; Anderson, 2006). Por su parte, para A. catenella se señala que ambientes con una columna de agua más estable tienden a tener mayores abundancias de esta especie (Antezana et al., 2002; Pizarro et al., 2005b; Ramírez, 2005. Además, factores como la temperatura (Navarro et al., 2006) y su aumento en primavera-verano (Lembeye, 1998), salinidad (Hamasaki et al., 2001; Nguyen-Ngoc, 2003), intensidad lumínica (Hamasaki et al., 2001) y concentración de nutrientes (Figueroa, 2005; Frangópulos, 2002; Collos et al., 2007) se destacan por su relación con la regulación de la dinámica poblacional del género Alexandrium (Arenas et al., 2010). En este sentido, sectores en los fiordos que reciban el aporte constante de aguas oceánicas provenientes del Pacífico (Palma y Aravena, 2002; Palma y Silva, 2004; Palma et al., 2007a), caracterizadas por una baja productividad (Ramírez y Pizarro, 2005) y una columna de agua muy homogénea producto de la mezcla por acción del viento (Palma et al., 2007b) presentarían condiciones no favorables a altas densidades planctónicas de A. catenella. Estas características no determinan condiciones apropiadas para favorecer el predominio de los dinoflagelados sobre la diatomeas, y menos su floración, pues éstas requieren condiciones de estratificación de la columna de agua (Margalef et al., 1979). Navarro et al., (2006) mencionó que en la columna de agua A. catenella se distribuye preferentemente en la capa superior, en aguas de relativa homogeneidad con pH de 8.5, salinidad 30-35 psu, fotoperíodo de 14/10 a 16/8 Luz/Oscuridad, y temperatura 10 y 12 °C, en cepas provenientes de Aysén.

Además de estos forzantes, se debe sumar la variabilidad aportada por procesos como la advección horizontal y vertical de aguas profundas, la mezcla vertical provocada por el viento (Guzmán *et al.*, 2015), la circulación, el régimen mareal y también la batimetría (Guzmán *et al.*, 2013b), que son responsables tanto del transporte y expansión geográfica de las floraciones, así como de delimitar zonas de retención y posibles bancos de quistes a futuro (núcleos de toxicidad, Guzmán *et al.*, 2002). Este

último tema es de suma relevancia ya que los quistes pueden flotar en el agua y ser ampliamente transportados y en un determinado momento sedimentar en el fondo del mar. Se sabe que bajo determinadas condiciones de temperatura y niveles bajos de oxigeno los quistes se mantienen viables en el sedimento durante al menos 6 años (Guzmán *et al.*, 2010b). Se cree que los cambios de temperatura, salinidad, nutrientes exposición a la luz o resuspensión causada por la turbulencia del agua actúan como factores ambientales gatillantes de una germinación. La capacidad de formar quistes durante alguna fase del ciclo de vida, es una de las principales razones del éxito de *A. catenella* para crecer y desarrollarse en diferentes medios (Guzmán *et al.*, 2010b). Al cabo de un tiempo si las condiciones óptimas persisten, continúa su crecimiento exponencial y las concentraciones que se pueden encontrar en el medio podrían ser de millones de células por litro (Anderson *et al.*, 1995).

Por último, tampoco se debe olvidar la fuerte relación que ha sido estudiada entre fenómenos de Cambio Climático-El Niño y los FANs, que han sido validadas por diversos autores; (1) Moore et al., 2010 propone una expansión del período de crecimiento favorable de Alexandriun catenella debido al aumento en la temperatura del agua, (2) Erickson y Nishitani (1985) relacionan la fase cálida del Niño y los eventos tóxicos en Puget Sound, Washington, (3) Hallegraeff (2010) menciona que siete de nueve eventos del Niño (entre 1941 y 1984) han mostrado valores excepcionales de VPM debido al aumento de la estratificación, (4) Maclean (1989) propone que las interacciones entre clima y océano implican cambios en la comunidad fitoplanctónica e influencia el desarrollo y ocurrencia de FANs, (5) Boop, et al., (2001) indica que la estratificación, producto del aumento de la temperatura, confinará a las especies FANs en la superficie donde tiene buenas condiciones para su crecimiento y (6) Moore et al., (2008) hacen alusión de que la disminución de las precipitaciones, generadas por el Niño, aumentan la salinidad del mar y con ello la densidad de A. catenella. Sin mencionar la larga lista de trabajos que hacen mención de ambos fenómenos en Chile (Uribe 1988; Braun et al., 1993; Uribe et al., 1995; Molinet et al., 2003; Villanueva, 2005; Guzmán et al., 2002, 2010a, 2012b, 2014a, 2014b, 2015, 2016, 2016b; Buschmann et al., 2016; Clement et al., 2016; Cornejo et al., 2016; Hernández et al., 2016; Martínez et al., 2016; Müller et al., 2016; Núñez y Letelier, 2016).

Como se puede ver, lo complejo de la predicción de estos fenómenos ahonda en que la variación en su dinámica y desarrollo puede deberse a patrones espaciales y la variación de los factores físicos como temperatura, fotoperiodo e intensidad de la irradiación, precipitación, estratificación, dirección e intensidad del viento, ondas internas, patrones de circulación y advección horizontal; factores químicos como cambios en el CO2/pH y la concentración de nutrientes inorgánicos disueltos; fosfatos, silicatos,

nitritos y nitratos y por último, factores biológicos como la competencia (depredadores, presas, interacciones entre especies) y ciclo de vida de cada especie (Avaria *et al.*, 1999; Guzmán *et al.*, 2015). Esta variabilidad en las condiciones ambientales tienen una fuerte influencia sobre la estructura de la comunidad fitoplanctónica y sus tasas fisiológicas, en especial sobre su comportamiento (crecimiento, hundimiento, movilidad y adaptación) y enquistamiento (*A. catenella*). Sin embargo, al intentar buscar patrones para una predicción no se puede excluir el carácter sinérgico de todos los factores antes mencionados (Guzmán *et al.*, 2015).

1.4 Antecedentes de predicción

A diferencia de en Chile, en países desarrollados existen sistemas de observación del océano (OOS del ingles, *Ocean Observing System*) que están orientados a realizar pronósticos de las condiciones del océano que permiten hacer una predicción de potenciales eventos FAN. Por otro lado, otros estudios utilizan aproximaciones basadas en sensoramiento remoto (color del océano e irradiancia) y/o modelos biogeoquímicos, hidrodinámicos y estadísticos para realizar estos pronósticos de FAN tanto para el género *Alexandrium* (Stock *et al.*, 2005; He *et al.*, 2008; Mcgillicuddy *et al.*, 2003, 2005, 2011; Blauw *et al.*, 2006; Chapelle *et al.*, 2010) como para las especies de *Pseudo-niztschia* (Anderson *et al.*, 2009, 2010, 2011, 2014; Lane *et al.*, 2009; Fernádez-Riverola y Corchado, 2003; Blum *et al.*, 2006; Giddings *et al.*, 2014; Palma *et al.*, (2010); Sacau-Cuadrado *et al.*, 2003; Terseleer *et al.*, 2013). Una descripción más detallada se puede encontrar en el primer artículo de esta tesis (Capítulo 2) y en Anderson *et al.*, (2015).

En Chile, el plan de monitoreo ha estado orientado a la detección de eventos de FAN a partir de la medición frecuente de la muestras de bivalvos potencialmente contaminados del Programa Nacional de Vigilancia y Control de las Intoxicaciones por Fenómenos Algales Nocivos del Instituto de Salud Pública (ISP), con sus muestreos quincenales o mensuales del agua y mariscos de zonas definidas para detectar y vigilar las toxinas marinas en el país. Por otra parte, existe el extenso proyecto del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) llamado "Manejo y Monitoreo de Marea Roja en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes", el cual ha sido el esfuerzo más extenso (2006-2017) de caracterización los eventos FAN en las tres regiones más afectadas, junto con estudio de sus posibles precursores. La eficacia de estos sistemas de monitoreo dependen de la frecuencia del envío (y/o de la toma) de las muestras por parte de las regiones involucradas y del financiamiento disponible y obtenido por los

diversos concursos; hay que tener en cuenta que los muestreos en el mar (efectuados por ISP o IFOP) tienen un limitado presupuesto, y por ende, existe un número de estaciones de muestreo concreto en lugares estratégicos.

Como se puede ver en el Capítulo 2 de esta tesis, hoy en Chile existen diversos esfuerzos de monitoreo y posible predicción de estos eventos. Actualmente, estos proyectos de grupos individuales están haciendo esfuerzos por encontrar algoritmos y modelos que permitan entender estos eventos y así delimitar áreas de riesgo. Sin embargo, son esfuerzos dispersos y algunos recién están entregando resultados. En la actualidad no existen modelos disponibles de predicción de FAN en funcionamiento constante en Chile. Dada la tendencia de la frecuencia de eventos y la extensión espacial de éstos en el país, es que urge entender tantos los procesos y factores gatillantes de FAN como disponer de un sistema de predicción de estos eventos. Los ecosistemas marinos son muy diversos y las condiciones que están asociadas o correlacionadas a los FAN están altamente interrelacionados. Sin embargo, su comportamiento es no lineal, por tanto, hace dificultosa la tarea de modelar, predecir o reproducir sus estados en constante cambio (Recknagel, 1997).

1.5 Hipótesis, objetivos y esquema de la tesis

En base lo expuesto anteriormente y lo investigado en relación a las condiciones contrastantes para la aparición de FAN de *A. catenella* y de *Pseudo-nitzschia* en Chile, se platean dos hipótesis para cada una de las especies en cuestión:

Hipótesis general

Hipótesis 1: La aparición de un FAN de *A. catenella* en la región de los Lagos y el norte de la región de Aysén en condiciones de Primavera-Verano, (aumento de radiación, sin limitación de nutrientes) sería promovida por un debilitamiento o relajación de una condición normal de vientos, el incremento de la estratificación/estabilidad y el aumento de anomalías positivas de temperatura y negativas de salinidad en la columna de agua.

Alternativamente, el afloramiento estaría condicionado por el aumento de radiación estacional y la reducción en la limitación de nutrientes.

Hipótesis 2: La formación de un FAN de *Pseudo-nitzschia* en la zona norte y centro de Chile en condiciones de Primavera-Verano (aumento de radiación, sin limitación de sílice) es promovida por la intensificación de los vientos favorables a la surgencia, el incremento de anomalías negativas de temperatura, de AESS, y de los niveles de turbulencia de la columna de agua.

Alternativamente, el afloramiento estaría condicionado por el aumento de radiación estacional y la reducción en la limitación de nutrientes.

Objetivos

Objetivo principal: Identificar los factores desencadenantes de Florecimiento de Algas Nocivas (FAN) para las especies frecuentes en el Norte y Sur de Chile.

Objetivos específicos:

1.-Identificar las especies frecuentes que caracterizan los FAN de la zona Norte y Sur de Chile.

1.1 Caracterización de las especies más frecuentes asociadas a eventos FAN alrededor del mundo y sus principales consecuencias (en base a revisión bibliográfica).

1.2 Identificación y caracterización de eventos de algas nocivas en el país de acuerdo a la frecuencia, intensidad, extensión, y nivel de intoxicación.

2.-Identificar condiciones ambientales favorables para cada una de las especies de estudio a través de un análisis bibliográfico.

2.1 Recopilación bibliográfica de registros, estudios e informes técnicos de los fenómenos (FAN) más frecuentes en las costas Norte y Sur del país (énfasis entre los años 1997 y 2012).

2.2 Identificación de las zonas o localidades (longitud y latitud), época del año, mes, año y región de ocurrencia.

2.3 Generación de mapas georeferenciados de estos eventos, histogramas de frecuencia por mes, año y región.

3.-Identificar los eventos históricos de FAN para esas especies en la zona Norte y Sur de Chile.

3.1 Recopilar información de las condiciones oceanográficas y meteorológicas de las zonas o localidades donde han ocurrido eventos FAN

3.2 Complementar lo anterior con información de trabajos o informes sobre estas especies en otros países.

4.- Realizar un análisis estadístico de variables ambientales y la ocurrencia de FAN de las especies más recurrentes en Chile.

4.1 Extracción de la información oceanográfica de modelos hidrodinámicos actualmente disponibles para Chile, correspondiente a las fechas y localidades de los eventos de FAN identificados.

4.2 Extracción de información satelital (color del océano) y datos climatológicos para las fechas y localidades de los eventos FAN identificados.

4.3. Seleccionar las variables oceanográficas de los diversos modelos ROMS, junto con las imágenes satelitales, datos climatológicos y cualquier otro tipo de variables que se puedan considerar como posibles predictores (salinidad, nitrato, estabilidad de la columna de agua, etc.).

5. Realizar análisis estadísticos de los FAN en base a información satelital, e indicadores ambientales desde modelos hidrodinámicos existentes para la región.

5.1 Ajustar un modelo lineal generalizado (GLM, McCullagh y Nelder, 1989) y seleccionar el modelo más adecuado utilizando el criterio de información de Akaike (Sakamoto *et al.*, 1986) en base a los datos asociada a la ocurrencia de FANs.

6. Realizar una discusión profunda acerca de la problemática FAN en Chile, desde proponer esfuerzos de metodologías adecuados hasta trabajos futuros.

Esquema

Los principales capítulos de esta tesis se estructuran como trabajos científicos, lo que puede dar lugar a cierta reiteración, pero permite leerlos como piezas independientes de investigación. La tesis se cierra con un capítulo dedicado a resumir las principales conclusiones abordadas en estos dos trabajos. Para una mejor visualización y orden de la presente tesis, las referencias de los cuatro capítulos serán dispuestas al final de ésta y en orden alfabético.

Capítulo 2: Proposal of an integrated system for forecasting Harmful Algal Blooms (HAB) in Chile.

En este capítulo se presenta una extensa revisión bibliográfica que da cuenta de los registros históricos existentes asociados a apariciones de FAN de *Alexandrium catenella* y a las múltiples especies de
Pseudo-nitzschia spp. De esta forma se identifica la variabilidad espacial y temporal de estas y los factores que posiblemente gatillan o están asociados a un FAN en ambas especies. Adicionalmente, se revisó el estado del arte de las metodologías que se utilizan actualmente para los pronósticos de los FAN en Chile y el mundo, para finalizar con una propuesta de metodología para realizar pronósticos de estos eventos en Chile.

Capítulo 3: Estudio de los factores gatillantes de eventos de Florecimientos de Algas Nocivas en Chile.

En concordancia con los datos e información obtenidos en el trabajo anterior, se propone una metodología para el estudio estadístico de los eventos FAN de las dos especies presentadas. Para este fin, se utiliza imágenes satelitales y salidas de modelos hidrodinámicos que permiten establecer relaciones estadísticas entre los factores gatillantes de FAN, así como un esfuerzo de modelado de estos factores. Además, se presenta una extensa discusión acerca de la metodología empleada y las limitaciones y proyecciones futuras. Por último, se incluye un Anexo que describe los sistemas típicos en donde se desenvuelven las FANs de estas dos especies, así como una verificación de los factores obtenidos según la metodología propuesta.

Capítulo 4: Conclusiones y recomendaciones finales.

Esta tesis termina con una síntesis de los principales hallazgos y recapitulando los aspectos abiertos a futuros trabajos de investigación.

Capítulo 5: Referencias.

Referencias del Capítulo 1, 2 y 3.

CAPÍTULO II: PROPOSAL OF AN INTEGRATED SYSTEM FOR FORECASTING HARMFUL ALGAL BLOOMS (HAB) IN CHILE

Marco Sandoval B.^{1,2}, Carolina Parada^{1,2,3} & Rodrigo Torres⁴

¹ Department of Geophysics, University of Concepción, Concepción, Chile
²Chilean Integrated Ocean Observing System, University of Concepción Concepción, Chile

³Millennium Institute of Oceanography, University of Concepción, Concepción, Chile ⁴Center for Patagonian Ecosystems Research (CIEP), Coyhaique, Chile Corresponding author: Marco Sandoval B. (marcsandoval@udec.cl)

SUMMARY. Harmful Algal Blooms (HAB), are natural phenomena that are produced by the proliferation of phytoplankton potentially harmful to humans and for some ecosystem services (*e.g.*, good water quality for use in aquaculture, availability of natural resources). In Chile, HAB events of *Pseudo-nitzschia* spp. and *Alexandrium catenella* are particularly relevant due to their potential toxicity. Although there are studies of the negative impact of these events, both the prediction of the occurrence of these phenomena and the associated risks are limited in the country. The proliferations have been attributed to the action of various oceanographic forcings (*e.g.*, vertical stratification, irradiation, availability of nutrients). A research has been made about the factors and processes that have been associated with the appearance, permanence and toxicity of HAB and about the methodological efforts made to study and generate HAB forecasts in other countries. Based on a

compilation of the information of occurrences and localities affected by these events, the seasonal, interannual and spatial variability of the events or occurrences of HAB in Chile was constructed. Subsequently, the current monitoring system is described, as well as future prediction efforts. Finally, the configuration of a monitoring system with observations and integrated prediction for the occurrence of *Pseudo-nitzschia* spp. and *Alexandrium catenella* is suggested.

Key words: HAB, Alexandrium catenella, Pseudo-nitzschia spp., IOOS, CHIOOS.

INTRODUCTION

Harmful Algal Blooms (HAB) are recurrent phenomena in aquatic ecosystems. HAB events correspond to "proliferation of microalgae in marine or brackish waters that can cause the massive death of fish, contaminate shellfish with toxins and alter ecosystems in ways that humans perceive as harmful, as it generates negative effects on public health, fishing activities, aquaculture and tourism" (Clément & Lembeye, 1994, HAB Program UNESCO / IOC, 2005). The proliferations of phytoplankton that give rise to HAB, are triggered by favorable environmental conditions in specific places, where a combination of events of different nature (biological, physical and/or chemical) determine the beginning, development and end of a bloom in a certain period. HABs can last for days and up to several months, and their spatial coverage can reach up to hundreds of kilometers (Avaria *et al.*, 1999). Additionally, when environmental conditions are not favorable for vegetative growth, some of these microalgae can form resistance cysts that persist long time in marine sediments (Seguel *et al.*, 2010). Thus the resuspension of sediments added to the recurrence in the triggering environmental conditions, make HABs a spatially recurrent process. The temporal and spatial scales where HABs occurs make the observation and prediction of such events a complex but inescapable task to reduce the risks in the coastal populations.

HABs have increased globally in intensity, length and geographic coverage (Villanueva, 2005). In general, the causes of this increase are not clear, but it is believed that HABs are caused by multiple factors: (1) in the case of *Alexandrium*, the expansion of cysts banks and their location would play a determining role in the magnitude of the events (F. Villanueva *com. pers.*), (2) the "fertilization" in closed systems such as channels (by anthropogenic action) would be contributing nitrogen and phosphorus mainly, which are the basis and substrate for many species (Smayda, 1990), (3) the climate change would favor dinoflagellates due to their extreme conditions (Lindahl, 1993) and summer reduction in rainfall (Garreaud *et al.*, 2017 in review), which would result in a decrease in the

contributions of silicon forcing a change in functional groups from diatoms to dinoflagellates (Torres *et al.*, 2014) and (4) the discharge of ballast water disperse contaminated water from affected regions to other areas of the country (Hallegraeff, 1993). In addition, it is possible that the higher effort of observation and detection of these events (detection by molecular tools), as well as the greater use of coastal waters (aquaculture), entails an increase in their records (Anderson, 1989).

In Chile, this increase has also been manifested. Since 1827 when the German naturalist Eduard Poeppig observed a particular coloration in Valdivia to date, more than 140 events of some harmful phytoplankton organism have been reported with more than 36 people dead (mostly in the nineties) and have been recorded around 500 poisoned persons for consumption of contaminated seafood (Silva *et al.*, 2016). These events generated public health, economic (Martínez *et al.*, 2008) and ecological (Van Dolah *et al.*, 2001, Fire *et al.*, 2010, Häussermann *et al.*, 2017) problems. As recent, a study showed that in 2015 at least 343 whales were found dead in the south of Chile, due to the consumption of the "prawn of the channels" (*Munida gregaria*) contaminated with HAB (Häussermann *et al.*, 2017). Then, in early 2016, a bloom of *Pseudochattonella* spp. caused mortalities of salmonids of the order of 40 thousand tons in Chiloé (41-43 ° S, Fig. 2.1b). Subsequently, in April of that year, one of the largest blooms events of *Alexandrium catenella* occurred in the south of Chile. It extended about 400 km from the zone initially affected, interrupting the extractive activity and turning the Chiloé Archipelago into a zone of environmental, social, economic and health catastrophe without precedent in the region (Buschmann *et al.*, 2016).

Historically, in Chile the main toxins have been found (Paralytic Shellfish Poisoning, PSP, Diarrhetic Shellfish Poisoning, DSP, and Amnesic shellfish poisoning, ASP) associated with HAB events. However, the only cases of severe poisoning and death have been generated in the south of the country by the dinoflagellate *Alexandrium catenella* (associated with the production of saxitoxins causing PSP). This species belongs to the complex *Alexandrium tamarense/catenella/fundyense* (complex *tamarensis*) defined by its morphological attributes (Aguilera-Belmonte *et al.*, 2011). Other dinoflagellate, *Dinophysis acuta* (associated with the DSP), has produced non-lethal intoxication cases. On the other hand, the species of *Pseudo-nitzschia*, associated with ASP, are diverse. In Chile, *P. pseudodelicatissima* (Hasle, 1965; Rivera, 1985), *P. australis* (Hasle 1972; Rivera, 1985), *P. fraudulenta* (Hasle 1972), *P. delicatissima* (Rivera, 1985), *P. pungens* (Hallegraeff, 1994), *P. seriata* (Cassis *et al.*, 2002), *P. calliantha* and *P. subfraudulenta* (Álvarez *et al.*, 2009) have been identified. In various parts of the world, these species have presented Domoic Acid (DA), a neurotoxin associated

with ASP. Currently, it has been discussed that *P. calliantha*, *P. australis*, *P. seriata* and *P. pseudodelicatissima* show presence of DA in Chile (Ferrario *et al.*, 2002, Álvarez *et al.*, 2009, Seguel *et al.*, 2010; Gil, 2014). However, none of these species has been related to human poisoning or mass mortalities of marine organisms, but they have severely impacted shellfish production during some periods and constitute a potential permanent threat to public health (Suárez *et al.*, 2002; López-Rivera *et al.*, 2009).

The scientific literature on this subject is essentially descriptive for inland waters of southern Chile, with emphasis on the regions of Los Lagos, Aysén and Magallanes (Fig 2.1b, c and d), thanks to various studies and reports from the Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) in the period 2006-2016 (Guzmán *et al.*, 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, in the context of the project "Manejo y monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes". The area south of ~45°S is where most of the studies have been carried out, because there these phenomena began to be observed in the country, being this area the best characterized in this matter (see IFOP reports). In Los Lagos Region and to the north of the Aysén Region (40-45 ° S, Fig. 2.1a), the different natural phenomena that affect the frequency, intensity and geographical distribution of HABs are beginning to be understood, as well as their possible synergistic effects with anthropogenic factors that could be interacting (Buschmann, 2005).

However, there is currently no study that integrates all available information on the spatiotemporal distribution of HAB events in Chile, neither the discussion of study methodologies within the framework of ocean observing systems in the world, raising future challenges regarding HAB forecast in Chile. This study aims to perform a historical reconstruction of HAB events for the species *Alexandrium catenella* and *Pseudo-nitzschia* spp. and its spatial variability, to categorize the physical, chemical and biological factors that determine the bloom of both species. Finally, the state of the art for HAB study and a methodology for forecasting HABs events in the country are discussed.

MATERIALS AND METHODS

The information compiled from events or occurrences of these phenomena ranges from 18° to 45° S approximately (box Fig. 2.1a). However, in the characterization of factors related to HAB in Chile and government programs for monitoring, mention is also made of the southernmost areas of the country (south of 45° S). It should be noted that, as will be seen below, the three regions most affected by these phenomena are the three to the south (Los Lagos, Aysén and Magallanes, Fig. 2.1b, c and d).



Figure 2.1 a) Regions of Chile. Dotted lines limit the study area for HAB records. Note that they are the simplified names of the regions of Chile and does not include the recent XVI Region of Nuble between 36° and 37° S approximately. In b), c) and d) a zoom to the three regions most affected by HAB phenomena is shown; Los Lagos, Aysén and Magallanes respectively.

Historical reconstruction and spatial variability of events

A historical reconstruction and study of the variability of HAB events was made based on the review and compilation of the information of occurrences or events and localities of all the reports (12) of the Programa de Vigilancia de la Marea Roja in Chile of the Instituto de Salud Pública (ISP), scientific articles and IFOP reports (8). The analyzed information consists of 34 documents during the period 1993-2012 and from 18° to 45°S approximately (Fig. 2.1a). These records identify the presence of the PSP and/or *Alexandrium catenella* and ASP and/or *Pseudo-nitzschia* spp. either in water samples or in seafood meat. It must be noted that the species of this last genus have similar characteristics, which makes identification difficult, so that all the species of the genus were grouped for their study (see Bates *et al.*, 1998, Anderson *et al.*, 2002; Marchetti *et al.*, 2004; Kudela *et al.*, 2010).

From this information, a database was generated where the following variables were recorded; latitude, longitude, year, month and region of occurrence of these events. After this discretization of the variables in space and time, the information was presented in two ways, in 1) histograms by region, month and year to analyze the variability interannual and within a year and between regions; and 2) by a statistic for each species of the percentage of occurrence of HAB in each season of the year (summer,

fall, winter, spring) for 16 groups of latitudes. This statistic is presented in pie charts that allow seeing the intraseasonal and spatial variability, and Hovmöller graphs where the seasonal and interannual variability for each one of the aforementioned groups is evaluated. Finally, all the references collected are summarized in tables by region for a better understanding of the references used.

HABs determinant factors and forecasting methodologies in ocean observing systems

An analysis of the information of the main HAB species associated with the most relevant toxin (PSP) and the one of potential danger (ASP) in the country was elaborated. This compilation was generated on the basis of historical records (articles, reports) and foreign scientific literature.

A synthesis and compilation of the above information was carried out, according to the following criteria; toxin producing species, factors and environmental conditions associated with the species, forecasting methodologies and systems in which they develop, both in Chile and overseas. In addition, the historical and current situation of Chile is described in the various programs dedicated to monitoring, vigilance and possible prediction of HABs.

RESULTS

Historical reconstruction and spatial variability of events

Below, the distribution of events or appearances of HAB by region, month and year for each of the species considered is presented (Fig. 2.2).



Figure 2.2 Histograms by a) region, c) years and e) months for *Alexandrium catenella* and *Pseudo-nitzschia* spp. (b, d, and f). In the graphs e) and f) N.I. means No Information about the month in which the event occurred. The colors in the lower graphs (c and f) are matched with the colors shown in the percentage graphs in Fig. 2.2.

The main affected regions (Fig. 2.2a) by Alexandrium catenella are Los Lagos (Fig. 2.1b) and Aysén (Fig. 2.1c), where it was present in the period 2002 and 2009 (Fig. 2.2b, Table 2.1). The presence of these species can occur throughout the year, but less in late fall and winter (Fig. 2.2c). The records in these last stations are also due to the fact that toxins can last several months in molluscs. In general, for A. catenella the available antecedents (Fig. 2.3, Guzmán et al., 2002, 2007, 2009, 2010a, 2010b), show that the periods with higher probabilities of occurrence of A. catenella blooms and PSP outbreaks for Los Lagos Region (Fig. 2.1b), are in late spring or more likely in the summer, mainly in the south of Chiloé. While, in the Region of Aysén (Fig. 2.1c) the blooms are most likely in summer, although there are precedents that indicate that they can also occur in fall and spring (2009, Fig. 2.3). In the case of Magallanes (not shown) three fields emerge: a) northern during spring-summer season and fall, b) central area during spring-summer and occasionally fall season, and c) southern during late spring and early summer (Guzmán et al., 2002, 2007, 2009, 2010a, 2010b). Additionally, the information gathered supports the inter-annual variability of the distribution and levels reached for the toxic complex as well as for the relative abundance and microalgae density. Fernández & Tocornal, 2000; Guzmán et al., 2002, 2007, 2009). Thus, the years without blooming are 2007-2008, 2010-2011, 2011-2012, 2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015 and the years with blooming are 1994, 2002, 2006-2007, 2008-2009

(Fig. 2.2b) and 2015-2016 (Table 2.1). Since the periods 2013-2014 and 2014-2015 it has been observed that blooms have been increasing in both extension and permanence in comparison to previous years, even covering winter season (June-August, Fig. 2.2c) (Guzmán *et al.*, 2015).



Figure 2.3 Spatial distribution by regions (in Roman numerals, see Fig. 2.1) of: a) *Alexandrium catenella*, and b) *Pseudo-nitzschia* spp. The groups (G) are ordered by appearances with common distance and are represented in graphs that indicate the percentage of occurrence of an event in the period 1993-2012. MR: Metropolitan Region of Santiago. N.I. means No Information about the month in which the event occurred.

Potentially harmful species of *Pseudo-nitzschia*, *P. cf. pseudodelicatissima* and *P. cf. australis* are common in the channels and fjords of Chilean Patagonia, with important contributions in some sectors, being more important quantitatively *P. cf. pseudodelicatissima* than *P. cf. australis*, except in some stations of Aysén and Magallanes (Guzmán *et al.*, 2015). *Pseudo-nitzschia* has been presented mainly in the regions of Los Lagos, Antofagasta and Biobío (Fig. 2.2d), with the years 1994 and 2006 being the most important (Fig. 2.2e, Table 2.2), preferably in spring-summer (Fig. 2.2f). According to available antecedents (Guzmán *et al.*, 2002, 2007, 2009, 2010a, 2010b) that are presented in part in Fig. 2.3, in Los Lagos Region DA detections are manifested during the summer (January-February), and in Aysén during fall-winter (April-September), decreasing in spring (October-December, Fig. 2.3). Meanwhile, in the Magallanes Region (not shown, Guzmán *et al.*, 2009), DA detection is concentrated in the fall months (May and June).

Table 2.1 Information on occurrences and locations in the reports in the different sources of records for PSP and/or *Alexandrium catenella*. See text below for more information.



III	2002	[10]
IV	2002 a 2003	[10, 11][18]
	2010	
V	2009	[17]
VIII	2007	[15]
Х	1998 a 1999	[2, 23, 29]
	2002 a 2012	[1, 3, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 13, 14, 15,
		16, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 26, 27,
		29, 30, 31, 32, 34, 35]
	2015 a 2016	[4]
XI	1994 a 1998	[22, 23, 33]
	2000 a 2010	[6, 11, 13, 15, 18, 19, 22, 23, 29,
		35]
	2012	[26]
	2015 a 2016	[4]

Table 2.2 Information on occurrences and locations in the reports in the different sources of records for ASP and/or *Pseudo-nitzschia spp.* See text below for more information.

Region	Year	Reference
XV	2005	[13]
Ι	2005 a 2006	[13, 14]
II	2004 a 2006	[12, 13, 14]
	2010 a 2011	[18, 19]
III	1999	[28]
	2004 a 2012	[12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20,
		26]
IV	1999	[28]
	2003	[11]
	2005 a 2012	[13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20]
V	2007	[15]
VI	2011	[19]
VII	2004	[12]
	2006	[14]
VIII	2003 a 2006	[11, 12, 13, 14]
	2008	[16]
Х	1993.	[5]
	1997 a 2000	[28, 33]
	2003	[11]
	2005 a 2009	[13, 14, 15, 16, 17]
	2012	[20]
	2016	[4]
XI	1995	[33]
	2007	[15]
	2008	[25]
	2010 a 2012	[18, 19, 26]
	2016	[4]

For Tables 2.1 and 2.2: [1] Arriagada *et al.* (2003); [2] Avaria *et al.* (1999); [3] Buschmann (2005); [4] Buschmann *et al.* (2016); [5] Clement & Lembeye (1994); [6] Guzmán *et al.* (2007); [7] Guzmán *et al.* (2009); [8] Guzmán *et al.* (2010a); [9] Guzmán *et al.* (2011); [10] Informe ISP 2002; [11] Informe ISP 2003; [12] Informe ISP 2004; [13] Informe ISP 2005; [14] Informe ISP 2006; [15] Informe ISP 2007; [16] Informe ISP 2008; [17] Informe ISP 2009; [18] Informe ISP 2010; [19] Informe ISP 2011; [20] Informe ISP 2012; [21] Mardones *et al.* (2010); [22] Martínez *et al.* (2008); [23] Molinet *et al.* (2003); [24] Murillo *et al.* (2008); [25] Pizarro *et al.* 2011; [26] Rivera (2013); [27] Robles *et al.* (2003); [28] Suárez *et al.*

(2002); [29] Salgado *et al.* (2012); [30] Seguel & Sfeir (2003); [31] Seguel *et al.* (2005); [32] Suárez & Clement (2002);
[33] Uribe *et al.* (1995); [34] Valenzuela & Avaria (2009); [35] Vidal *et al.* (2006). The Metropolitan Region (MR), the IX and the XIV Region (see Fig. 2.1a) did not present cases. The XII Region (see Fig. 2.1d) is outside the study range.

Fig. 2.4 presents the percentage of occurrence of HAB for each season (summer, fall, winter, spring) in the years analyzed for the different latitudes. As will be discussed later, contrasting spatial patterns of bloom are observed. *Pseudo-nitzschia* spp. (a) has a more latitudinal distribution with apparitions in the north, center and south of the country that have been increasing in recent years. For its part, *Alexandrium catenella* (b) began in the southernmost part of the country (Martínez *et al.*, 2008) and has gradually extended to the northern sector of Chiloé (X Region, Fig. 2.1b). It has remained more constant over the years and like *Pseudo-nitzschia* spp., has higher probabilities of occurrence in spring and summer.



Figure 2.4 The "y" axis presents different groups (represented by mean latitude) for both species: a) *Pseudo-nitzschia* spp. and b) *Alexandrium catenella*. On the "x" axis, the different seasons are observed, indicating spring with a dotted line from 1993 to 2012. Finally, the colors indicate the percentage of probability of occurrence.

The detection of subtoxic levels of PSP in northern Chile ($28^{\circ}-34^{\circ}S$, Fig. 2.4, Table 2.1), may not be caused by *A. catenella*, but rather by *Alexandrium ostenfeldii*, whose distribution north of $41^{\circ}S$ (up to ~ $27^{\circ}S$) has been recently analyzed (Salgado *et al.*, 2012b). However, *A. ostenfeldii* has been associated with PSP and/or saxitoxin (STX) in toxic episodes in temperate and sub-polar waters in the oceans, but there have been no STX records in Chile associated with this species (Salgado *et al.*, 2012b). Another

source of income of PSP to the northern system comes from the transport/commercialization of marine resources from the southern part of the country (Puerto Montt Fig. 2.1b, Aysén Fig. 2.1c) or ballast water from maritime transport vessels (Avaria, 1999; Robles et al., 2003). It should be mentioned that the technique used for the detection of these toxins is highly vulnerable to false positives (Mouse Bioassay). In the southern zone of the country, the presence of A. catenella has presented sporadic occurrences since 1991 in Magallanes (Martínez et al., 2008) although the first poisoning by this in the area was in 1972 (Guzmán et al., 1975). Since 1991 it has spread to regions further north, reaching up to Aysén in 1992 (Muñoz et al., 1992) and later, to Los Lagos Region in 1998 (Avaria et al., 1999, Salgado et al., 2012). It is still present in the area with magnitude, intensity and duration not known until now (Silva et al., 2016). It should be noted that recent sediment studies indicate that the appearance of A. catenella in Los Lagos may corresponds to a process of recolonization, since there are records from the beginning of the 20th century (Salgado, 2011). For its part, the first appearance of Pseudo-nitzschia was recorded in 1995 in Magallanes (Uribe et al., 1995). However, the first detections of DA were recorded in 1999, the first in June in Tongoy Bay (Coquimbo Region) and the second in Chiloé (Los Lagos Region), affecting Chilean mussel cultures (Gil, 2014). It has been disscused in diverse localities of the country with stable toxin concentration values but increasing its frequency and spatial extension (Suárez et al., 2002; López-Rivera et al., 2009). There are records of occurrence in the regions of Los Lagos, Biobío and Coquimbo (Fig. 2.1a) in mollusks, such as semelidae, oyster and clam (Gil, 2014). This has forced the Ministry of Health to initiate a program to monitor this phenomenon.

Factors and environmental conditions that determine HAB events

Information is presented on environmental factors, as well as their ranges, during HABs events that occurred mainly in Chile. Due to the small number of studies that integrate records of environmental factors in Chile (Table 2.3), information on foreign scientific articles is included (Foreign Literature, FL, Table 2.3). It is observed that these two species in general have some contrasting characteristics (e.g., temperature, upwelling conditions, salinity) and others in common (*e.g.*, some nutrients, pCO2, favorable seasons, Figs 2.2, 2.4). These characteristics are typical of the natural succession of phytoplankton, presenting differences between dinoflagellates and diatoms, the ability to mobilize and develop in different environments. For example, in turbulent environments (*e.g.*, influenced by upwelling, kinetic energy), diatoms are developed because turbulence prevents sedimentation. In more stable environments (e.g., decrease in salinity, high temperatures in summer) dinoflagellates are

favored because they have movement capacity that allows them to reduce sedimentation (Margalef et

al., 1979).

Table 2.3. Oceanograph	ic, biogeochemical and meteorological variable	les that are associated with the presence of HAB
species such as Pseudo-	nitzschia spp. and Alexandrium spp. FL: indica	ates that it was obtained from foreign literature.
Variables	Alexandrium spp.	Pseudo-nitzschia spp.

	Sept.	i senno musemu sppi
Favorable Season	 End of spring and summer [69, 84, 61, 34, 28, 29, 30, 31, 32]. It can occur throughout the year but is more frequent in February and April [84]. 	 Spring to summer [69, 79, 34]. ASP would be during the period when densities are lowest, between mid-fall and mid-winter (end of May to end of August) [30].
Temperature	 Positive thermal anomalies [84, 28, 79, 46, 47, 65, 61, 34, 83 21, 19, 10, 35, 63, 29, 30, 32, 27, 36]. T from low values of 4.82-4.91 ° C [28], up to as high as 10-15 ° C [36, 12, 24, 5, 21, 31]. PSP range 5-17 ° C [30, 31]. Notorious surface thermocline [36]. Influences concentration and increases toxicity [79, 83]. Related to the temperature at 5 m [34]. 	 FL: Negative thermal anomalies [8, 70, 26, 4, 1] T between 2 and 28.5°C [37, 12, 79]. Higher concentrations between 9-14 °C [82].
Salinity	 FL: Negative salt anomalies [38, 45]. S as low as 8.15 but high as 33 psu [36, 59, 84, 24, 28, 5, 21, 31, 36]. PSP range 15 to 32 psu [30, 31, 27]. Marked halocline at superficial levels [36]. It limits distribution and abundance, but does not exclude presence during certain periods [31]. 	 FL: Positive saline anomalies [8, 4] 30 to 36 psu [12, 37, 82]
Winds	It is favored by the decrease in intensity and variation of a normal wind condition [84, 61, 39, 10].	 FL: It is favored by intense winds, mainly favorable to upwelling [70].
Large-scale climate variability	 Hydrographic-climate interaction every 10 years [78, 28, 67]. Favored by El Niño [9, 79, 28, 61, 33, 35, 19, 10, 39, 58, 14, 84, 31, 34]. ACC, ACW, interdecadal extratropical anomalies of SST and QBO [61]. 	It has been seen in an El Niño event [60, 10].
Turbulence	 It prefers less turbulence [84]. The mixing implies lower cell concentrations [81]. 	➢ FL: It prefers more turbulence [70].
Precipitation	 It prefers a decrease in precipitation [63, 10, 20]. Relative abundance related to cloudiness [34]. 	 FL: Not relevant. Higher nutrient carryover by precipitation [8, 43].
Water stratification	 More stable water columns [36, 84, 27, 10, 63]. Marked thermohaline stratification [28, 79, 5, 82, 21]. High stability values, especially between surface and 10 meters depth [36]. 	 FL: Thermal stratification [8].
Upwelling	Relaxation of the upwelling [10].	FL: It favors upwelling and potential cold eddy (anticyclonic, NH) [75, 8, 3, 70, 44, 43].
Radiation	 Abnormal period of insolation [36, 27, 28, 5, 83, 84, 63, 10, 29, 30, 32]. Tolerates increases in UV-B [57]. 	FL: High luminosity [8, 26].
Climate change	 It may be favored [84, 62]. It is favored by the occurrence of exceptional high-intensity El Niño events [63]. 	➢ It may be disfavored [74]
Depth	➢ 0-15 m depth [61, 49].	➢ FL: 0-36 m depth [75].
Nutrients	It develops best in environments with few nutrients. Micronutrients from freshwater inputs [32].	FL: Important contribution of macro [23] and micro [3, 43] nutrients [75], especially of organic substances [26].
Phosphorus (P)	 FL: Phosphorus is a limiting factor [25, 15, 16, 17, 42]. Phosphate is relevant [10, 60]. 	 FL: Phosphate is important [75, 4, 75, 43]. P/Si radio is a limiting factor [26]. Regulates the production of DA [2]. ASP would be in limiting phosphate periods [30].
Ammonium (NH4 ⁺)	 FL: Ammonium supplement [15, 16, 68, 18]. Favorite nutrient [60]. 	FL: Ammonium supplement [26, 77, 68]

Nitrogen (N)	 FL: Inorganic and organic nitrogen supplement [13, 17, 18], high nitrate [10, 73, 7, 80, 11, 60] and urea [68]. Limitation by nitrogen increases toxicity [25]. 	 FL: Nitrate supplement [40, 75, 8, 75, 54, 43, 26], Low N:P radio [4]. DON is a source of N [51] Increase in nitrate values decreases cell concentration [6].
Silicon (Si)	 Dissolved Silicate Deficit relative to Nitrate [10, 60, 73, 74]. 	 FL: Silicate supplement [75, 76, 43, 3, 64, 70, 26] and a low Si/N radio [54]. Silicate limitation increases toxicity [72, 2]. ASP would be in limiting silicate period [30].
pH and pCO2	 FL: Low pH; 7.5 [41]. Increase in pCO2 increases toxicity [72]. Optimum growth rates specific to the species at pH ~ 8.1 [62]. 	 FL: High pCO2 increases growth and toxicity [71]. High pH: 8.7-9.8 [26, 52]
Others	 Correlated with the air temperature [83]. Changes in phytoplankton structure [79, 5, 34, 83, 27]. Advection by circulation and winds [61, 22, 55, 10]. Cysts retaining areas (cyst banks) [61, 82, 56, 34, 48]. More associated with chlorophyll-a [29, 30, 32]. 	 FL: Iron is a limiting agent [66, 43, 26, 53]. Limitation by iron increases toxicity [2] Importance of Lithium [43] DOC Supplement [4] It was found with a water transparency of 3m and a cloud cover of four eighths [82] "Excluded" when a bloom of <i>A. catenella</i> occurs in Aysén and almost simultaneously in Magallanes [34].

[1] Almandoz et al. (2007); [2] Anderson et al. (2002); [3] Anderson et al. (2006); [4] Anderson et al. (2009); [5] Arriagada et al. (2003); [6] Avaria et al. (2003); [7] Avila et al. (2015); [8] Bates et al. (1998); [9] Braun et al. (1993); [10] Buschmann et al. (2016); [11] Carlsson & Granéli (1998); [12] Cassis et al. (2002); [13] Chapelle et al. (2010); [14] Clement et al. (2016); [15] Collos et al. (2004); [16] Collos et al. (2007), [17] Collos et al. (2009), [18] Collos et al. (2014); [19] Cornejo et al. (2016); [20] Díaz et al. (2013); [21] Espinoza et al. (2016); [22] Espinoza-González & Bosaín, (2016); [23] Fehling et al. (2006); [24] Fuentes et al. (2006); [25] Garrido et al. (2012); [26] Granéli & Flynn (2006); [27] Guzmán et al. (1975); [28] Guzmán et al. (2002); [29] Guzmán et al. (2007); [30] Guzmán et al. (2009); [31] Guzmán et al. (2010); [32] Guzmán et al. (2010b); [33] Guzmán et al. (2014); [34] Guzmán et al. (2015); [35] Guzmán et al. (2016); [36] Guzmán & Lembeye (1975); [37] Hasle (1965); [38] Hamasaki et al. (2001); [39] Hernández et al. (2016); [40] Howard et al. (2007); [41] Hwang & Lu (2000); [42] Jauzein et al. (2010); [43] Kudela et al. (2003); [44] Kudela et al. (2010); [45] Laabir et al. (2011); [46] Lembeye, (1981a); [47] Lembeye, (1981b); [48] Lembeye (2006); [49] Lembeye (1998); [51] Loureiro et al. (2009); [52] Lundholm et al. (2004); [53] Maldonado et al. (2002); [54] Marchetti et al. (2004); [55] Mardones et al. (2010); [56] Mardones et al. (2014); [57] Martinez et al. (2000); [58] Martínez et al. (2016); [59] Medina (1997); [60] Molina (2016); [61] Molinet et al. (2003); [62] Müller et al. (2016); [63] Núñez & Letelier, (2016); [64] Pan et al. (1996); [65] Pizarro et al. (1997); [66] Rue & Brulan (2001); [67] Salgado et al. (2012); [68] Seeyave et al. (2009); [69] Seguel et al. (2010); [70] Shin (1999); [71] Sun et al. (2011); [72] Tatters et al. (2012), [73] Torres et al. (2011), [74] Torres et al. (2014), [75] Trainer et al. (2000), [76] Trainer et al. (2002), [77] Trainer et al. (2007); [78] Uribe (1988); [79] Uribe et al. (1995); [80] Uribe et al. (2010); [81] Valenzuela & Avaria (2009); [82] Vidal et al. (2006); [83] Vidal et al. (2012); [84] Villanueva (2005). NH= North Hemisphere, pCO2= CO2 Partial Pressure RUV-B= UV-B radiation (280 - 320 nm), DON= Dissolved Organic Nitrogen, DOC= Dissolved Organic Carbon, ACC: Antarctic Circumpolar Current, ACW: Antarctic Circumpolar Wave, SST: Sea Surface Temperature, QBO: Quasi Biennial Oscillation.

There is a great difference between the three regions most affected (Fig. 2.1b, c and d), where different phytoplankton species and environmental conditions can be found (Guzmán *et al.*, 2015). These environmental conditions are related to the latitudinal difference of each zone, with different geomorphologies characteristics and land-sea interactions (*e.g.*, water run-off, river discharges and melting of glaciers), as well as exceptional irradiation conditions, calm and environmental temperature (Arriagada *et al.*, 2003). Despite this, the study areas show a strong interaction between oceanographic, meteorological and biological variables in relation to the behavior of phytoplankton abundance. Although the variables are treated separately for clarity, it is evident and it is demonstrated that there are interactions or have synergistic effects between them (Buschmann *et al.*, 2016).

Temperature, salinity and stratification

The positive relationship of temperature with the higher abundance of phytoplankton (Lembeye, 1998, Vila *et al.*, 2001), the easy obtaining and recording from the first events (Guzmán & Lembeye, 1975) has constituted the temperature as the factor of greatest knowledge and perhaps the most important in the study of HABs (Uribe *et al.*, 1995, Vidal *et al.*, 2012). For *A. catenella* the increase in populations mainly in spring-summer occurs in optimal temperature windows (Itakura & Yamahuchi 2001) or in relation to its increase (Lembeye, 1998; Vila *et al.*, 2001); therefore, it is estimated that certain temperature thresholds must be reach for the *A. catenella* cysts to germinate. As for *Ps. Pseudodelicatissima* distribution is favored by the wide tolerance to temperatures (2-28°C), which helps especially in the lower part of the range where other species do not seem to compete. In turn, a decrease in *P. cf. australis* with a slight increase in temperature in the Strait of Magellan (52 ° 58'S, Fig. 2.1d) (Avaria *et al.*, 2003) has been identified.

Like temperature, salinity is a variable recorded from the first events and reflects the different effects of rainfall, thaws and contribution of continental waters in different regions (Uribe *et al.*, 1995). Salinity is associated on the one hand with the characteristics of phytoplankton (number and/or type of species, Valenzuela & Avaria 2009; Vidal *et al.*, 2012) and, on the other, with the importance in density (stratification) (Cornejo *et al.*, 2016) and the aggregation of cells, due to the formation of zones of convergence by saline oceanic waters and estuarine fresh waters (Valenzuela & Avaria, 2009, Espinoza *et al.*, 2016). However, for *A. catenella* it is not clear whether salinity should be a positive anomaly (*e.g.*, 1981, Guzmán *et al.*, 2002) or negative (Uribe *et al.*, 1995; Diaz *et al.*, 2013). For diatoms, a decrease in salinity is related to a decrease in *P. cf. australis* (Avaria *et al.*, 2003).

Finally, stratification (caused by various mechanisms) seems to be a preponderant factor to trigger HAB events, especially in the ability to influence the decrease of the mixing (Valenzuela & Avaria, 2009) and generate possible particle retention zone (Guzmán *et al.*, 1975; Espinoza *et al.*, 2016). In this way, the stratification can regulate the vertical and horizontal distribution of *A. catenella* blooms (Espinoza *et al.*, 2016), which affect the distribution of their possible triggering factors (*e.g.* temperature, salinity) and drive (or inhibit, Braun *et al.*, 1993; Guzmán *et al.*, 2002) the transport of harmful species to the photic layer (Guzmán *et al.*, 2015).

Climate-oceanographic interaction or disturbance.

The evidence seems to point out that climatic disturbances and interactions lead to trigger events of blooms of A. catenella and Pseudo-nitzschia spp. They have been related from local factors like atmospheric disturbances in winter (Suárez & Clement, 2002) or after a strong storm (Arriagada et al., 2003) in Chiloé, to large scale factors (Uribe, 1988, Benavides et al., 1995, Salgado et al., 2012). In the latter case, Molinet et al. (2003), for example, hypothesizes that the A. catenella blooms would originate between mixed subantarctic surface waters and subantarctic surface waters. In addition, it states that the appropriate conditions for the massive germination of cysts come from oscillations (and possibly their interactions) of the ACC, ACW, EL Niño Southern Oscillation (ENSO), interdecadal extratropical anomalies of the SST and the QBO (acronyms in the Table 3). With respect to these interactions of climate-hydrographic type of low frequency (Uribe, 1988, Guzmán et al., 2002), the most cited are the teleconnections with the ENSO (see authors Table 3). This phenomenon shows a prolonged maintenance of the South Pacific anticyclone with clear positive anomalies of temperature and atmospheric pressure, high radiation, absence of precipitation, less runoff from rivers, high water temperatures, a weakening of force and wind direction, a strong anomaly of less cloudiness and probably melting of glaciers (Guzmán et al, 2014; 2016). In this way, a triggering factor is suggested on a macro scale that regulates the distributions and abundances of harmful species (Salgado et al., 2012), but later local factors would regulate these biotic variables (Guzmán et al., 2009, 2010a, 2014, 2016). In addition, climate change is likely to favor the occurrence of exceptional high-intensity El Niño events, which would increase the probability of occurrence of HAB events (Collins et al., 2010, Vecchi & Wittenberg, 2010, Power et al., 2013; Cai et al., 2014, 2015; Sun et al., 2017).

Surgency, retention and transport

HABs in the world are frequently associated with upwelling fronts where passive accumulation or concentration of cells occurs in the sea (Suárez & Guzmán, 1992). These fronts are generated by marked differences in density, by the presence of currents or by a combination of these factors. If the blooms are initiated near the coast, they can be advected along these lower density water plumes (Molinet *et al.*, 2003). When they are trapped on the coast, physical aggregation and vertical migration of *A. catenella* are the mechanisms that seem to promote the formation of a HAB (Espinoza-González & Bosaín, 2016). On the other hand, the characteristics of the general circulation, the transport of water masses (Mardones *et al.*, 2010) and the dispersion between 0 and 15 m depth (where it registers its greatest abundances) allow to increase the spatial distribution, which in turn, it is influenced by the drift caused by the winds (Molinet *et al.*, 2003; Buschmann *et al.*, 2016).

Biological and Biogeochemical factors

As other agents that initiate or support the maintenance of a harmful bloom can be considered biological factors such as resistance cysts, changes in the structure of the phytoplankton community (phytoplankton taxocenosis) and chemical factors such as nutrients or ocean acidification.

Studies infer that, for a wide spatial scale, the periods where the highest values of PSP are recorded, are related to certain environmental conditions that allow differences in the composition, distribution and abundance of phytoplankton, going from a predominance of diatoms (in qualitative terms) to a predominance of dinoflagellates (Uribe *et al.*, 1995, Arriagada *et al.*, 2003, Vidal *et al.*, 2012). These mechanisms are manifested due to the constant competition for resources, where in the presence of an environment without nutrient limitations and high availability of silicon, diatoms tend to predominate (M. Vergara *com. pers.*). They live and reproduce quickly but have low efficiency of resource use and when there are not enough, they begin to lose competitiveness and longer-lived species such as dinoflagellates appear which tolerate lower concentrations of certain nutrients better (Margalef *et al.*, 1979, Smayda & Reynolds, 2001, Glibert *et al.*, 2016, D. Cassis, *com. pers.*).

On the other hand, the dynamics of *A. catenella* blooms is highly dependent on the existence of cyst banks (Molinet *et al.*, 2003). The formation of this state is favored by the increases of sedimentation in areas of channels with little circulation (<5 cm s-1, Vidal *et al.*, 2006), as well as conditions of low temperature (10-12 ° C), high salinity (30 psu), depletion of N and/or P and low irradiation (20 μ E m⁻² s⁻¹) (Mardones *et al.*, 2015).

Finally, among the chemical variables, a decrease in dissolved oxygen concentrations was observed for the *A. catenella* bloom in Chiloé in 2002 (Arriagada *et al.*, 2003), as well as functional adaptation responses to variations in pCO2/pH (Table 3) in the laboratory (Müller *et al.*, 2016). With respect to the latter, it is proposed that the Chilean strains of *A. catenella* and other species of coastal phytoplankton are highly adapted to the spatio-temporal fluctuations of pCO2/pH in marine surface waters, becoming resilient winners in the expected effects of the climate change and ocean acidification (Müller *et al.*, 2016). In addition to this, it can be expected that ocean acidification combined with nutrient limitation or temperature changes may increase the toxicity of HABs (Sun *et al.*, 2011, Tatters *et al.*, 2013).

HAB monitoring programs in Chile and forecasting methodologies

In Chile, there are different institutions that have funded research with various funds, as well as government projects and programs devoted to the study, monitoring, detecting and control of HABs. Since 1995, the MINSAL, the ISP and the SEREMIS (see acronyms in legend Fig. 2.5) formally implemented the Programa de Vigilancia de la Marea Roja for all country (Ord.4B/6518 y Ord.9B/3557). Subsequently, was reinforced to the Programa Nacional de Vigilancia y Control de las Intoxicaciones por Fenómenos Algales Nocivos (R. Ex. Nº 24) in 2008, part of the PNIMR coordinated by ACHIPIA since 2010 together with SERNAPESCA and the Undersecretary of Public Health in the context of the PNIA in 2009 (see Fig. 2.5). The general objective is to prevent intoxications of the population derived from the consumption of marine resources contaminated with toxins. This program contemplates the monthly sampling of coast bivalves from the stations (227) and its subsequent sending for analysis (Villanueva, 2005). This has allowed monitoring these toxins in order to detect HABs in a timely manner; there are online reports from 2002 to 2013. In December 2005, REPLA was approved (Fig. 2.5) by Supreme Decree No. 345. The purpose of this regulation is to establish protection and control measures to prevent the introduction of species that they constitute hydrobiological plagues, isolate their presence, prevent the spread and move towards its eradication. In this context, through a monitoring and vigilance program of A. catenella (executed by IFOP), SUBPESCA prepares technical reports that contain the foundations for the declaration of HAB area of A. catenella, with the contribution of an advisory committee and national experts. The last Exempt Resolution No. 1770 of May 29, 2017, extended that of 2014 (R. Ex. No. 3575) until December 31, 2017, which declared as a HAB area the macrozone that extends from the south of Chiloé to the south end of the Magallanes Region, dividing it into 2 zones with certain restrictions; the sector between the Taitao Peninsula and the Gulf of Penas (XI Region, Fig. 2.1c), as well as south of the 55°S parallel (XII Region, Fig. 2.1d), will be considered undeclared areas as to the date does not exist information that confirms the presence of A. catenella. Additionally, a PVCAc (R. Ex. No. 529 of 2009, Sernapesca), R. Ex. N° 2004 of 2017 was established, which implements a qualitative monitoring for A. catenella in Moraleda Channel and Gulf of Corcovado (Fig. 2.1b) for the control of wellboats. In addition, SERNAPESCA, in agreement with the United States, has been developing the PSMB since 1989 for exports to the European Union. Since 2002, the PSMB passed into the hands of private laboratories, with the ISP remaining as the reference laboratory for this program. The PSMB works on the classification and monitoring of the production areas of bivalve molluscs and other resources susceptible to being affected by marine toxins within the culture centers (~121). In this program, the environmental consulting company Plancton Andino is positioned as one of the most far-reaching, as well as in the POAS. The POAS was born in 1998 and consists of the execution of an active and systematic monitoring with different companies of the salmon industry, in order to inform opportunely in relation to the spatio-temporal distribution of the presence and concentration of harmful algae in salmon farms in the southern regions of southern Chile. Today, POAS is in the strengthening stage (POAS 2.0) and working on a HAB index. Finally, as mentioned above, the IFOP has been monitoring the XII Region since 1994 (Fig. 2.1d) first with FIP projects (Program 1, Fig. 2.5) and now between May 2006 and until 2018 with the Program 2 (Fig. 2.5) (Guzmán *et al.*, 2007, 2009, 2010a, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015). In addition, since 2015, the Biobío Region has been included. This program is based on the collection of transvector shellfish for a toxicity analysis by the SEREMI of Health, along with registering oceanographic variables (temperature, salinity, density, transparency and oxygen of the water column). To date, it is the largest database of concentration of harmful plankton and toxins in these regions. It is executed with the support of the SUBPESCA, having a total of 251 stations distributed in representative areas of each region.



Figure 2.5. Diagram of the different monitoring programs in Chile. The length of the bar corresponds to the length of time in the timeline. PSMB: Programa de Sanidad de Moluscos Bivalvos, ISP: Instituto de Salud Pública, USA: United States of America, Program 1: Monitoreo de Marea Roja en la Región de Magallanes y Antártica Chilena, Program 2: Manejo y Monitoreo de las Mareas Rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes, PNV(MR/FAN): Programa de Vigilancia de la Marea Roja/Floraciones Algales Nocivas, MINSAL: Ministerio de Salud, SEREMIS: Secretarias Ministeriales Regionales, PNPCI(MR/FAN): Programa Nacional de Prevención y Control de las Intoxicaciones por Marea Roja/Floraciones Algales Nocivas, PNFAN: Plan Nacional sobre Floraciones Algales Nocivas, CONA: Comité

Oceanográfico Nacional, IOC: Intergovernmental Oceanographic Commission, SCOR: Scientific Committee on Oceanic Research, PNIA: Programa Nacional de Inocuidad de los Alimentos, PNIMR: Programa Nacional Integrado de Marea Roja, ACHIPA: Agencia Chilena de Inocuidad Alimentaria, SERNAPESCA: Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura, Undersecretary P. H..: Undersecretary of Public Health. POAS: Programa Oceanográfico y Ambiental en Salmónidos PVCAc: Programa de Vigilancia, detección y control de plaga *Alexandrium catenella*, REPLA: Reglamento de Plagas Hidrobiológica.

The effectiveness of these monitoring systems depends on the frequency of sent samples to laboratory by the regions involved and the financing available and obtained by the various public tenders; it must be kept in mind that samplings at sea (carried out by ISP or IFOP) have a limited budget, and therefore, there are a number of specific sampling stations at strategic locations. The monitoring plan in Chile has been oriented towards the detection of HAB events from the frequent measurement of samples of potentially contaminated bivalves. However, the delivery of information is aimed at making decisions in an operational context and the management of HAB requires a study of the trigger variables, and the evolution and development of the events in an integral manner. In September 2017, the Centro de Estudios de Algas Nocivas (CREAN), located in Puerto Montt, Los Lagos Region, was inaugurated as an effort made by the IFOP with the financing of the Corporación de Fomento de la Producción (CORFO) to focus, go further and understand the processes of HAB that are happening with intensity in recent times on the coasts of Chile. In addition, starting in 2018 IFOP will begin the study "Programa de Manejo y Monitoreo de las floraciones de algas nocivas y toxinas marinas en el océano Pacífico desde Biobío a Aysén (I etapa) 2018". Therefore, studies on harmful algae under the IFOP will cover from 37° to 55° south latitude, in order to have timely and reliable information to protect public health and minimize the impacts associated with HAB events.

In developed countries, there are ocean observation systems (OOS such as Ocean Observing System) that are oriented to make forecasts in the ocean conditions that allow predicting potential HAB events; namely: NOAA Harmful Algal Bloom Operational Forecast System (HAB-OFS), Southern California Coastal Ocean Observing System y Central and Northern California Ocean Observing System (CeNCOOS) (Harmful Algal Bloom Monitoring and Alert Program, HABMAP), Northwest Association of Networked Ocean Observing Systems (NANOOS), WHOI-New England Harmful Algal Bloom Integrated Observing System, HABIOS), Alaska Harmful Algal Bloom Network (in initiation) y European Global Ocean Observing System (in initiation).

One of the most advanced systems in terms of monitoring and forecasting of HAB is the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). NOAA maintains an operational HAB observation

and prediction system to assist federal, municipal, and industry organizations in managing the risks of harmful algal blooms that affect coastal regions. This is materialized through an Integrated Ocean Observing System (IOOS, *www.ioos.noaa.gov*). NOAA generates weekly HAB bulletins in three sectors monitored routinely; the Gulf of Mexico, the Gulf of Maine and California. Additionally, it offers a weekly experimental forecast for Lake Erie West. In addition, NOAA is in the development stage of new sensors for HAB detection, for the forecasting (seasonal and weekly) in other regions and the transition of these new systems in routine operations in observation systems.

Environmental data collected in real time by the IOOS have proven to be fundamental in assessing HAB threats. Hourly records of ocean temperature and information of ocean currents have helped to identify the conditions triggering the proliferation of toxic algae. This allows them to evaluate the risk associated with the consumption of marine resources during these periods [http://www.ioosassociation.org/]. IOOS works with partner research institutions to integrate ocean and coastal data, and make them compatible and easily available in one place and in the formats needed for each HAB forecast. This makes scientific work more efficient, so they invest more time in improving models and forecasts [www.ioos.noaa.gov].

The detection, monitoring, expansion and intensification of events have been extensively addressed by several research groups (Anderson *et al.*, 2015). However, only some of these studies are dedicated to the prediction of events (Table 2.4 and 2.5). Tables 2.4 and 2.5 (based on Table 17.2 of Anderson *et al.*, 2015) summarize some proposed models to predict different species in the two genus of this study. One observation to take into account with this information is that a single strain culture is not representative of the world population, due to the heterogeneity between same species of different localities (Müller *et al.*, 2015).

Table 2.4. Modtheir advantages	lels for the predistion of the predistinted of the predistion of the predistion of t	ction of Alexandrium spp. in the world, togel ges.	ther with a brief review of the method and the	he variables that they use, in addition to
Model	Method	Variables	Advantages and Disadvantages	References
Mechanisist.	Growth and germination cyst model (determinist).	Estuarine, Coastal and Ocean Model (ECOM) coupled with a biological model of the <i>A. fundyense</i> cyst (germition and growth rates) based on environmental forcing.	Advantages: (1) Capture duration and magnitude of the bloom, and (2) reproduce the <i>A. fundyense</i> dynamic. Disadvantages: (1) Biological model simplified restrict variability scales reproduced and (2) overestimate of the cell abundance of <i>A. fundyense</i> .	Stock et al. (2005)
		<i>A fundyense</i> population dynamic model coupled to ROMS model forced by momentum and density fluxes, tides, river runoff, nutrients and benthonic cyst abundance of the species.	Advantages: (1) The hydrodynamic model reproduce small scale coastal dynamic and (2) reproduce spatial distribution of bloom. Disadvantages: (1) Underestimate abundance of cells, (2) there are problems with the mortality rates, and (3) no metal trace for growth are included.	He <i>et al.</i> (2008)
Empiric / Statistical	Fuzzy Logic	Survey data (T, S), river discharge, wind stress, surface heat flux and insolation	Advantages: (1) Provide a quantitative method to assess distribution, timing and magnitude of the bloom and (2) provide a base to the configuration of the conceptual model for the season dynamic of <i>A</i> . <i>fundyense</i> . Disadvantages: (1) Reduced data of small scale to contrast the model output and (2) ecological pronostic require real time data fluxes and assimilation techniques to be used operationally	Mcgillicuddy <i>et al.</i> (2003, 2005, 2011)
		Water temperature, wind speed and nutrients fluxes.	Advantage: (1) Quantitative technique to model development of blooms based on a number of variables and its interactions Disadvantage: (1) Lack of understand of the species dynamics and the ecosystem functioning and (2) difficult to implement feedback mechanisms	Blauw <i>et al.</i> , 2006
Ecosystem / Biogeochemical	Biogeo- l chemical specie-specific model	Based on the P limitation for A. <i>minutum</i> y <i>H. triquetra</i> cells.	Advantage: (1) Provide information on impact of nutrient on the blooms of the study species. Disadvantage: (1) Presents limitation because mathematical parametrization are valid to specific conditions and (2) it is limited to assess nutrients, physical control and plankton dynamic.	Chapelle <i>et al.</i> 2010

The physical/biological coupled mechanistic models are widely used to simulate the population dynamics and the production of toxins by HABs. With these models, it is possible to make predictions of blooms by investigating the various factors that influence the germination and growth of cysts (Stock *et al.*, 2005, McGillicuddy *et al.*, 2003, 2005), initiation and development of blooms, (He *et al.*, 2008) and the mortality of the species that leads to the decay of bloom (McGillicuddy *et al.*, 2003, 2005). Physical models may have more or less complexity (McGillicuddy *et al.*, 2003) and biological models may be "on-line" (Stock *et al.*, 2005) or "off-line" type based on the individual (McGillicuddy *et al.*, 2003). Furthermore, in these species-specific physiological models, growth can be calibrated by applying different rates of nutrient supplement (*e.g.* phosphorus, Chapelle *et al.*, 2010).

On the other hand, there are approximations for the prediction of HAB based on logic and reasoning based on rules, such as fuzzy logic. This approach constructs and quantifies a conceptual model based on a review of the literature and expert knowledge, representing the relationships between input variables, intermediate variables and the probability of a HAB event (Blauw *et al.*, 2006). With temperature thresholds and wind mixing, it is possible to represent the gradual transitions between suitable (or not) for a bloom. It is worth noting the interest that concerns *A. catenella* due to the ability to become cyst and remain in the sediments while waiting for favorable conditions for their vegetative growth (Molinet *et al.*, 2003, Seguel *et al.*, 2011). That is why statistical models that determine the location and geographic extent of abundance of sediment cysts banks to be able to define future regions and magnitudes in events, are an important step for the prediction and prevention of these phenomena (Genovesi *et al.*, 2009, 2013; Angeles *et al.*, 2010, 2012; Ní Rathaille & Raine, 2011; Anderson *et al.*, 2014).

their advantages a	nd advantages.			
Model	Method	Variables	Advantages and Disadvantages	References
Mechanisist.	Generalized lineal Model	Phytoplankton abundance, water quality, fresh water discharge, chl-a, T, S, nitrate, nitrite, ammonium, orthophosphate, silicic acid, dissolved oxygen, dissolved organic carbon, Secchi disk depth.	Advantages: (1) Allow to estimate DA and (2) identify environmental variables related to <i>Pseudo-nitzschia</i> . Disadvantages: (1) It cannot identify environment indicators associated to the toxic agent, DA.	Anderson <i>et al.</i> , 2009, 2010
	ROMS model and satellite products (MODIS)	Ensamble of high resolution ROMS configuration, Modis-Aqua (1km) and hydrodynamic, optic and chemical data linked in a statistical threshold model.	Advantages: (1) Allow to monitor ocean perturbations to track environmental variables that trigger a bloom and (2) satellite data provide a broad image of the chl-a synoptic variability. Disadvantage: (1) Requires validates ROMS and biogeochemical models and (2) the teledetection models overestimated bloom events driving to more false positives detections.	Anderson <i>et al.</i> , 2011, 2014
	Generalized lineal model and multiple lineal regression.	Statistical model that use <i>Pseudo-nitzshchia</i> cells, chl-a, T, nutrients, upwelling index and river discharge.	Advantage: (1) First statistical model used to predict <i>Pseudo-nitzshchia</i> based on long monitoring data. Disadvantage: (1) Difficulty to access counting data and time series of <i>Pseudo-</i> <i>nitzshchia</i> cells.	Lane <i>et al.</i> (2009)
Empirical / Statistical	Neuronal Networks.	Model based on buoy, satellite and monitoring data.	Advantages: (1) Provides a system allow predicting HAB events. Disadvantages: (1) The system is place specific and cannot apply to other cases and (2) require a lot of data.	Fernández-Riverola & Corchado 2003
Ecosystem / Biogeochemical	Multiple linear regression	Predictor variables include nutrients ratio: and <i>Pseudo-nitzschia multiseries</i> cell abundance.	sAdvantages: (1) Model capable to predict cellular DA and nutrients in the labs and field conditions and (2) model helps to support DA monitoring. Disadvantages: (1) Model was validated with lab transformations which does not fit de concentration values in the field.	Blum <i>et al.</i> (2006)

Table 2.5. Models for the prediction of *Pseudo-nitzschia* spp. in the world, together with a brief review of the method and the variables they use, in addition to

	Ecosystem model including particle tracking and wind indices.	Model forced with realistic atmospheric forcing, tides, river flow and boundary conditions.	Advantages: (1) Coupled biogeochemical Giddings <i>et al.</i> (2014) model that improve HAB predictivity and (2) model reproduce well physical process. Disadvantage: (1) Several false positives occur.	
Physical indices and monitoring with Lagrangian particles	Index of upwelling, SS1 and wind.	Upwelling indices SST and <i>Pseudo-</i> <i>l nitzschia</i> concentration.	Advantages: (1) Allow to explain physical Palma <i>et al.</i> (2010) and biological interactions and (2) reproduces annual cycles and seasonality of upwelling Disadvantages: (1) It does not reproduce different <i>Pseudo-nitzschia</i> species.	
		SST and chl-a satellite images.	Advantages: (1) Relationship between Sacau-Cuadrado <i>et al.</i> (2003) different sources (wind, upwelling index, SST, chl-a) set the favorable conditions to develop an algae bloom. Disadvantages (1) It is just an analysis of the different satellite images of chl-a and SST in HAB events.	
	Deterministic production model focused on growth- mortality and toxicity.	Nutrients (Si, P, N), light, T, chl-a and DA concentration	Advantages: (1) Development of a model thatTerseleer <i>et al.</i> allow to link toxin production and (2013) environmental variables. Disadvantages (1) Lack of studies oriented on adaptation of <i>Pseudo-nitzschia</i> to different light regimes.	
		T: Temperature, S: Salinity, chl-a: Chlor	ophyll-a, DIN: Dissolved Inorganic Nitrogen, ROMS: Regional Ocean Modelir	50

System, MODIS: Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer. CBR: Case-based reasoning model.

Data sets of several years of sampling, develop predictive logistic models (Lane *et al.*, 2009) of *Pseudo-nitzschia*, as well as find thresholds of bloom values that trigger the production of toxins (Anderson *et al.*, 2009; 2010). By achieving the statistical reconstruction of biogeochemical fields through the integration of satellite data and hydrodynamic models, the latter statistical model manages to predict HAB events of this species and its toxin (DA) up to three days in advance (Anderson *et al.*, 2011, 2014). In addition, the predictive ability in toxic DA events can be improved by using a validated ecosystem model coupled to a ROMS model (Table 2.5) and with particle tracking of *Pseudo-nitzschia* spp. from the well-known "hot spots" of HAB training (Giddings *et al.*, 2013).

As we said previously (Table 2.3), upwelling is a relevant factor for *Pseudo-nitzschia* species. By quantifying this phenomenon (Sacau-Cuadradro *et al.*, 2003) by generating indexes (Palma *et al.*, 2010) and relating them to the presence of these blooms, statistical models can be constructed to assess seasonal variation and predict conditions that are likely to promote HAB of this species (Palma *et al.*, 2010). In this sense, the combination of SST and pigment information (remote sensing) allows the identification of key processes in blooms and their relationship with physical dynamics (Sacau-Cuadradro *et al.*, 2003). In addition to the upwelling, another factor that controls the production of DA is the limitation in Si or P that *Pseudo-nitzschia* spp. may present. This is evaluated by a mechanistic model (Terseleer *et al.*, 2013).

Finally, empirical or statistical models are used to characterize the concentration of DA in strains of *Pseudo-nitzschia pungens* (Blum *et al.*, 2006). In this case, linear regression and logistic methods are employed. However, to predict parameters of a complex and dynamic environment in an autonomous way and in real time, more complex statistics such as Case Based Reasoning systems with artificial neural networks and a set of diffuse inference systems are tested (Fernández -Riverola & Corchado, 2003). Models of artificial neural networks and genetic programming are widely used in the context of HAB problem (Recknagel *et al.*, 2002, Muttil & Lee, 2005, Muttil & Chau, 2006, Velo-Suárez & Gutiérrez-Estrada, 2007; Qian & Zhang, 2009; Gu, 2012). In addition, it should be noted that neural networks along with generalized and additives linear models have already been implemented in Chile (FIP No. 2014-76, Silva *et al.*, 2016).

According to the above, there are other prediction approaches for other species such as cyanobacteria, *Dinophysis* spp., *Phaeocystis globosa*, etc. (see Table 17.2 of Anderson *et al.*, 2015) and other models that are not species-specific, but attack the problem as HAB in general (Bisset *et al.*, 2008; Glibert *et*

al., 2010; Mao *et al.* ., 2009, Park *et al.*, 2013, Park & Lee, 2014, Wong *et al.*, 2007, 2009, Jeong *et al.*, 2015).

Detection, monitoring and prediction efforts in Chile

Currently, different detection, monitoring and possible prediction projects of these events have been carried out in the country:

- The Laboratorio de Toxinas Marinas of the Los Lagos Health Service and the Mariscope company, in conversation with the Proyecto Asociativo Regional Explora of CONICYT (Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica) Los Lagos. From 2003 until today they use data from 4 satellites to develop satellite maps of phytoplankton concentration and algal metabolic activity (Rodríguez-Benito *et al.*, 2003; 2006; 2008; Grant *et al.*, 2009).
- 2) There is a project of Researchers of the Centro de Biotecnología y Bioingeniería, of the Center for Mathematical Modeling (both in the Faculty of Physical and Mathematical Sciences of the University of Chile and with financing of the Programa de Investigación Asociativa of CONICYT), scientists of the center i-Mar from the University of Los Lagos and the IFOP in Puerto Montt. They form a multidisciplinary team that seeks to analyze the viability of a biological-mathematical model that allows understanding the dynamics of HAB episodes.
- 3) The project entitled "Modelo e implementación de un sistema de seguimiento y vigilancia de marea roja al sistema de información geográfica de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura" (FIP No. 2014-76, Silva *et al.*, 2016), is a computational visualization system [*http://mapas.subpesca.cl/visualizador/*], with a geospatial analysis model that relates the biological, oceanographic and meteorological variables collected by Program 2 of the IFOP (see Fig. 2.5). This allows monitoring and vigilance of the occurrence of these events and estimating the area of influence. In 2016, FIPA N ° 2016-13 ID N° 4728-43-LP16 was approved, which is the second stage that will continue with this project.
- 4) The Instituto Tecnológico del Salmón (Intesal) has an online platform that seeks to follow the conditions of abundance of total phytoplankton, the presence of harmful algae and HABs, specifically of the species *Alexandrium catenella*, and the concentration of chlorophyll-a [*http://mapas.intesal.cl/publico*]. It is carried out thanks to the data collected by the Programa de Monitoreo de Fitoplancton (Promofi), which is owned by the companies associated with SalmonChile.
- 5) Taking synthetic biology tools, at the end of 2016, a group of students of the Molecular Biotechnology Engineering career at the University of Chile (UChile-Biotec) develop BiMaTox,

a biosensor specifically aimed at the detection of STX. The advance that this model would make with respect to the current method of detection of paralyzing toxins (mouse bioassay), would be in a lower cost and time of reaction (~3 hours) as well as higher efficiency.

- 6) In June 2017, the University of La Frontera (UFRO) together with the University of Kyoto, Okayama University, the Fisheries Research Agency of Japan, the University of Los Lagos and the University of Antofagasta were awarded a project to monitor, predict and detect HABs in southern Chile, especially in areas where salmon are grown for export. The aim is to build a monitoring and prediction kit (1 or 2 days) that allows identifying all the microorganisms that accompany the HAB or that can predict it before it happens.
- 7) During 2017, the Fondo de Fomento al Desarrollo Científico y Tecnológico (FONDEF) called a first thematic technological research contest on aquaculture fisheries systems against HABs (FANs-IDEA). Among those awarded, the following stand out: "Análisis de riesgo y sistema de alerta temprana de Floraciones Algales Nocivas para la acuicultura y áreas de manejo en el norte de Chile" (Northern Catholic University), "Sistema masivo y de bajo costo para el monitoreo *in situ* de algas nocivas en toda la costa Chilena" (Pontifical Catholic University of Chile) and "Huella digital hiper-espectral de especies de marea roja mediante el acoplamiento de señales bio-ópticas remotas e *in situ* en Chile Austral" (CSIRO-CHILE Research Foundation).
- 8) The Programa Nacional Estratégico, Fisheries and Aquaculture component, designed a mobile application with preventive information on HAB in Chile (i~FAN). The application, designed by the company Dialecto Sur, allows knowing the updated and detailed reports on HAB that are generated by the CREAN specialists of the IFOP.

At present, there are monitoring, detection and/or forecasting efforts to find solutions to understand these events and thus delimit areas of risk. However, these efforts correspond to studies of particular and uncoordinated research groups. This means that at present there are no available HAB prediction models in constant operation in Chile, delivered as public forecasting tools. Given the tendency of the frequency of events (Figs 2.2 and 2.4) and the spatial extension (Fig. 2.3, Table 2.1 and 2.2) of these in the country, it is urgent to understand the processes and factors that trigger HABs to be able to have an integrated and associative system for predicting these events.

DISCUSSION

The future in the problematic of HAB: System of observation and forecast

Ocean observation systems are powerful tools for the constant and integrated monitoring of the oceans in the world and have been able to respond to various environmental problems in these systems. In developed countries that have an OOS, the policy making agencies and the central government: 1) identify and prioritize areas of basic and applied strategic research to address the HAB problem, 2) identify the most important vulnerabilities of the system, and 3) focus work on mitigation measures that have the greatest impact on society. (Anderson et al., 2015). On the other hand, universities and research institutions work to strengthen scientific studies and joint collaboration to address the problems associated with HAB in a more efficient way from the point of view of research and operation (Wilson, 2011). The problem of the prediction of HAB events has been addressed from the perspective of *in situ* observations or remote sensing, to the use of numerical models that allow projections of the HAB (see Tables 2.4 and 2.5 of this article and 17.2 from Anderson et al., 2015). Anderson *et al.* (2009, 2011) represent an efficient alert system that includes multidisciplinary efforts and provides quantitative predictions of the probability of HAB events, their intensity and movement or influence along the coast. CeNCOOS, a regional association of the IOOS, with this methodology generates predictions of 1 to 3 days calculating in each pixel the probability of bloom of a toxic event (maps with color scales representative of the probability of а toxic event. http://www.cencoos.org/data/models/habs). The combination of an HAB in situ monitoring system and operational forecasting models with data assimilation, determines the HAB detection system in California, currently fully operational (Anderson et al., 2015).

HABs in Chile have been approached from the point of view of monitoring programs (PSMB, PNPCI(MR/FAN), Program 2, Fig. 2.5) and control through laboratory studies. However, these efforts are not enough when necessary to develop a forecasting strategy. Currently, in the Biobío Region, a research initiative has been launched called "Chilean Integrated Ocean Observation System-CHIOOS" (INNOVA 15.5 -IN.IIP, *http://chioos.cl/en/*). This developing system provides a technological platform that collects, integrates and delivers coastal ocean information to facilitate decision-making regarding security and resource management, the environment, maritime transport and predictions and mitigation of coastal threats in the Chilean territory. Although it is an expanding observation system, the basic components that a HAB prediction system and its requirements could have, due to their importance in the area (in particular *Pseudo-nitzschia* spp., *A. catenella* and *A. ostenfeldii*, Figs 2.2, 2.3), have been

evaluated. These requirements are listed below: 1) Improve the current observation and continuous monitoring system by defining key observation sites ("hot spots") and incorporating the cysts distribution study, more environmental data (physical and biogeochemical), satellite information, and more and better technologies of timely detection, 2) it requires experts dedicated exclusively to the various areas that form the problem (multidisciplinary analysis). These experts must be able to integrate the exceptional combination of different conditions of these phenomena, analyze and synthesize the information, as well as conceive and validate hydrodynamic and biogeochemical models for the prediction of the oceanic environment, 3) incorporate the control and storage of data in charge of a Departamento de Almacenamiento, Manejo y Control de datos (DAMAC, Fig. 2.6), to generate and disseminate in a sustained manner data, information, models, products and services, 4) a comprehensive or ecosystemic understanding of these phenomena is required, understanding the physiological adaptations of these microalgae, the population growth and encystment rates (e.g. A. catenella). With this purpose, we will obtain an understanding of which are the variables that are directly related to the HAB at the national, regional and local levels. This will lead to a study of a set of variables that are basic measurements made by possible regional observation systems. The occurrence of HAB events may be conditioned for A. catenella, for example, by positive temperature anomalies, stability and stratification of the column, wind reduction, nutrients, chlorophyll-a, distribution of cysts, among others (Table 2.3). On the other hand, the occurrence of HAB events for *Pseudo-nitzschia* may be conditioned by indicators such as negative temperature anomalies, upwelling wind, presence of Equatorial Subsurface Water and turbulence indicators, chlorophyll-a, among others (Table 2.3), 5) Understanding the key biological aspects, a short-term forecasting model based on data and hydrodynamic and ecosystemic models should be developed (e.g. Biophysical and/or statistical approach). This model must be validated both in laboratories and at sea in a permanent and retroactive way (T. Antezana com. pers.), 6) a system must be elaborated that delivers efficient operational products that are used by the community such as: mobile applications, information displayed on the Internet (online system), newsletters, among others. This must reach a communication system with information for users, public and technical government entities that are capable of disseminating this information and making it available to local governments, responsible for formulating policies and decision makers (Fig. 2.6). Finally, 7) implement a feedback system between oceanographic



Figure 2.6 Diagram of the integrated forecasting system for HABs events in Chile, based on Anderson *et al.*, 2014. VIIRS: Visible Infrared Imaging Radiometer Suite, OCM2: Ocean Color Monitor of Oceansat-2, AVHRR: Advanced Very High Resolution Radiometer. BGQ: Biogeochemical.

observations and models to better adjust and force predictive models. In addition, the community should be asked for feedback about the products provided and possible non-registered blooms/intoxications (see Fig. 2.6).

In response to this idea and within the framework of an integrated ocean observing system for Chile, a model of HAB event information management should incorporate: a) government participation in the planning processes and delivery of updated information to the citizens and institutions involved, and b) coordinate information between participating institutions and incorporate channels to transmit information from authorities to users and vice versa. Only in this way, we will be able to have a forecast both in the causes that trigger an event and possible extension, and in the explanation of intensity, magnitude, toxicity and eventually its permanence or recurrence. The aforementioned, it would be an important step for the strengthening of the institutionality in Chile, delivering instruments that allow to face effectively the potential events of HAB. In the Biobío Region, in June 2016, the POSAR system (Plataforma de Observación del Sistema Acoplado Océano AtmósfeRa, http://dgf.uchile.cl/POSAR/) anchored in front of the Itata river mouth (36°S and 72°W, Fig. 2.1) was installed and is currently measuring. This buoy has hourly observations of meteorological variables and physical-chemical parameters of the surface ocean relevant to detect and forecast HAB phenomena (e.g., wind, solar radiation, salinity, pH and chlorophyll in the sea). Thanks to these efforts, the creation of the monitoring program for harmful species and marine toxins in selected bays of the Biobío Region by the IFOP (18 stations) and together with other mentioned platforms (satellites, numerical models, etc.), could enhance this integrated observation system to forecast these events in the region.

The ultimate social objective of all HAB model efforts should be to mitigate negative impacts. The costs of developing an operational forecasting system are balanced by socio-economic benefits and the protection of living marine resources, or at least they should provide significant added value (Anderson *et al.*, 2015). An unique advantage of a prevention system for fishermen and shellfish cultivators is the spatial and temporal prediction of bloom or the presence and dispersion of the toxin, which would allow better definition of cultivation and resting areas, geographical changes in the fishermen's efforts, protection of health in people, the marine environment and reduction in monitoring costs and medical attention.

CONCLUSION

In Chile, the HAB events of *Alexandrium catenella* have been reported since 1992 in Aysén and 1998 in the Los Lagos Region to the present. These events have generated environmental, social, economic and health catastrophes mainly in the years 2002, 2006, 2009 and 2016. However, in the last time the various appearances of *Pseudo-nitzschia* spp. have had a serious impact during some periods on the production of shellfish mainly in the years 2006, 2007 and 2009. The latter represents a risk to public health, as *A. catenella*, due to the content of ASP. The spatial and temporal patterns of both species are different in the records, however, what they do have in common is that there has been an increase in the coverage and frequency of these phenomena. In addition, although both are HAB species and are part of marine plankton, they have some contrasting or antagonistic characteristics in the differences between these two functional groups: dinoflagellates (*A. catenella*) and diatoms (*Pseudo-nitzschia* spp.).

Although the Chilean system based on monitoring has managed to prevent fatalities in the last bloom of 2016, it has not generated mitigation solutions and contingency plans based on prediction. This generates the consequent loss of effectiveness in the management actions before a HAB. HABs are a complex problem that may depend on the interaction of many biological, physical, chemical, climatological and anthropic factors. Adequate monitoring of the column of water and sediments (resistance cysts), long time series (> 30 years), understanding of the life cycles of microalgae, satellite images together with numerical and statistical models should be included in the search to forecast these phenomena and improve our understanding of the structures and processes that give rise to HABs.

In the world there are various models of prediction of these phenomena. From the simplest based on empirical relationships between predictive variables, to the most complex systems of artificial neural networks that require much expert statistical knowledge. The fact that certain technology is used in other latitudes is not ruled out for the national situation, but it must be adapted to the current Chilean situation. It is clear that the lack of records and long-term historical environmental data, as well as in real time during the HAB in Chile, is a serious obstacle to identify and understand the mechanisms that are involved in the triggering, intensity, extent and toxicity of these events. This limits our understanding of the relationship with natural and/or anthropic factors. We must be able to group the individual efforts, in order to generate a model with integrative capacity of this problem. Although, the initial costs for this model, the trained personnel and the computational requirement would be high, they would be balanced by the socioeconomic benefits that they bring. Higher protection of living

marine resources, prevention for public health and lower economic losses. The latter because it would not be necessary to paralyze the total fishing activity, a significant decrease in the purchase of seafood products (national and international) and an increase in monitoring costs for medical care.

ACKNOWLEDGEMENTS

Funding for this article was thanks to the project FONDECYT 1140385. The elaboration of this work was carried out with the help of the Department of Geophysics (DGEO), University of Concepción and the project "Chilean Integrated Ocean Observation System-CHIOOS" (INNOVA 15.5-IN.IIP) materialized with the contribution of Innova Bío-Bío at the University of Concepción.

CAPÍTULO III: ESTUDIO DE LOS FACTORES GATILLANTES DE EVENTOS DE FLORECIMIENTOS DE ALGAS NOCIVAS EN CHILE

Marco Sandoval B.^{1,2} & Carolina Parada^{1,2,3}

¹ Departamento de Geofísica, Universidad de Concepción, Concepción, Chile
²Chilean Integrated Ocean Observing System, Universidad de Concepción Concepción, Chile

³Instituto Milenio de Oceanografía, Universidad de Concepción, Concepción, Chile Corresponding author: Marco Sandoval B. (marcsandoval@udec.cl)

RESUMEN. Los Florecimientos de Algas Nocivas (FAN), también conocidos como "marea roja" son fenómenos naturales que se producen por la proliferación de algas tóxicas nocivas que causan un impacto negativo tanto al hombre como a los recursos naturales. Dos especies son relevantes en Chile: *Pseudo-nitzschia* spp. propensa a generar ácido domóico que es una neurotoxina asociada al Veneno Amnésico de los Mariscos (VAM) en el centro y norte de Chile, y *Alexandrium Catenella*, que ya ha generado varios casos de Veneno Paralizante de los Mariscos (VPM) en el sur de Chile. Aunque han habido estudios de la extensión, la toxicidad, el seguimiento y programas de monitoreo continuo, en la zona no se han observado mayores estudios en cuanto a la predicción de estos fenómenos. Para este fin, es de suma importancia identificar los factores desencadenantes de FAN para las especies frecuentes en el norte y sur de Chile. En este estudio, se utilizaron imágenes de color del océano de un producto intercalibrado denominado HERMES, y simulaciones del océano (basadas en el modelo ROMS) para realizar un estudio estadístico de los factores gatillantes de eventos de FAN, usando la clorofila-a como sustituto de la biomasa de fitoplancton. Además, se utilizó una metodología basada en Silva *et al.*, (2016), la cual plantea un Modelo Aditivo Generalizado (GAM) como análisis exploratorio para el estudio de las relaciones entre las variables ambientales predictoras

(*e.g.* temperatura, salinidad) y la variable que se quiere predecir (clorofila-a). Estas formas obtenidas de los GAM se reproducen lo más cercanamente posible mediante regresiones lineales o polinomiales. Luego un Modelo Lineal Generalizado (GLM) permite estimar los coeficientes de los predictores, su significancia estadística y el porcentaje de explicación de la clorofila-a para ambas especies. Se encontró que la radiación fotosintéticamente activa y la profundidad de la zona eufótica son las variables de mayor relevancia y participación en los análisis estadísticos y los modelos. Variables como la energía cinética de remolinos, la profundidad de la capa de mezcla, la turbulencia y la estratificación de la columna de agua, tienen una menor relevancia y participación. La temperatura, salinidad y densidad parecen no tener una mayor relevancia en ambas especies. Se discuten los resultados obtenidos, las limitaciones del estudio y los trabajos a futuro en el marco de un sistema integrado de predicción de estos fenómenos.

Palabras clave: Alexandrium catenella, FAN, Pseudo-nitzschia spp., GLM, GAM.

1. INTRODUCCIÓN

Los Florecimientos de Algas Nocivas (FAN) son fenómenos naturales provocados por alguna o algunas microalgas en aguas salobres o marinas, que en condiciones ambientales favorables, incrementan su número de manera explosiva alterando los ecosistemas de manera que los seres humanos las perciban como dañinas o nocivas (Programa FAN UNESCO/IOC, 2005). En el siglo pasado en Chile, se describe por primera vez el dinoflagelado Alexandrium catenella como principal causante de los FAN en la Región de Magallanes en 1972. Este organismo es identificado como fuente primaria del Veneno Paralizante de los Mariscos (VPM) (Guzmán y Campodónico, 1975) el que genera intoxicaciones que van desde un simple problema gastrointestinal hasta la muerte. En la actualidad, se ha observado en la Región de los Lagos, Aysén y Magallanes de forma casi anual, presentando fuertes proliferaciones en los años 2002, 2006, 2009 (Guzmán et al., 2012b) y 2016 (Hallegraeff, 2016). En cuanto al Veneno Amnésico de los Mariscos (VAM) en Chile, está asociado a diversas especies de la diatomea Pseudo-nitzschia: P. pseudodelicatissima (Hasle, 1965; Rivera, 1985), P. australis (Hasle 1972; Rivera, 1985), P. calliantha (Álvarez et al., 2009). A pesar de haber más especies de Pseudo-nitzschia en Chile, solo estas tres muestran presencia de Ácido Domóico (AD), una neurotoxina asociada al VAM (Ferrario et al., 2002; Álvarez et al., 2009; Seguel et al., 2010). Esta toxina puede causar pérdida temporal o permanente de la memoria (amnesia) en los seres humanos, entre otros síntomas graves. Sin embargo, por ahora ninguna de éstas especies ha estado relacionada a intoxicaciones humanas ni a mortandades masivas de organismos marinos, pero han
impactado seriamente durante algunos períodos la producción de mariscos, determinando el cierre de las áreas afectadas, y constituyendo una amenaza potencial permanente a la salud pública (Suárez *et al.*, 2002; López-Rivera *et al.*, 2009).

Las metodologías de pronóstico de estos fenómenos en el mundo son variadas. Existen esfuerzos que han intentado elaborar modelos de predicción tanto para el género Alexandrium (Stock et al., 2005; He et al., 2008; Mcgillicuddy et al., 2003, 2005, 2011; Blauw et al., 2006; Chapelle et al., 2010) como para las especies de Pseudo-niztschia (Anderson et al., 2009, 2010, 2011, 2014; Lane et al., 2009; Fernández-Riverola y Corchado, 2003; Blum et al., 2006; Giddings et al., 2014; Palma et al., 2010; Sacau-Cuadrado et al., 2003; Terseleer et al., 2013). Algunos de ellos ya se encuentran en pleno funcionamiento en el marco de sistemas de observación del océano (e.g. California-Harmful Algal Risk Mapping, http://www.cencoos.org/data/models/habs, Anderson et al., 2011). Por el contrario, en Chile dependemos exclusivamente de lo que realice el Programa Nacional de Vigilancia y Control de las Intoxicaciones por Fenómenos Algales Nocivos (R. Ex. Nº 24) del Instituto de Salud Pública (ISP), con sus muestreos quincenales o mensuales de la columna de agua y de mariscos de zonas definidas para detectar y vigilar las toxinas marinas en el país. Además, existe el extenso proyecto del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) llamado "Manejo y Monitoreo de Marea Roja en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes", el cual ha sido el esfuerzo más extenso (2006-2018) de caracterización de los eventos FAN en las tres regiones más afectadas, junto con el estudio de sus posibles precursores. La eficacia de estos sistemas de monitoreo depende de la frecuencia del envío de las muestras por parte de las regiones involucradas y del financiamiento disponible y obtenido por los diversos concursos. En este sentido, si bien el sistema chileno basado en monitoreos ha logrado prevenir víctimas fatales en las últimas floraciones (e.g. 2016), éste no ha generado soluciones de mitigación y planes de contingencia basado en la predicción.

La complejidad de la predicción de estos fenómenos está determinada por la variabilidad en la evolución y desarrollo de los eventos, resultado de los diversos patrones espaciales y la variación de los factores físicos, químicos y biológicos. Estudios en Chile indican que es más frecuente encontrar VPM en primavera-verano (Anderson, 1997; Villanueva, 2005; Seguel *et al.*, 2010) donde se observa mayor irradiación y temperatura (Fraga *et al.*, 1988; Gentien *et al.*, 2005; Villanueva, 2005; Granéli y Flynn, 2006; Uribe *et al.*, 2010). Además, sobre los 40°S se observa una mayor estabilidad de la columna de agua (Gentien *et al.*, 2005; Villanueva, 2005), que favorece la movilidad vertical de los dinoflagelados. Por su parte, *Pseudo-nitzschia* se asocia a la estación de primavera-verano (Bates *et*

al., 1998; Ferrario *et al.*, 2002; Anderson, 2006; Fehling *et al.*, 2006; Seguel *et al.*, 2010), con alta radiación (Shin, 1999) y está relacionada con zonas de surgencia de Chile (18°-28°S), pero también en Chiloé. Ésta especie utiliza el afloramiento de Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESS) hacia la superficie, donde aprovecha la alta concentración de nutrientes y radiación solar (Bates *et al.*, 1998; Shin, 1999; Trainer *et al.*, 2000; Anderson, 2006).

El objetivo de este estudio es aportar al estudio y caracterización ambiental de los ecosistemas en donde comúnmente se desarrollan los eventos FAN de *A. catenella y Pseudo-nitzschia spp* en la columna de agua en Chile. Además, mediante diversos análisis estadísticos, se pretende identificar variables claves que permiten pronosticar la ocurrencia de eventos FAN o al menos aportar en el conocimiento de factores gatillantes. La ocurrencia de eventos FAN puede estar condicionado para *A. catenella*, por ejemplo, por las anomalías positivas de temperatura, estabilidad y estratificación de la columna, reducción del viento, nutrientes, clorofila-*a* entre otros. Por otro lado, la ocurrencia de eventos FAN para *Pseudo-nitzschia* puede estar condicionada por indicadores como las anomalías negativas de temperatura, viento de surgencia, presencia de AESS e indicadores de turbulencia, clorofila-*a*, entre otros.

2. METODOLOGÍA

2.1 Zona de estudio

La zona de estudio se define en función de los rangos de la resolución espacial y temporal de los modelos hidrodinámicos que se ocupan en este trabajo, con límites geográficos dados por 45.50°S y los 26.51°S y 79.50° O y los 69.10° O (Fig. 3.1)



Figura 3.1 Imagen de la zona de estudio. Los rectángulos denotan las latitudes y longitudes de las zonas escogidos para análisis de eventos FAN de la Tabla 3.3. En rojo (a) para *Pseudo-nitzschia* spp. y en verde (b) para *Alexandrium catenella*. ZN: Zona Norte, ZS: Zona Sur. La línea punteada separa la ZN de la ZS.

Como observa en la Fig. 3.1, la zona de estudio abarca casi la totalidad de Chile. No obstante los rectángulos marcan las zonas de mayor interés debido a la cantidad de eventos registrados en esas regiones. Por tanto, cada rectángulo delimita una zona en la cual se extraerá información oceanográfica satelital y de los modelos hidrodinámicos para los eventos estudiados.

Se denominará como la "Zona Norte" (ZN) a aquella comprendida entre el límite norte y los 38°S y la "Zona Sur" (ZS) desde los 38° S hacia el límite sur. La ZS incluye a la Región de los Lagos (41° 28'S, 72° 56'O) y la parte centro-norte de la Región de Aysén (45° 34'S, 72° 03'O), zonas de alta importancia por altos avistamientos FAN. Estas zonas nos ayudarán a delimitar dos sistemas que tienen distinto comportamiento en cuanto a sus características oceanográficas así como en las especies de FAN que presentan.

La Fig. 3.2 muestra un esquema de los pasos realizados dentro de la metodología. Una explicación detallada se encuentra en las siguientes subsecciones.



Figura 3.2 Esquema de la metodología empleada. ROMS: Regional Ocean Modelling System, Cla Clorofila-a:, Rho: Densidad, Zml: Profundidad de capa de mezcla, Sal: Salinidad, Temp: Temperatura, Estat: Estratificación, PAR: Radiación Fotosintéticamente Activa, ZEU: Profundidad del fondo de la capa eufótica, EKE: Energía Cinética de Remolinos, Turb: Turbulencia, DINEOF: Data Interpolating Empirical Orthogonal Functions, 9PN: 9 grupos para *Pseudo-nitzschia* spp., 7AC: 7 grupos para *A. catenella*, ACP: Análisis de Componentes Principales, GAM: Modelo Aditivo Generalizado, GLM: Modelo Lineal Generalizado.

2.2 Salidas de ROMS

En relación al modelo ROMS, se utilizará dos productos de la versión Agrif (Regional Ocean Modelling System, http://www.romsagrif.org/). Este es un modelo de última generación utilizado ampliamente por la comunidad científica del área de modelación hidrodinámica (Shchepetkin y McWilliams, 2005; Penven et al., 2006). Se utilizará la configuración desarrollada en el marco del proyecto FIP "ID: 2012-56-DAP-17" (Parada et al., 2013, en adelante Modelo A). La configuración del modelo utiliza 32 coordenadas verticales sigma que siguen la topografía de la región de estudio y con 466 x 333 coordenadas curvilíneas horizontales. El área de modelación hidrodinámica comprende desde los 30°S a los 45°S y desde los 68°O a los 82°O (Fig.3.3a), con una resolución de ~4 km. La simulación responde a una simulación multidecadal que comprende el período entre el año 1993 y marzo del 2012. Las variables modeladas son componentes de velocidad (u, v, w), temperatura, salinidad y elevación del nivel del mar almacenadas diariamente. La otra configuración del modelo ROMS Agrif fue desarrollado en Combes et al., (2015) (en adelante, Modelo V). La grilla de la configuración del Modelo V, se extiende hacia el norte desde los 42.8°S a los 26.5°S y hacia el oeste desde la costa a 85.8°O (Fig.3.3b) con una resolución espacial de 1/24° (~3.87km en la altitud de Valparaíso) y 40 niveles verticales con resolución incrementada en la superficie. En la superficie, el modelo es forzado por los datos de ERA-Interim (de resolución espacial de 0.75°) y QuickSCAT (de resolución espacial 0.25°) desde el 2000 al 2008. Detalles del modelo externo que provee las condiciones iniciales y de contorno son descritas en Combes et al., (2015). Posee corrientes, temperatura, salinidad, clorofila-a y nitrato (NO₃⁻). Una diferencia clave entre ambos modelos es que el Modelo A incluye la descarga mensual promedio de los ríos Mataquito (34.99°S, 72.18°O), Maule (35.31°S, 72.40°O), Itata (36.38°S, 72.86°O), Bío bio (36.8°S, 73.16 °O), Cautín (38.78°S, 73.40°O), Bueno (40.24°S, 73.71°O), Valdivia (39.87°S, 73.41°O) y Maullín (41.59°S, 73.64°O) de la dirección general de aguas de Chile (DGA). Mientras que el Modelo V deriva los flujos de agua dulce por la formulación de Fairall et al. (1996) que calcula el estrés del viento superficial, flujos de calor y agua dulce desde promedios diarios de temperatura del aire de 2 metros de ERA-Interim, humedad relativa, precipitación, radiación de onda corta y larga, y promedios diarios de vientos de 10 m Quickscat.



Figura 3.3 Dominio y máscara de Modelo A (a) y el Modelo V (b).

2.3 Datos Satelitales

Para poder construir una serie de tiempo entre 1997 y 2012 y no tener diferencias de precisión entre los distintos productos de sensores disponibles, se utilizó un producto intercalibrado llamado HERMES (http://hermes.acri.fr/) del conjunto de datos GlobColour. Se obtuvieron datos diarios de clorofila-a (Cla), Radiación Fotosintéticamente Activa (en inglés, PAR) y Profundidad del fondo de la capa eufótica (en inglés, ZEU). Éstos presentan una cobertura de 4 km, provenientes de productos L3 combinados de SeaWIFS, MERIS, MODIS y VIIRS. La configuración de los datos descargados se puede observar en la Fig. 3.4 y la Tabla 3.1 define cada una de las variables.



Figura 3.4 Captura de pantalla de donde fueron descargadas los datos satelitales. Se observa que la configuración que se escogió y el área escogida fue de N = 16.96° S, S = 48.45° S, E = 69.10° O y O = 79.49° O.

Abreviación	Nombre	Descripción		
L3m	Grilla mapeada nivel 3,	Variables geofísicas que han sido proyectadas en una grilla espacial y temporal bien definidas.		
CHL1	Concentración de Clorofila (mg/m³).	Esta concentración de clorofila es para aguas "Tipo 1", o sea, aguas donde la concentración de fitoplancton domina sobre las partículas inorgánicas. Es comúnmente utilizado como un proxy para la biomasa de fitoplancton. Está calculada mediante un algoritmo que utiliza las reflectancias normalizadas en las longitudes de ondas originales del sensor, sin calibración (Maritorena y Siegel, 2005).		
PAR	Radiación fotosintéticamente disponible (Einstein/m ² day),	Es la media diaria de la densidad de flujo de fotones en el rango visible (400 a 700 nm) que pueden ser utilizados para fotosíntesis (Frouin <i>et al.</i> , 2002)		
ZEU	Profundidad del fondo de la capa eufótica (m).	Profundidad para la cual la irradiancia que se subduce en el agua es un 1% de su valor en la superficie. Caracteriza la capa superior del océano que puede soportar fotosíntesis de fitoplancton. Depende de la turbidez del agua (Morel <i>et al.</i> , 2007)		

Tabla 3.1 Variables satelitales escogidas

2.4 DINEOF

Para reconstruir los datos faltantes debido a la cobertura de nubes y otras limitaciones, se utilizó un método basado en las Funciones Ortogonales Empíricas (EOF) llamado Data Interpoling EOF (DINEOF; Toumazou y Cretaux, 2001; Beckers y Rixen 2003; Alvera-Azcárate *et al.*, 2005). El método permite una reconstrucción exacta en tiempo y espacio, al mismo tiempo que requiere un bajo tiempo de cálculo computacional (Alvera-Azcárate *et al.*, 2005). Para inicializar el algoritmo, se generó

un programa en Matlab que automatiza la lectura de datos para un año en particular y mes en particular de una variable específica. Los pasos se resumen a continuación:

- Eliminar "outliers": valores que fueran mayor a la media más cuatro desviaciones estándar y menores a dos desviaciones estándar menos la media (M. Correa, *com. pers.*).
- Eliminar imágenes: Solo fueron incorporadas en el análisis aquellas imágenes con más del 5% de información, o sea, que en cada imagen la cobertura de nubes + inválidos + sin medición + hielo fuera un máximo de 95% (Sirjacobs *et al.*, 2011; Wang y Liu, 2013; Li y He, 2014).
- Eliminar píxeles: Se eliminaron píxeles que en el mes tuvieran menos del 5% de los datos, o sea, que durante el mes en un píxel, la cobertura de nubes + inválidos + sin medición + hielo sea un máximo de 95% (Sirjacobs *et al.*, 2011; Wang y Liu, 2013).
- Promedio de procedimientos de intercalibración: Una misma variable puede estar calculada con distintos métodos (Métodos de promedio simple, de promedio ponderado y Modelo Garvar, Siegel, Maritorena o GSM; Maritorena y Siegel, 2005) que tienen la misma cantidad de información, pero son diferentes procedimientos para intercalibrar la información de todos los satélites. Sin embargo, hay casos en que un día en particular puede ser calculado con los tres métodos, con dos, con uno o simplemente no existe la variable para ese día. Por esta razón, para poder obtener mayor cobertura temporal de los productos se promediaron los métodos. Esta metodología puede acarrear errores o señales ruidosas, lo cual es discutido más adelante (ver Discusión).
- Número de modos y tamaño del subespacio Krylov: DINEOF utiliza un programa o algoritmo que calcula autovalores o vectores propios de forma iterativa basada en un método del tipo de Krylov. Esto es adecuado para los cálculos cuando solo se buscan algunos pares de valores propios y vectores propios (Toumazou y Cretaux, 2001). Basado en el Método Lanczos, uno del conjunto de métodos de tipo Krylov, DINEOF calcula solo los k valores singulares mayores y sus vectores asociados, que son precisamente los que queremos calcular (Toumazou y Cretaux, 2001). Sin embargo, DINEOF necesita que se especifique el máximo número de modos que se quiere calcular (NEV) y el máximo tamaño para el subespacio Krylov (NCV). Estos valores se pueden poner muy altos (pero más pequeños que la resolución temporal de los datos) porque DINEOF solo calculará el óptimo número de EOFs + 3. Con el fin de automatizar el proceso se definió NEV como la aproximación al entero mayor de N/2, con N el número de imágenes por mes, y NCV, como la aproximación al entero mayor del valor medio de 5 + NEV < N.</p>

Matriz: El producto es ingresado como una matriz, junto con su máscara, su resolución temporal y los valores de NEV y NCV, para ser interpolado por DINEOF. Ya que la clorofila no tiene una distribución gaussiana (nunca es menor que cero), y para evitar que solo los altos valores de la zona costera dominen la interpolación, antes de entrar a DINEOF se les aplica logaritmo en base 10 (Alvera-Azcárate *et al.*, 2012).

Finalmente, a pesar de tener una resolución similar a la de las salidas ROMS utilizadas, las imágenes de color del océano están referenciadas en distintas latitudes y longitudes que éstas y tienen una mayor cobertura latitudinal y longitudinal. Por esto, se procede a cortar las imágenes y luego interpolarlas a la grilla de las dos salidas de ROMS. De esta forma, se puede crear nuevos archivos por salida que contengan las variables de cada modelo, máscara, tiempo, longitud y latitud y también las imágenes satelitales. El resultado final se puede observar en la Fig. 3.5.



Figura 3.5 Imagen antes y después de utilizar el método de interpolación de DINEOF.

2.5 Índices y variables

Como se indica en la Sección 1 (Introducción), existen estudios que han relacionado las FAN de ambas especies con algunas variables físicas. Es por esto que se obtuvieron algunas variables e indicadores que cuantifican estos factores (Tabla 3.2). Para este fin, se hace un cálculo a partir de los productos de todos los años de las salidas de ROMS y para sus correspondientes climatologías. Para las variables Cla, Densidad (Rho), Profundidad de la Capa de Mezcla (Zml), Salinidad (Sal), Temperatura (Temp),

Estratificación (Estrat), PAR, ZEU y Energía cinética de Remolinos (EKE) se tomarán sus anomalías con respecto a la media (climatología), como indicador de un valor mayor que la condición media (>0) o menor que ella (< 0).

Tabla 3.2 Distintas variables calculadas a partir de las salidas de los modelos hidrodinámicos.							
Variable	Descripción	Rangos	Unidades	Referencia			
Presión	Cálculo de la presión dada la profundidad en cierta latitud.	[0 - 10000]	Decibars	Saunders (1981)			
$P = \frac{(1 - C1) - \sqrt{(1 - C1)^2 - 8.84 * 10^{-6} * z}}{4.42 * 10^{-6}}$ Con C1 función de la latitud y z la profundidad.							
Densidad del agua de mar	Cálculo de la densidad del agua de mar dada la salinidad, temperatura y presión.	[1020 - 1029]	kg/m³	Millero y Poisson (1981)			
$\rho = \rho_0 + S * (A + B * \sqrt{S} + C * S)$							
ρ							

 ρ luego se corrige por la presión: $\rho_P = \frac{\rho}{1 - P/K}$

-

Con A, B y ρ_0 funciones de la temperatura. S, salinidad, C constante y K función de la presión, la temperatura y la salinidad.

Energía	Energía cinética de los remolinos (por	[0 - 2000]	cm^2/s^2	Hormázabal e	?t
cinética de	unidad de masa) promediada en el tiempo,			al., 2004	
remolinos	en función de la anomalía del nivel del				
	mar.				

$$EKE = \frac{1}{2} \left[\langle (U_g - \langle U_g \rangle)^2 \rangle + \langle (V_g - \langle V_g \rangle)^2 \rangle \right]$$

Con Ug y Vg las velocidades geostróficas zonal y meridional respectivamente. () Denota promedio en el tiempo.

al.,

$$Ri = \frac{-\frac{g}{\rho}\frac{d\rho}{dz}}{\left[\frac{du}{dz}\right]^2} = \frac{N^2}{S^2}$$

Con u la componente zonal del viento, g gravedad.

Se obtuvo como la profundidad a la que el [0 - 250] Casault *et al.*, Profundidad m gradiente de la densidad era igual o mayor de la capa 2003 de mezcla que 0.01 kg m⁻³.

$$\left[\frac{d\rho}{dz}\right]_{i} = \frac{\sigma_{t,i+1} - \sigma_{t,i}}{z_{i+1} - z_{i}}$$

$\operatorname{Con} \sigma = \rho - 1000$					
Anomalía		Determina la estratificación midiendo la $[0-100]$ J/m ³	Simpson et al.,		
de la		energía requerida para mezclar	1979		
Energía	rgía completamente lo columna de agua. Para				
Potencial		condiciones homogéneas, es cercano a			

cero.

$$\phi = \frac{g}{h} \int_0^h (\rho - \bar{\rho}) z dz$$

Con h la profundidad de la columna de agua y z la coordenada vertical (positiva hacia arriba).

Por otro lado, se diseñó un índice de surgencia basado en el de Benazzouz *et al.*, (2014). Ellos proponen un índice a partir de la diferencia entre la máxima temperatura superficial del mar (TSM) lejos de la costa menos la mínima TSM en la costa. Esto se basa en que la surgencia conduce al bombeo ascendente de agua subsuperficial más fría, por lo que el fenómeno puede ser identificado de manera distintiva por la baja TSM estacionalmente variable en el área costera, en comparación con el promedio de la TSM en la misma latitud (Benazzouz *et al.*, 2014). De esta forma, cuando el índice es positivo (negativo), indica que la máxima TSM mar afuera es mayor (menor) que en la costa, por lo que una surgencia (subsidencia) está ocurriendo. De tal manera que el índice se calcula:

$INDX_{(lat,time)} = maxTSM_{offshore(lat,time)} - minTSM_{inshore(lat,time)}$

Para realizar este índice, se utilizan algoritmos de búsqueda para localizar en todo el período de estudio por latitud, donde son los puntos donde ocurren con mayor frecuencia las localidades de menor y mayor TSM. En el estudio realizado aquí, se define que lo costero tiene que estar a menos de 300 km de distancia desde la costa y a menos de 650 metros de profundidad para el Modelo A y 1000 metros para Modelo V. Además se tuvo que modificar a mano algunas características de la batimetría que perjudicaban el cálculo de este índice (*e.g.* las islas).

Para ver la variación longitudinal costa-océano de las distintas variables, se generaron índices utilizando la misma base que Benazzouz *et al.*, (2014). Sin embargo, estos índices se realizaron diferenciando la propiedad máxima en la costa menos la propiedad mínima en mar abierto (excepto para la Temp).

$INDX_{(lat,time)} = maxVAR_{inshore(lat,time)} - minVAR_{offshore(lat,time)}$

Con VAR siendo las variables de la Tabla 3.3 más la Cla, ZEU y PAR.

Debido al largo proceso que significaría analizar todos los índices y variables antes mencionadas en todas las latitudes y todo el período disponible, se seleccionaron rectángulos de ciertas latitudes y longitudes donde hayan ocurrido eventos en el período de estudio (Fig. 3.1), así como promedios mensuales. Las latitudes y longitudes escogidas se presentan en la Tabla 3.3.

Zona	Localidad	Latitud	Latitud	Longitud	Longitud	Numero de eventos (eventos
Lonu	Locuntut	Norte (°)	Sur (°)	Oeste (°)	Este (°)	efectivos)
Pseudo-nitzschia ssp.						
ZN	1PN	25.64	27.60	71.35	70.15	52 (19)
	2PN	29.40	32.50	72.02	70.77	18 (15)
	3PN	32.77	33.77	72.14	71.14	1 (1)
	4PN	33.46	34.46	72.37	71.37	1 (1)
	5PN	34.84	36.46	73.28	71.94	4 (4)
	6PN	36.11	37.72	73.82	72.45	10 (9)
ZS	7PN	40.08	41.08	74.23	73.23	1 (1)
	8PN	40.97	44.01	74.27	71.88	32 (26)
	9PN	43.66	46.30	74.56	72.31	55 (2)
Alexandrium catenella						
ZN	1AC	26.63	27.63	71.36	70.36	1 (1)
	2AC	29.45	30.75	71.99	70.83	5 (4)
	3AC	32.53	33.56	72.13	71.03	2 (2)
ZS	4AC	40.96	42.63	74.01	71.81	52 (39)
	5AC	41.86	43.92	74.77	72.52	101 (46)
	6AC	43.11	45.54	74.60	72.30	56 (23)
	7AC	44.90	46.07	74.20	71.56	18 (16)

Tabla 3.3 Tabla que indica las latitudes y longitudes de los rectángulos escogidos para análisis de eventos. Eventos efectivos son los que se van a ver en las posteriores imágenes, ya que al ser promedios mensuales, solo se observará uno cuando hav varios en un mismo mes.

Se realizó un promedio en las latitudes y períodos donde se solapaban ambos modelos hidrodinámicos (entre 2000-2008 y entre 30°-42.8°S y 70°-82°O aproximadamente). De tal forma que para ciertos rectángulos, quedan desde 1997 a 1999 con información del Modelo A, del 2000 al 2008 con un promedio del Modelo A y Modelo V y desde 2009 hasta 2012 con información del Modelo A. Otros rectángulos (más al norte que 30°S) pueden quedar solo con información del Modelo V (del 2000 al 2008), y otros rectángulos (más al sur que 42.8°S) pueden quedar solo con información del Modelo A (de 1997 al 2012). Así, se obtienen nueve grupos para *Pseudo-nitzschia* spp. y siete para *Alexandrium catenella* (Tabla 3.3). Fueron generados archivos NetCDF de los distintos grupos donde se guardaron todas las variables e índices de la Tabla 3.2, la climatología (promedio) de las variables y también su anomalía.

2.6 Análisis estadísticos

Una vez obtenidas las series de tiempo de las variables por grupo, se procedió a realizar un análisis de correlación de Pearson para ver la relación lineal entre las distintas variables. Principalmente, como Cla se puede usar como un agente o sustituto de las floraciones fitoplanctónicas, se analiza con especial énfasis la relación entre las variables con la clorofila en cada localidad.

Por otro lado, para reducir el número de variables a analizar se realizaron Análisis de Componentes Principales (ACP) para las variables en cada localidad. Una vez obtenidos los componentes principales (CP) en cada localidad, se calcula $E\sqrt{\lambda}$ donde E es el patrón espacial de cada CP y λ los valores propios. Esto equivale a calcular la correlación entre cada variable y la CP (siempre que se ingresen anomalías estandarizadas). Después se calcula la comunalidad para cada variable y porcentaje de varianza explicada. En el ACP, las comunalidades son las sumas de los cuadrados de las correlaciones para cada variable (diagonal de la matriz de correlación). Esto indica, en el caso de la matriz de correlaciones, que la comunalidad es el porcentaje de varianza explicado por los componentes principales de la variable original determinada. El porcentaje de varianza explicada se calcula dividiendo cada correlación al cuadrado por la comunalidad (León-González *et al.*, 2008). Finalmente, se realizan espectros de energía para cada uno de las CP calculadas de las localidades, de tal manera de distinguir las oscilaciones o variabilidad temporal de cada CP.

2.7 Enfoque de modelación estadistica

Para identificar las relaciones entre la Cla y el conjunto de variables ambientales, se utilizó el enfoque metodológico aplicado por Silva *et al.*, (2016) (basado en Agenbag *et al.*, 2003). Este trabajo representa el primer esfuerzo de modelación multivariada para series espacio-temporales de abundancia absoluta y relativa de organismos FAN, utilizando los datos históricos del Programa de Monitoreo de Marea Roja en Chile. Para este fin, utilizan un Modelo Lineal Generalizado (GLM, Generalized Linear Model). Éste amplía el modelo lineal general, de manera que la variable dependiente está relacionada linealmente con los factores y las covariables mediante una determinada función de enlace (McCullagh y Nelder, 1989):

 $Y = \alpha + \sum_{i=1}^n \beta X_i + \varepsilon$

Con *Y* siendo la respuesta, X_i los predictores, $\alpha \neq \beta$ parámetros, $\forall \epsilon$ el error. La función de enlace es una función del valor esperado de *Y*, *E*(*Y*), como una combinación lineal de las variables predictoras. Una función de enlace *g* tal que:

$E(Y) = \mu = g^{-1}(X_i)$

Con μ siendo la media de Y. En un GLM, se asume que la variable dependiente está generada por una función de distribución de la familia exponencial. Los predictores pueden ser variables continuas o categóricas. Sin embargo, si esperamos *a priori* que existan patrones no lineales entre las variables respuesta y las explicativas, o bien estos se revelan tras el examen de los gráficos diagnóstico de un GLM, es razonable emplear primero un enfoque de Modelo Aditivo Generalizado (GAM, Generalized Additive Models) (Silva et al., 2016). Un modelo aditivo extiende el modelo lineal permitiendo que las funciones lineales de los predictores sean reemplazadas por la suma de funciones suavizadas (splines) de estos predictores. La ventaja del GAM es que no está limitado a las expansiones de base global de sus covariables. En su lugar, puede usar un rango de bases spline penalizadas que pueden adaptarse mejor a los datos en lugar de imponer una forma funcional particular como lo hace el modelo polinomial (GLM). Debido a esta naturaleza global, el polinomio puede ser demasiado inflexible para muchas relaciones no lineales. Como la base spline es local, el ajuste a una variable cualquiera está dominado en gran parte por los valores de la respuesta alrededor de la misma variable (N. Hendrix com. pers.). De esta forma, si bien los GAMs pueden llegar a utilizar más grados de libertad que los modelos polinomiales, mejoran sustancialmente el ajuste al incorporar la no linealidad y la regresión no paramétrica, así como no asumir una dependencia fija de una respuesta en un predictor. La forma general del modelo lineal queda:

$Y = \alpha + \sum_{i=1}^{n} f_i(X_i) + \varepsilon$

Los f_i generalmente son desconocidos y son estimados utilizando suavizadores de dispersión (Mathsoft, 2001). De esta manera, un GAM da la relación estimada entre los términos individuales ajustados y cada uno de los predictores correspondientes (Hastie y Tibshirani, 1990). Entre las bondades de estos modelos está la no necesidad de probar que las variables son independientes y si tienen o no una distribución normal.

El enfoque utilizado construye como primera etapa un GAM como un tipo de análisis exploratorio para examinar gráficamente la forma de la relación entre las variables. Después, se trata de encontrar un GLM que aporte una forma cercana (modelando con polinomios) y describa adecuadamente los datos evitando las complejidades inherentes a los GAM. Estos modelos fueron implementados en el software estadístico R. En la construcción de los GAM y GLM, los efectos del mes, estación y localidad son incluidos como variables categóricas en todos los modelos. La variable de respuesta Cla, es transformada utilizando la función logaritmo (base 10) para reducir la asimetría de la distribución. Esta transformación, resulta en una distribución normal de los datos, necesario para el GLM.

En el GAM, suavizadores tipo curvas de regresión cúbicas (cubic) y de placas delgadas (thin plate) se utilizaron para estimar las funciones no lineales (Hastie, 1992), la distribución de la variable dependiente (Cla) fue Normal y la función de unión como Identidad (Identity). Se ocupa la misma distribución y función de unión para el GLM. El rango de variación de los términos suavizados obtenidos a partir de los modelos GAM proporciona una indicación de la importancia relativa de cada uno de los predictores en la explicación de la variación observada de la variable respuesta. De esta forma, se pueden eliminar variables con baja contribución o significancia. Además, se escoge entre varios modelos formulados con el Criterio de Información de Akaike (AIC, Sakamoto *et al.,* 1986), análisis de varianza (ANOVA, Chambers 1992), la varianza explicada (R²) y la puntuación de validación cruzada generalizada (en inglés GCV, Hardle 1994; Wasserman 2006) de los GAMs ajustados. Otro criterio utilizado para elegir entre varios GLMs, fue considerar las relaciones obtenidas en la Sección 3.2 y 3.3 (Resultados), ya que así se pueden descartar algunos artefactos propios de los modelos estadísticos o considerar correspondencias no identificadas.

3. RESULTADOS

3.1 Descripción del sistema

A continuación, se muestran imágenes de las climatologías para observar los valores típicos de las variables e índices en los niveles superficiales de ambos modelos (A y V). De esta manera se pueden determinar las condiciones promedio de la zona de estudio y las distintas variaciones espaciales y temporales, para más adelante poder compararlo con anomalías que puedan ocurrir durante eventos FAN. Así también permitirá ver las diferencias entre ambos modelos. Las variables consideradas son la Temp, Sal, Cla, Rho, Zml, Turbulencia (Turb), Estrat, PAR, ZEU y EKE.

3.1.1 Temperatura

En la Fig. 3.6 se observa ambas climatologías de temperaturas superficiales para el Modelo A y V. Ambas presentan un patrón general parecido con algunas diferencias en la longitud de la lengua cálida entre 79° y 78°O en el modelo A y en la costa, donde se observa un mayor gradiente en el Modelo V. La diferencia máxima entre modelos muestra un rango de -2.5 y 1.3°C. Ésta muestra una similitud en la costa en la parte más al norte (entre los 30° y 34°S), y también se empieza a dilucidar en la costa de la ZS (~41°S). Es en la zona central y en mar abierto (> 300 km) donde el Modelo A muestra mayores temperaturas que el Modelo V.



Figura 3.6 La climatología (promedio) de temperatura superficial entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, derecha).

Como explicado anteriormente en la Sección 2.5 (Metodología: Índices y variables), se calculó un índice de surgencia para ambos modelos siguiendo la metodología propuesta por Benazzouz *et al.* (2014). En este caso, valores positivos del índice indican surgencia y a su vez presencia del AESS (ver Anexo) que es justamente el agua que aflora en la surgencia. Se observa en ambas figuras (Fig. 3.7) un ciclo anual marcado en donde la surgencia aparece entre octubre y abril cada año, con diferencias en la intensidad, duración y cobertura entre los modelos.



Figura 3.7 Imagen del índice de surgencia generado a partir de los valores de temperatura superficial para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008). Las líneas negras delimitan la zona en común de ambos modelos. El contorno blanco indica diferencias entre la temperatura máxima mar afuera (> 300 km) y la temperatura mínima en la costa de -1°C, el morado de 0°C y el negro de 1°C. De esta forma, valores mayores que 0 indican surgencia y menores subsidencia.

En la Fig. 3.7 la comparación de los índices de surgencia de ambos modelos con tiempo y latitud en común se muestran similares. Ambos modelos se comportan de igual forma en la zona entre 30 y 42° S mostrando los patrones de surgencia entre octubre y abril cada año. Sin embargo, existen menores diferencias como la intensidad de la surgencia en algunas latitudes y años en particular. Las diferencias más marcadas se observan en los dominios individuales de ambos modelos, donde se observa que en el Modelo V los períodos de surgencia y subsidencia están presentes en todas sus latitudes. No obstante, al sur de los 42°S en el modelo A, se observa una surgencia muy debilitada e incluso períodos de subsidencia interrumpen la surgencia en algunas zonas. La diferencia de los indices normalizada por la suma de ellos es una forma de comparar la variabilidad, sin importar las diferencias de magnitud entre ambas variables en cada modelo. En la Fig 3.8 los valores cercanos a cero (colores más verdosos, Fig 3.8 arriba) corresponden a regiones donde ambos índices se comportan de manera similar, lo que ocurre en gran parte del dominio. Los valores mayores (menores) que cero, asociados con colores más rojos (azules), indican una surgencia (subsidencia) más intensificada en el Modelo A versus el Modelo V. La correlación (Fig 3.8. izquierda) muestra una fuerte relación lineal sobre todo entre los 34 y 42.5°S, y el panel de la derecha muestra una similitud en los valores de la media y la desviación estándar de ambos modelos.



Figura 3.8 Diferencia de índices normalizados de surgencia de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menor) que el Modelo V. El contorno negro marca los valores 0. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de ambos índices. Std: Desviación estándar.

3.1.3 Densidad

La densidad muestra un patrón parecido al de la salinidad para ambos modelos en la Fig. 3.12. Se observa con mayor notoriedad la pluma de los ríos que bajan la salinidad y por tanto la densidad en el Modelo A. Sin embargo, el frente de densidad que se observa en el Modelo A es más acotado entre los 80° y 75°O, debido quizás a la fuerte influencia de la temperatura costera. La diferencia máxima entre modelos muestra un rango de -4 y 0.7 kg/m³. El modelo V sigue mostrando un patrón de mayor variabilidad con fuertes gradientes en la costa. Como se observa en el Anexo, la densidad es mayor en la ZN que en la ZS. Sin embargo, se observa un frente de alta densidad que proviene del suroeste, probablemente asociado a las bajas temperaturas.



Figura 3.9 La climatología (promedio) de densidad superficial entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, derecha).

El patrón de la densidad sigue un ciclo anual con valores más altos en la costa que en mar abierto (> 300 km) entre noviembre-diciembre hasta principios de abril. Para el Modelo V, solo se aprecian valores negativos del índice en la ZS en los períodos de otoño-invierno (Fig. 3.9), pero para el Modelo A este patrón puede ir tan al norte de los ~35°S, con valores aún menores que en el Modelo V. Esta densidad menor y centrada en cero durante estos períodos, probablemente se deba por la fuerte presencia de agua dulce en el sur durante el período otoño-invierno. De esta forma, el ciclo anual de la densidad se observa modulado por la temperatura, pero los valores de estos patrones se muestran afectados por la salinidad. Valores positivos de este índice en gran parte pueden relacionarse con la surgencia y la intrusión de AESS, pero también puede verse fuertemente afectado por la entrada de agua dulce y más fría de los ríos, así como el derretimiento de hielos en verano.



Figura 3.10 Imagen del índice de densidad generado a partir de los valores de densidad superficial para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008). Las líneas negras delimitan la zona en común de ambos modelos. El contorno blanco indica diferencias de -1 kg/m³, el morado de 0 kg/m³ y el negro de 1 kg/m³.

En la Fig. 3.14 se observa una similitud entre los índices de densidades superficiales de ambos modelos, puesto que la mayoría de los valores están centrados en cero. La excepción se asocia los valores más al sur de los 36°S, en donde el Modelo A muestra una menor densidad producto de la influencia de ríos. De todas formas, tanto la correlación como las diferencias indican magnitudes similares con una variabilidad común en todas las latitudes.



Figura 3.11 Diferencia normalizada de índices de densidad de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menores) que el Modelo V. El contorno negro marca los valores 0. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de ambos índices. Std: Desviación estándar.

3.1.2. Salinidad

La salinidad del Modelo A muestra un frente entre los 37° y 36°S que también se observa en el Modelo V pero con diferentes valores de salinidad. El Modelo A, presenta menor variación de salinidad mar abierto (> 300 km). En cambio el Modelo V muestra diferentes variaciones de salinidad disminuyendo hacia el sur. Eso último se aprecia mejor en el Modelo A especialmente en la ZS. La diferencia entre ambos lo confirma (rango de -5 y 0.26 psu), demostrando una consistencia entre ambos más al norte que en el centro, donde aparecen valores negativos. Una explicación para esta significativa diferencia, puede ser la inclusión de descarga mensual promedio de ríos en el Modelo A (ver sección 2.2 en Metodología); estás son las manchas más obscuras en la Fig. 3.9.



Figura 3.12 La climatología (promedio) de salinidad superficial entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, derecha).

Como es de esperarse, los valores del índice de salinidad costera para el Modelo A (Fig. 3.10) están bastante centrados en valores negativos (valores de entre -4.5 y -1 psu) y cero. Esto se puede deber a la presencia de ríos que generan una menor salinidad en la costa que en mar abierto (cabe recordar que en este caso es la mayor salinidad en la costa menos la menor salinidad en mar abierto). Valores positivos de este índice también pueden indicar surgencia ya que denota un aumento de salinidad superficial producto del afloramiento del AESS. La Fig. 3.10 también muestra que el Modelo V posee mayor variación en sus valores, permitiendo distinguir un ciclo anual con valores máximos de salinidad costera entre octubre y abril, destacando la presencia de la surgencia. Sin embargo, mostró mayor desplazamiento temporal con retrasos o adelantos de ésta. A pesar de esto, en dominio del tiempo y espacio común, se pueden ver estructuras similares aunque con leve diferencia temporal e intensidad espacial (Fig. 3.11).



Figura 3.13 Imagen del índice de salinidad generado a partir de los valores de salinidad superficial para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008). Las líneas negras delimitan la zona en común de ambos modelos. El contorno morado indica diferencias entre la salinidad mínima mar afuera (> 300 km) y la salinidad máxima en la costa de 0 psu.

En la Fig. 3.11 se muestra una diferencia centrada en cero con valores negativos entre 34 y 40°S producto de la menor salinidad del Modelo A versus el Modelo V. Esto además se comprueba al ver la pequeña diferencia entre las medias y la desviación estándar. Sin embargo, solo existen altas correlaciones significativas en los sectores de más al norte (donde hay menos ríos) y a los 37-39°S (r=0.4)



Figura 3.14 Diferencia de índices normalizados de salinidad de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menores) que el Modelo V. El contorno negro marca los valores 0. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de ambos índices. Std: Desviación estándar.

3.1.4 Energía Cinética de los Remolinos

Se observa que (Fig. 3.15) que el Modelo A estima valores de EKE muy altos especialmente en la costa de la ZS de Chile, comparado con el Modelo V. Esto se debe al cálculo de la EKE a través de las velocidades geostróficas derivadas a partir de la anomalía del nivel del mar entregado por ROMS, como se puede observar en el Anexo. A pesar de esos altos valores de EKE, ambos modelos muestran un aumento de la EKE en algunas zonas costeras y una muy baja EKE mar abierto (> 300 km). Esta diferencia de magnitudes entre ambos modelos, se cuantifica con una diferencia normalizada por la suma de ambos modelos (Fig. 3.15 derecha). En este caso, el rango de valores no es relevante, sino el signo de ellos. La diferencia entre ambos nos muestra valores negativos en la ZN y mar abierto, pero en la costa de la ZS existe una diferencia mayor y positiva.



Figura 3.15 La climatología (promedio) de EKE entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia normalizada por la suma entre ambos (A menos V, derecha).

La variabilidad de la EKE no muestra patrones temporales o expansiones espaciales como se puede observar en la Fig. 3.16, ya que para ambos modelos es bastante ruidosa. Sin embargo, en el Modelo A bajo de los 40°S se observan valores del índice en su mayoría positivos e incluso mayores en la zona de canales y fiordos (44 a 45°S). El Modelo V muestra más valores cero y negativos con algunos escasos eventos de EKE mayor en la costa. En este caso, valores positivos del índice están más asociados a la recurrencia de algunos fenómenos de mesoescala atribuibles a remolinos o meandros que se originen en la Corriente Perú-Chile (Hormazábal *et al.*, 2004), o fenómenos de menor escala como turbulencia y mezcla por el viento o por surgencia.



Figura 3.16 Imagen del índice de EKE generado a partir de los valores de EKE superficial para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008).

La Fig. 3.17 muestra la diferencia entre modelos, no logrando distinguir ningún patrón espacial o temporal en ella, así como tampoco algún predominio claro de valores positivos, cero o negativos. Sin embargo, es útil de ver la diferencia de medias y desviaciones así como la correlación, que indican valores cercanos y con una relación lineal alta y significativa en la zona más al sur de Chile.



Figura 3.17 Diferencia normalizada de índices de EKE de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menores) que el Modelo V. Además

se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de ambos índices. Std: Desviación estándar.

3.1.5 Profundidad de la Capa de Mezcla

Se aprecia en la Fig. 3.18 que ambos modelos representan de igual forma la profundidad de la capa de mezcla. Se observa una mayor profundidad en mar abierto (> 300 km) producto de que en esta zona no hay influencia ni de surgencia, ni de agua dulce, por lo que la estratificación es reducida y el efecto del viento puede hacerse notar hasta altas profundidades. Por otro lado, efectos de agua dulce y evaporación, conducen a una mayor estabilidad por lo que la capa de mezcla en las costas se muestra menos profunda (Mellor y Durbin, 1975). Al depender de la densidad, es más profundo en mar abierto en el Modelo V dado que la temperatura y salinidad son mayores que en el Modelo A. La diferencia normalizada por la suma entre ambos muestra una similitud en la costa pero con mayores valores en el Modelo V que se observan en las regiones de descarga de ríos.



Figura 3.18 La climatología (promedio) de la Zml entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, derecha).

En la Fig. 3.19 se observa que ambos modelos presentan una gran cantidad de valores cero del índice (colores verdes). El Modelo A muestra un valor positivo del índice al sur de los 40°S (Fig. 3.19 derecha), es decir, es mayor la capa de mezcla en la costa que en el océano en esas latitudes. Esta característica se observa durante todo el año según la Fig. 3.19 con mayor intensidad entre julio y enero. El Modelo V por otro lado, marca de mejor manera el ciclo anual de la profundidad de la capa

de mezcla (Fig. 3.19 izquierda) con mayor profundidad en la costa entre octubre y enero y mayor intensidad más al sur de 40°S (ver Anexo).



Figura 3.19 Imagen del índice de Zml generado a partir de los valores para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008). Las líneas negras delimitan la zona en común de ambos modelos.

La diferencia normalizada en la Fig. 3.20 nos muestra una similitud entre ambos modelos sobre todo en el período otoño-invierno, sin embargo, existen mayores valores para el Modelo A en la diferencia de medias y comparten muy poca variabilidad (-0.3 < r < 0.3).



Figura 3.20 Diferencia normalizada de índices de Zml de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menores) que el Modelo V. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de ambos índices. Std: Desviación estándar.

3.1.6 Turbulencia

La parcela, perturbada verticalmente desde su posición inicial, experimenta una aceleración vertical. Si la aceleración vuelve a la posición inicial, se dice que la estratificación es estable y la parcela oscila verticalmente con frecuencia angular N > 0 (con N frecuencia de boyantes, ver Tabla 3.2). En ambos modelos se observan condiciones un tanto distintas. En ambos modelos se observan condiciones estables (Ri > $\frac{1}{4}$) en mar abierto (> 300 km) y condiciones de alta turbulencia (Ri < $\frac{1}{4}$) en la costa. La diferencia máxima entre modelos muestra un rango de -0.4 y 0.5. Sin embargo el Modelo A intensifica la estabilidad más hacia el sur y en algunas zonas donde existe entrada de agua dulce (ríos, canales, etc.). Por su lado, en el Modelo V se muestra más intensificado en la ZN (Fig. 3.21).



Figura 3.21 La climatología (promedio) de la turbulencia superficial entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, derecha).

Cabe mencionar que valores negativos del índice (Ri) implican valores negativos de N² (es decir, N complejo), es decir, la aceleración se aleja de la posición inicial y la parcela continuará moviéndose en la dirección de la perturbación. Se dice que la estratificación es inestable producto de gradientes de densidad inestables (*e.g.* enfriamiento del agua superficial en las noches de invierno, quedando agua fría sobre agua cálida). A este fenómeno se le conoce como "vuelco convectivo". En tales circunstancias, la magnitud de Ri negativo generalmente no es de interés (Turner, 1973).

Debido a la interpretación de este indicador con sus dos valores umbrales (Ri $< \frac{1}{4}$ y Ri $> \frac{1}{4}$), no se puede generar un índice como los hechos anteriormente.

3.1.7 Estratificación

Podemos observar en esta variable, que la Estrat es mayor en la ZN con un cambio brusco debido a la interrupción de la plataforma continental, lo que hace que en la costa disminuya considerablemente (Fig. 3.22). El Modelo A, sin embargo, nos ayuda a divisar una estratificación importante (> 200 J/m³) producto de los ríos y canales, aumentando los valores en ciertas zonas. Esto quiere decir que más energía es requerida para mezclar completamente lo columna de agua. La diferencia entre ambos muestra una zona donde los valores son iguales principalmente en la zona centro de Chile (color celeste encerrado en contorno negro). Por el contrario, el Modelo A muestra mayores valores de Estrat

en comparación al Modelo V en la costa (34° a 42°S), pero no así en la zona más al norte como en la más al sur del dominio (colores celestes).



Figura 3.22 La climatología (promedio) de estratificación superficial entre 1997 y 2012 del Modelo A (izquierda), entre 2000 y 2008 para el Modelo V (centro) y a la diferencia entre ambos (A menos V, derecha).

El modelo A y V nos permiten ver que existen ciertos ciclos anuales en los cuales la Estrat costera se equiparaba o era mayor que la Estrat mar abierto (> 300 km). Esto sucede a fines de abril hasta fines de octubre y es mucho más marcado en la ZS (Fig. 3.23). Se puede pensar que en el período de invierno, aumentan las lluvias y los caudales de los ríos, lo que define una mayor Estrat en la costa. De esta forma, valores negativos de este índice pueden indicar una alta mezcla en la costa con respecto al mar abierto. Esta alta mezcla puede ser producto de intensificación de vientos, turbulencia, influencia de ríos, entre otros.



Figura 3.23 Imagen del índice de Estrat generado a partir de los valores de Estrat superficial para el modelo A y V en el mismo período de tiempo (2000-2008). Las líneas negras delimitan la zona en común de ambos modelos. El contorno blanco indica diferencias de -0.5 J/m³, el morado de 0 J/m³ y el negro de 0.5 J/m³.

La diferencia de los índices normalizados (Fig. 3.24) permite observar la similitud de comportamiento entre ambos índices, pero con valores mayores (colores rojos) de la Estrat en el Modelo A versus el Modelo V en los períodos de otoño-invierno debido probablemente a la descarga de ríos (abril a agosto). La diferencia de medias y desviación estándar, así como la correlación, muestran valores en promedio menores y con mayor desviación estándar para el Modelo A (Fig. 3.24), pero con una fuerte relación lineal entre modelos como se observa en la correlación, sobre todo en la zona centro de Chile (r>0.6).



Figura 3.24 Diferencia normalizada de índices de estratificación de modelo A y V en latitud y tiempo en común (panel superior). Los colores rojos (azules) indican zonas donde el Modelo A tiene magnitudes mayores (menores) que el Modelo V. El contorno negro marca los valores 0. Además se muestra la correlación (izquierda) y la diferencia de la media y desviación estándar (derecha) en el tiempo de ambos índices. Std: Desviación estándar.

3.1.8 Color del océano

Para los datos del color del océano (Cla, PAR y ZEU) se debe aclarar lo siguiente. Aunque son datos satelitales y no son parte de los modelos, se extrajeron estos datos y se interpolaron para el dominio de la grilla de los dos modelos como se explicó anteriormente. Además, los períodos de ambos modelos son distintos, es por ello que las climatologías de los datos del color del océano serán distintas. No obstante las Fig. 3.25 y 26 son solo las imágenes satelitales no interpolados y en todo el período del satélite (1997-2012).



Figura 3.25 De izquierda a derecha se muestra la climatología (promedio) de la Cla, PAR y ZEU entre 1997 y 2012.

Se observa una alta concentración de clorofila en la costa sobre todo a los 37° S y se divisa una baja importante en el noroeste del océano abierto; probablemente la zona oligotrófica del Giro Subtropical del Pacífico Sur (Fig. 3.25 izquierda). Por otro lado, existe una mayor PAR en mar abierto (> 300 km) con una disminución progresiva hacia la costa y hacia el sur (Fig. 3.25 al medio). Por último, se aprecia que la profundidad de la capa eufótica (Fig. 3.25 derecha) es mayor en la zonas de mayor profundidad cerca de la fosa y en algunos puntos importantes en la costa, como en Chiloé (ZS) y al norte de 34°S. Esto puede estar limitando las FAN a estas dos zonas, recordando que esta variable depende tanto de la PAR, la turbidez del agua, la Zml y la mezcla producto de la turbulencia y el viento.



Figura 3.26 Imagen de los índices de Cla (arriba), PAR (al medio) y ZEU (abajo) generados a de 2000-2008. El contorno blanco indica diferencias de -10 (mg/m³, E/m²day, m) el morado de 0 (mg/m³, E/m²day, m) y el negro de 10 (mg/m³, E/m²day, m).

El índice de Cla evidencia un importante ciclo anual con máximos entre octubre y abril (Fig. 3.26 arriba) más marcada desde el 2003. En los primeros años no se observa con tanta claridad estos máximos e incluso antes del 2000 (no mostrado). Existen dos posibles explicaciones de este fenómeno que se elabora en la Discusión: (1) antes del 2003 si ocurrían eventos de surgencia (Fig. 3.7), pero no necesariamente con alta proliferación de fitoplancton. (2) A partir del año 2002, este producto fusionado e intercalibrado de color del océano se le agregó el satélite Aqua con el instrumento MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) en él. Esto generó una diferencia de valores en la calidad de los datos de color del océano a partir del año 2002 hasta la actualidad (Maritorena et al., 2010). El índice de PAR por su parte, muestra un aumento o disminución de la insolación o de la cantidad de radiación disponible para la fotosíntesis. En la Fig. 3.26 (al medio) pareciera mostrar un ciclo anual con máximos costeros entre octubre y abril, o sea, primavera y verano en el hemisferio sur. En las latitudes de 34 a 37° S es donde más intenso se observa este patrón, sobre todo entre 1998 (no mostrado) y 2002. En la ZS, en los 45°S pareciera haber máximos centrados en enero todos los años, pero en ciertos años particulares alcanzan más al norte (e.g. 2010). Por último, el índice de ZEU nos muestra los aumentos o disminuciones de la capa que efectivamente puede soportar proliferaciones de fitoplancton. Un índice positivo, muestra que nos encontramos con una capa más profunda, por lo cual puede existir menor turbulencia, viento o turbidez en esta capa en la costa en comparación con mar abierto (> 300 km). La Fig. 3.26 (abajo) evidencia, sin embargo, que en gran medida las capas fóticas tanto en la costa como mar afuera (> 300 km) son similares (valores cercanos a 0, contorno morado). No obstante, se observa en la ZN valores positivos entre enero y julio. Se muestra un ciclo anual con máximos entre octubre y abril y un dipolo en la ZN y ZS dejando entre los 34° y 38° S los menores valores en el año.

3.2 Análisis por Localidad

En este análisis se sintetiza la información de las variables en función de la localidad o rangos latitudinales significativos que tienen una orientación Norte-Sur. Para estos rangos, se realiza un análisis estadístico de las variables e índices calculados para el promedio los modelos individuales o el promedio de ambos según corresponda.

Para la Fig. 3.27 (y los análisis posteriores) se consideró los rectángulos o localidades de la especie *A*. *catenella*. Primero se correlaciona cada variable del Modelo A con las correspondientes en el Modelo V ("N° Localidad" VA en las columnas de la Fig. 3.27). Luego, se promedian ambos conjuntos de variables para finalmente hacer una correlación entre cada variable de cada modelo con cada variable de este promedio creado (N° Localidad A y N° Localidad V en las columnas de la Fig 3.27). De esta forma, por ejemplo, la primera columna de la Fig. 3.27 (1V) es la correlación del Modelo V con los modelos promediados para la Localidad 1AC (Tabla 3.3), la segunda (1A) es el Modelo A con los modelos promediados para la Localidad 1AC, la tercera es la correlación entre el Modelo A y Modelo V (en el mismo período de tiempo) para la Localidad 1AC y así sucesivamente. De esta forma podemos observar cuanta variabilidad comparte cada modelo en el promedio.



Correlación variables de modelos para las localidades de AC

Figura 3.27 Correlación entre las variables de los modelos y el promedio de ambos (columnas con N°A o N°V) y correlación entre cada variable del Modelo A con su correspondiente en V en el mismo período de tiempo (columnas con N°VA) para la especie *Alexandrium catenella*. Donde no hay correlación es porque por la latitud de la localidad, no existe
en el otro modelo, por lo tanto no hay promedio de modelos tampoco. En verde son valores con significancia al 5% de confianza.

Se observa por la Fig. 3.27 que en general las variables se correlacionan de buena forma (r > 0.4) entre modelos y con el promedio de los modelos, con algunas excepciones: La EKE como vimos en el apartado anterior, es de diferente magnitud y variabilidad entre los modelos (sin correlación en 3 de 4 localidades). El Modelo A estima altos valores de EKE, es por eso que el Modelo A influye con mayor fuerza en la variabilidad y magnitud en el promedio de modelos (correlación de A con el promedio sobre 0.8 en todas las localidades). Esto implica que la correlación del Modelo V con el promedio sea baja (correlación de V con el promedio bajo los 0.4, excepto en la Localidad 5AC) y no significativa entre los modelos en algunas localidades (Localidad 2, 3 y 4 AC). Pasa algo similar con la Zml, al parecer el Modelo A también se lleva una gran parte de la variabilidad (correlación de A con el promedio sobre 0.9 en todas las localidades). Cabe destacar que las correlaciones del Modelo A con el promedio se hacen con todo el período de estudio (1997-2012), en donde el Modelo V solo participa desde el 2000 al 2008, por lo que es de esperar que sea una mayor correlación para el Modelo A. En Turb y Sal los modelos se correlacionan bien con el promedio (sobre 0.7 en la mayoría de los casos) pero no así entre ellos mismos (Localidad 2 y 3 AC), por lo que ambos entregan variabilidad en el promedio. En general, para Pseudo-nitzschia spp. se muestra el mismo comportamiento que para A. catenella (no mostrado).

Al hacer el promedio de las diferencias entre las variables (no mostrado) estas se mantienen en valores cercanas a cero, con rangos entre [-34.1, 24.4] J/m³ para Estrat, [-107.5, 31.7] cm²/s² para EKE, [-17.3, 4.8] m Zml, [-0.1, 0.5] kg/m³ para Rho, [-0.07, 0.02] para Turb, [-0.1, 0.4] °C Temp y [-0.9, 0.5] psu Sal, lo que indica que las magnitudes son similares.

Viendo el análisis de la Fig. 3.27 para *A. catenella* y el caso de *Pseudo-nitzschia*, así como las relaciones entre las climatologías de las variables y entre los índices costeros en el aparatado anterior (Figs. de la 3.6 a la 3.26), se decide ocupar un promedio entre los modelos de aquí en adelante. De esta manera, se simplifica el problema al no tener que estudiar dos modelos para cada una de las 14 localidades de eventos FAN. No obstante, cada modelo tiene sus fortalezas y debilidades, por lo que tomar el Modelo A, el Modelo V o el promedio de ambos tiene sus implicaciones. Esto será tratado en la Discusión. Además, como se muestra en la Fig. 3.27, habrá que tener cuidado especial con las

conclusiones que puedan surgir en relación a la EKE, Zml, Turb y Sal en las localidades 2, 3, 4 y 5 para ambas especies.

En las diferentes localidades se pueden observar los ciclos naturales de las diferentes variables en el tiempo. Además, existen relaciones entre estas variables que nos delimitan el estado natural de cada localidad y nos ayuda a dilucidar desequilibrios antes y durante los eventos FAN. Vamos a tomar algunos ejemplos para las localidades más al norte y más al sur para el género *Pseudo-nitzschia*.

Figura 3.28 Variables para la Localidad 2PN. En verde el promedio, en rojo punteada los eventos de *Pseudonitzschia spp*. Para la localidad 2PN.



Figura 3.29 Variables para la Localidad 8PN. En verde el promedio, en rojo punteada los eventos de *Pseudonitzschia spp*. Para la localidad 8PN

En general se observan patrones bastante parecidos para las variables en ambas localidades. De un ciclo anual (Fig. 3.28), la Estrat pasa a dos máximos a medida que nos dirigimos hacia la ZS (FIg. 3.29). Por su parte la EKE no muestra una clara oscilación en la ZN pero si más marcada en el ZS. Variables como la Cla y la Turb no demuestran un patrón oscilatorio claro. Por otro lado, la Zml, S, T, Rho, Par y ZEU tienen oscilaciones constantes que se van marcando en algunas localidades más que en otras (Fig 3.28 y 3.29).

A su vez, vemos una fuerte correspondencia entre las variables, como en el caso de la Estrat con la Temp, que tienen una relación directa con la Cla e inversa con Rho, Sal, PAR y ZEU (Fig. 3.28). Por otro lado, vemos que en algunos eventos se cumplen algunas de nuestras hipótesis sobre encontrar *Pseudo-nitzschia* en la estación de primavera-verano, donde existe alta radiación y presencia de surgencia (mayor salinidad y menor temperatura). Por ejemplo en julio del 2010, octubre del 2010 y septiembre del 2011 para la Localidad 2PN (Fig. 3.28) y diciembre del 2005 para la Localidad 8PN (Fig. 3.29).



Figura 3.30 Variables para la Localidad 2AC. En verde el promedio, en rojo punteada los eventos de *Alexandrium catenella* para la localidad 2AC.



Figura 3.31 Variables para la Localidad 5AC. En verde el promedio, en rojo punteada los eventos de *Alexandrium catenella* para la localidad 5AC.

En general para *A. catenella* se observan patrones similares a *Pseudo-nitzschia*. En la EKE se muestra una oscilación marcada hacia la ZS desde la Localidad 4AC aproximadamente (Fig. 3.31). La Cla marca mejor el ciclo anual sobre todo en la última mitad del período de estudio (Fig. 3.30 y 3.31). Por otro lado, la Sal y Zml adquieren una oscilación hacia el sur mientras que la Turb la va perdiendo (Fig. 3.31). El análisis de correlación indica una relación similar que para *Pseudo-nitzschia* spp.; relación directa entre Estrat, Temp, y Zml e inversa con ZEU, Rho, PAR y Sal. Por último, encontramos que en abril y mayo del 2009 para la Localidad 5AC (Fig. 3.30) y octubre 2002 y enero 2010 para Localidad 2AC (Fig. 3.31) se cumplen algunas de nuestras hipótesis sobre encontrar *A. catenella* en primaveraverano donde se observa mayor irradiación, temperatura y una mayor estabilidad de la columna de agua.

Las Figs. 3.28 a la 3.31 dejan tres conclusiones importantes que desarrollaremos más adelante; (1) existe una correlación o covariabilidad entre las variables, (2) existe una clara oscilación del sistema con una fuerte energía en el ciclo anual y (3) en algunas intersecciones entre los eventos y las variables, se observa que se cumplen las hipótesis de *A. catenella* y *Pseudo-nitzschia* planteadas (*e.g.* estación, temperatura, salinidad, estratificación). Esto último se observa mejor cuando se analiza con las anomalías más adelante.

Como se asume que la clorofila-a es un proxy de la biomasa fitoplanctónica (Blondeau-Patissier *et al.*, 2014), para (1) analizaremos las variables que se correlacionan con la Cla en cada localidad. En la Fig. 3.32 (derecha) como ejemplo, tenemos que en *Pseudo-nitzschia spp.* y *A. catenella* la variable PAR se correlaciona negativamente con valores sobre los -0.75. En todas las localidades, ZEU mostró una correlación de -0.69.Ademas, se observan correlaciones con la Estrat en 5 y 6PN (positivo), Rho en 9PN y 7AC (negativo) y Zml en 2PN y 7AC (negativo y positivo respectivamente). En 6PN también aparece la Turb con -0.4. De igual manera, se realizaron correlaciones entre los índices anteriormente calculados (Fig. 3.32 izquierda). En esta oportunidad el índice de Sal costera aparece mayor cantidad de veces con valores mayores de 0.43 excepto en 3 y 7PN y 7AC. PAR mostró valores mayores a -0.41 en 10 localidades (3 de AC) y 0.39 en la Localidad 1PN. Luego, ZEU aparece con 2, 3, 4, 5PN y 2, 3AC con correlación negativa sobre 0.44, pero en 7PN y 5AC con positivos sobre 0.4 En 5, 6, 7, y 8PN aparece Rho con valores mayores a 0.39. Finalmente la Temp mayor a 0.43 en 6 y 7PN y EKE mayor a -0.4 en 7PN y 3AC.



Correlación variables para Localidad 9PN



Figura 3.32 Correlación de los índices (izquierda) y de las variables (derecha) a modo de ejemplo para la Localidad 9PN. En verde los valores con significancia del 5%.

Mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) para las variables en cada localidad, se puede observar la varianza que comparte cada variable con la Cla. Una vez obtenidos los componentes principales (CP) en cada localidad, se calcula la comunalidad. Por ejemplo, en 1PN los modos mas significativos explican el 47.92% y el 31.30% de la varianza total $(\lambda_j / \sum_{j=1}^N \lambda_j)$, pero esto no nos dice nada de cuanto explican de la Cla. Al calcular las correlaciones c_{ij} en la Tabla 3.4, se observa que los dos componentes explican aproximadamente el 91% de la variabilidad de la Cla (su comunalidad es de 91%); sin embargo, el porcentaje correspondiente al modo uno es de 9% (y correlacion de 0.3) frente al

90% (correlacion de 0.9) en el componente dos. Esto quiere decir que el segundo modo explica el 90% de la comunalidad de la Cla. Tomando esto en consideración, se puede observar cuales son los modos de cada localidad que explican el mayor porcentaje de varianza de la clorofila y cuáles son las variables que tienen mayor representatividad en ese modo (Tabla 3.5).

Variable	$\lambda_1 = 4.79$	$\lambda_2 = 3.13$	$\sum_{n=1}^{2}$	$\frac{2}{2}$	2
	$c_{i1} = E_{i1}\sqrt{\lambda_1}$	$c_{i2} = E_{i2}\sqrt{\lambda_2}$	$\sum_{j=1} c_{ij}^2$	$c_{i1}^2/\sum_{j=1}c_{ij}^2$	$c_{i2}^2/\sum_{j=1}c_{ij}^2$
Estrati	0.14	0.87	0.78	0.02	0.97
EKE	-0.26	0.46	0.28	0.23	0.76
Cla	0.30	0.90	0.91	0.09	0.90
Zml	0.66	0.67	0.89	0.49	0.50
Rho	0.79	0.44	0.83	0.75	0.24
Turb	0.80	-0.13	0.67	0.97	0.02
Sal	0.67	-0.70	0.95	0.47	0.52
Temp	0.93	-0.19	0.90	0.95	0.04
PAR	0.92	-0.028	0.85	0.99	0.001
ZEU	0.84	-0.33	0.82	0.86	0.13

Tabla 3.4 Correlaciones entre variables y componentes, comunalidades y porcentaje de varianza explicada para la

 Localidad 1PN. En rojo la clorofila.

 Tabla 3.5 Variables que en conjunto con la Cla tienen valores altos de correlación y varianza explicada en los modos de cada localidad.

Zona	Localidad	Modo	Varianza explicada de la Cla	Variables			
ZN	1PN	2	90.10%	Estrat, EKE, Zml.			
	2PN	1	40.92%	Zml, Rho, Turb, Sal, Temp, PAR, ZEU.			
		2	59.07%	Estrat, EKE, PAR, ZEU.			
	3PN	1	80.54%	EKE, Zml, Rho, Turb, Sal, Temp.			
	4PN	2	61.41%	EKE, PAR, ZEU.			
	5PN	2	99.36%	EKE, Zml, Temp, PAR, ZEU.			
	6PN	1	91.93%	Estrat, EKE, Zml, Rho, PAR, ZEU.			
ZS	7PN	2	78.69%	EKE, Sal Temp.			
	8PN	1	80.17%	EKE, Zml, Turb, Sal, Temp, PAR, ZEU.			
	9PN	1	67.40%	Estrat, Zml, Rho, Turb, PAR.			
ZN	1AC	2	89.86%	Estrat, EKE, Zml, Sal.			
	2AC	1	46.44%	Zml, Rho, Turb, Sal, Temp, ZEU.			
		2	53.55%	Estrat, EKE, Temp, PAR, ZEU.			
	3AC	1	87.34%	Estrat, EKE, Zml, Rho, Turb.			
ZS	4AC	1	92.25%	Estrat, EKE, Zml, Temp, PAR, ZEU.			
	5AC	1	69.60%	EKE, Zml, Turb, Sal.			
	6AC	1	78.12%	Estrat, Zml, Rho, Turb, PAR, ZEU.			
	7AC	1	88.78%	Estrat, EKE, Zml, Rho, Turb.			

De acuerdo a la Tabla 3.5 las variables que más aparecen covariando con la clorofila son la EKE, Zml y PAR para *Pseudo-nitzschia* y la Zml, Estrat y EKE para *A. catenella*. No obstante, para un análisis más preciso, se debería tomar en consideración la comunalidad de la clorofila en cada modo, la de las variables y el porcentaje de varianza de cada variable.

De esta manera tenemos que en cuanto a la correlación, PAR, ZEU, Zml, Sal y Rho, son las variables que modelan el sistema para *Pseudo-nitzschia* spp. en cuanto a su relación con la Cla. Sin embargo, analizando las CP son EKE, Zml y PAR las que covarían con la Cla. De igual manera, para *A. catenella* serían PAR, ZEU, Sal en correlación y la Zml, Estrat y EKE en las CP.

Para la conclusión (2) se puede realizar un espectro de energía para cada uno de las CP calculadas de las localidades. Consideraremos solo los modos que tienen alta variabilidad de la clorofila. Una observación detallada de las imágenes, confirma que *Pseudo-nitzschia* spp. y *A. Catenella* tienen su más alta energía centrada en 12 meses, o sea, el ciclo anual (*e.g.* en la Localidad 8PN en Fig. 3.33 es donde más claro se marca este patrón). Después el período que más se repite está centrado en 6 meses, o sea, el ciclo semi anual, y ya en menor cantidad el de 42 meses, un período interanual de 3.5 años probablemente asociado a El Niño Oscilación del Sur (ENSO). Esto último será analizado en la Discusión. Finalmente, en una nueva subsección analizaremos para (3) la intersección de las variables en su forma de umbral con los eventos a fin de encontrar patrones repetidos en ambas especies.



Figura 3.33 Espectro de energía del primer modo para la Localidad 8PN. Se muestran los picos de energía en 6.5, 12 y 42 meses.

3.3 Análisis por eventos

3.3.1 Correlación y combinaciones

En cada localidad se analiza qué sucede con las variables cuando ocurren los eventos (variables en su umbral). Por ejemplo, para 8PN tenemos en la Fig. 3.34 que en la mayoría de las veces, la Estrat muestra una anomalía positiva al igual que la Zml y Temp durante los eventos y por el contrario Rho, Salinidad, y PAR tienen anomalías negativas. Por otro lado, la Turb es siempre menor que ¹/₄, o sea, un flujo turbulento. Además, se puede hacer una correlación entre las variables durante un evento que se puede mostrar en la Fig. 3.35.



Figura 3.34 Variables en su forma umbral para la Localidad 8PN. En verde el promedio, en rojo punteada los eventos de *Pseudonitzschia spp*. Para la localidad 8PN.

	Estrat	EKE	Cla	Zml	Rho	Sal	Temp	PAR	ZEU		Estrat	EKE	Cla	Zml	Rho	Turb	Sal	Temp	PAR	ZEU
Estrat	1	0.31	0.077	-0.41	-0.56	-0.053	-0.65	0.093	0.62	Estrat	1	0.11	0.6	0.2	-0.89	0.39	0.01	0.96	-0.45	-0.45
EKE	-	1	0.099	-0.59	-0.22	-0.28	-0.064	-0.04	-0.038	EKE		1	0.33	-0.074	-0.15	-0.26	-0.17	0.091	-0.38	-0.42
Cla	-		1	0.11	0.52	0.65	0.39	-0.52	0.47	Cla			1	0.025	-0.52	0.3	0.022	0.57	-0.85	-0.83
Zml				1	0.4	0.09	0.48	-0.062	0.024	Zml		-		1	-0.2	-0.021	-0.23	0.11	-0.14	-0.082
Rho					1	0.43	0.87	-0.51	0.088	Rho		-		-	1	-0.27	0.38	-0.91	0.38	0.32
										Turb		-	-	-	-	1	0.12	0.35	-0.17	-0.18
Sal						1	0.078	-0.37	0.13	Sal		-	-	-	-	-	1	0.039	-0.02	-0.13
Temp							1	-0.37	-0.067	Temp				-	-	-		1	-0.42	-0.4
PAR	-	-	-	-		-	-	1	0.026	PAR		-		-	-	-	-	-	1	0.96
ZEU	-	-	-	-		-	-	-	1	ZEU		-			-	-	-	-	-	1

Correlación índices en eventos de Localidad 8PN Correlación variables en eventos de Localidad 8PN

Figura 3.35 Correlación de índices y variables cuando ha ocurrido un evento en la Localidad 8PN. En verde están las correlaciones significativas al 5%.

En donde vemos que el índice de Rho y de Sal se correlacionan positivamente con el índice de Cla costero y la variable PAR y ZEU negativamente con la Cla durante los eventos en la Localidad 8PN (Fig. 3.35).

La diferencia al realizar estas correlaciones es que, como se puede observar en la Fig. 3.35, solo algunas localidades tienen más de dos eventos efectivos (se necesita mínimo tres puntos para realizar correlación, Tabla 3.3). Las variables que más se correlacionan con la Cla en esta ocasión serían la Sal, PAR, ZEU y Turb de forma negativa para *Pseudo-nitzschia* spp. Para *A. catenella* serían PAR, ZEU y Zml de manera negativa y Rho y Temp alternando positiva y negativamente. Si tomamos los índices, tenemos que el de Rho y Sal se correlacionan de forma positiva con el índice de Cla costero para *Pseudo-nitzschia* spp. y la Estrat, Zml de forma positiva y Temp de forma negativa con el índice de Cla costero para *Costero para A. catenella*.

Tomando esto en consideración, se realiza lo mismo para cada localidad. En conjunto con esto, se puede observar el porcentaje de ocurrencia de ciertas combinaciones cuando la Cla presenta una anomalía positiva. Además, se le añade el mes y la estación, para ver la influencia que estas puedan tener en los eventos FAN.

Tabla 3.6 Signo de anomalías y porcentaje de ocurrencia de variables ambientales y la combinación de estas durante algunos eventos (anomalías positivas de Cla) para *Pseudo-nitzschia* spp.en las localidades específicas. El color azul corresponde a la variable que es menor a cero (menor que ¼ para Turb), rojo es para mayor que cero (mayor que ¼ para Turb), verde cuando es igual a cero (igual a ¼ para Turb). Casillas en blanco en los meses y estaciones corresponde al caso donde no se considera esa opción. En las filas de "Todas", se observan porcentajes sobre el total de los eventos (45 en *Pseudo-nizschia* spp.), para las variables y los meses y estaciones con mayor porcentaje. Para la Localidad 3PN no existían eventos con la anomalía positiva de Cla.



Tabla 3.7 Signo de anomalías y porcentaje de ocurrencia de variables ambientales y la combinación de estas durante algunos eventos (anomalías positivas de Cla) para *A. catenella* en las localidades específicas. El color azul corresponde a la variable que es menor a cero (menor que ¼ para Turb), rojo es para mayor que cero (mayor que ¼ para Turb), verde cuando es igual a cero (igual a ¼ para Turb). Casillas en blanco en los meses y estaciones corresponde al caso donde no se considera esa opción. En las filas de "Todas", se observan porcentajes sobre el total de los eventos (69 en *A. catenella*), para las variables y los meses y estaciones con mayor porcentaje.



En las Tablas 3.6 y 3.7 vemos algunas combinaciones que tienen el más alto porcentaje de repetición por localidad. Podemos observar que por el simple hecho de quitarle la variable Mes o Estación, aumentan el porcentaje de ocurrencia de alguna combinación. Sin embargo, como son muchas variables y muy distintas en el tiempo y localidad, era de esperar que no se obtuvieran altos porcentajes de ocurrencia de una u otra combinación específica. Primero, cabe recordar que las hipótesis planteadas (*e.g.* estación, temperatura, salinidad, estratificación) serían (siguiendo los colores de las Tablas 3.6 y 3.7) como sigue:

A: Clorofila_{PN}

= Estrat + EKE + Zml + Rho + Turb + Sal + Temp + PAR + ZEU + Septiembre - Marzo + Primavera - Verano

B: Clorofila_{AC}

= Estrat + EKE + Zml + Rho + Turb + Sal + Temp + PAR + ZEU + Noviembre - Abril + Primavera - Verano

Luego, de las Tablas 3.6 y 3.7 se pueden destacar las siguientes combinaciones:

 $C: Clorofila_{PN}$

$$= Estrat + EKE + Zml + Rho + Turb + Sal + Temp + PAR + ZEU + Verano$$

$D:Clorofila_{AC} = Estrat + EKE + Zml + Rho + Turb + Sal + Temp + PAR + ZEU$

La combinación "C" para *Pseudo-nitzschia* se da un 13.33% de las oportunidades en los 45 eventos y aumenta a 37.5% solo en la Localidad 6PN donde hay 8 eventos. En cambio la combinación "D" para *A. catenella* se da un 14.49% de las oportunidades en los 69 eventos (aumenta a 18.84% si se incluye el Verano) y aumenta a 55.55% en la Localidad 6AC donde hay 9 eventos. En ambos casos podemos ver ciertas variables que cumplen con las hipotesis planteadas, sobre todo en *Pseudo-nitzschia spp*. (menos en Sal y Turb).

Si no lo vemos por localidad y solo por la cantidad de veces que una variable es mayor o menor que su umbral durante la totalidad de eventos de ambas especies (observando solo por columnas), obtenemos lo siguiente:

 $E:Clorofila_{PN} = Estrat + EKE + Zml + Rho + Turb + Temp + PAR + ZEU + Enero + Verano$

F: Clorofila_{AC}

= Estrat + Zml + Rho + Turb + Sal + Turb + Temp + PAR + ZEU + Enero + Verano

Estas últimas combinaciones se dan por los altos porcentajes de ocurrencia de cada variable, es por ello que ni Sal en *Pseudo-nitzschia* ni EKE en *A. catenella* aparecen, puesto que sus porcentajes eran apenas superiores al 50%. Las combinaciones "E" y "F" no son combinaciones reales en donde haya ocurrido un evento, pero quizás nos pueda ayudar más adelante para definir los pesos de las distintas combinaciones lineales que se puedan hacer con las variables y cómo éstas van a influir en la obtención de un mejor modelo para ambas especies.

3.3.2 Análisis de los modelos

Finalmente, para un estudio más detallado y estadístico del peso real de los factores, se realiza un modelo GAM-GLM, como es explicado en la Metodología (2.7). Se obtiene como resultado un

Resumen del Ajuste del mejor modelo, donde se sintetizan las estadísticas de resultados para cada variable predictora (Fig. 3.36 y 3.37).

```
Formula:
chla ~ s(EKE, bs = "cr") + s(Zml, bs = "cr") + s(Turb, bs = "cr") +
   s(Sal) + s(PAR) + s(ZEU) + Mes + Estación
Parametric coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)
                       0.049913
                                  9.808 6.67e-16 ***
            0.489552
Mes8
                                  1.679 0.09657 .
            0.110266
                       0.065668
Mes9
            0.133827
                       0.066346
                                  2.017
                                         0.04664 *
Mes10
            0.053399
                       0.034017
                                  1.570
                                         0.11996
           -0.015379
                       0.032898
                                 -0.467
                                         0.64128
Mes11
Mes12
           -0.018974
                       0.035515
                                 -0.534 0.59446
Mes1
            0.006094
                       0.026671
                                  0.228 0.81980
                       0.043788
            0.032770
                                  0.748 0.45617
Mes2
           -0.029197
                       0.034491
                                 -0.847 0.39950
Mes3
Mes4
           -0.013655
                       0.036111
                                 -0.378 0.70622
Mes5
            0.114440
                       0.039538
                                  2.894 0.00476 **
           -0.045892
                       0.044713
                                 -1.026 0.30745
Mes6
                       0.043288
Estación4
            0.019046
                                  0.440 0.66100
Estación1
            0.009666
                       0.045665
                                  0.212 0.83283
Estación2
            0.054893
                       0.041343
                                  1.328 0.18760
- - -
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
Approximate significance of smooth terms:
         edf Ref.df
                         F
                           p-value
s(EKE) 3.690 4.151 4.608 0.00175 **
s(Zml) 5.985
              6.784
                     1.704 0.13697
                     2.879 0.00540 **
s(Turb) 8.353
              8.784
s(Sal) 2.420
              2.933 4.875 0.00509 **
s(PAR) 2.895
              3.685 15.385 2.20e-09 ***
s(ZEU) 1.000 1.000 56.880 1.19e-11 ***
- - -
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Figura 3.36 Planilla de resultado Resumen de Ajuste del modelo GAM para *A. catenella*. Se muestran los coeficientes estimados (Estimate), la desviación estándar de la estimación de los coeficiente (Std. Error), el valor-t (Distribución t de Student), el valor-p, Pr(>|t|), y las estrellas de significancia para los coeficientes paramétricos. Por otro lado, se muestra la matriz de grados de libertad estimados para los términos del modelo (edf), los grados de libertad que son utilizados en las pruebas de hipótesis (Ref. df), el valor-F (Distribución F de Fisher), el valor-p y las estrellas de significancia para los términos suavizadores. Estación4=Primavera, Estación1=Verano, Estación2=Otoño. Meses del 1 al 12 (sin el 7), son de enero a diciembre. Tanto Invierno como julio, entran en el intercepto.

```
Formula:
chla ~ s(Estrat, k = 6) + s(EKE, bs = "cr", k = 6) + s(Zml, k = 6) +
   s(Rho, bs = "cr", k = 6) + s(Turb, bs = "cr", k = 6) + s(Sal,
    k = 6) + s(Temp, bs = "cr", k = 6) + s(PAR, k = 6) + s(ZEU,
   bs = "cr", k = 6) + Localidad + Mes + Estación
Parametric coefficients:
           Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
                               6.609 7.8e-08 ***
(Intercept) 0.85366
                       0.12917
Localidad2
            0.01240
                       0.08810
                                0.141
                                        0.8888
Localidad3 -0.05489
                       0.15698 -0.350
                                        0.7285
Localidad4 0.01062
                       0.18228
                                0.058
                                        0.9539
Localidad5 -0.17129
                       0.17425
                               -0.983
                                        0.3317
Localidad6 -0.29768
                       0.17818
                               -1.671
                                        0.1029
Localidad7 -0.41294
                       0.24822
                               -1.664
                                        0.1043
Localidad8 -0.71634
                       0.28356
                               -2.526
                                        0.0158 *
Localidad9 -0.57216
                               -1.675
                                        0.1019
                       0.34149
Mes8
           -0.19117
                       0.09743 -1.962
                                        0.0570
            0.09664
Mes9
                       0.10233
                                0.944
                                        0.3508
Mes10
           -0.08937
                       0.04863 -1.838
                                        0.0738
Mes11
            0.04355
                       0.03922
                                1.110
                                        0.2737
           -0.01599
                       0.05816 -0.275
                                        0.7848
Mes12
           -0.02525
                       0.04615 -0.547
                                        0.5875
Mes1
           0.09078
                       0.05718
                                1.587
                                        0.1206
Mes2
Mes3
           -0.03265 0.07446 -0.439
                                        0.6635
Mes4
            0.15302 0.07219
                                2.120
                                        0.0405 *
Mes5
           -0.08058 0.06892 -1.169
                                        0.2495
           -0.11021 0.07112 -1.550
                                        0.1294
Mes6
Estación4
          -0.06182 0.07781 -0.794
                                        0.4318
          0.03288
Estación1
                       0.10427
                                0.315
                                        0.7542
Estación2 -0.03777
                       0.07289 -0.518
                                        0.6073
- - -
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
Approximate significance of smooth terms:
           edf Ref.df
                           F p-value
s(Estrat) 1.000 1.000 0.127 0.723307
                       5.967 0.000987 ***
s(EKE)
         3.471
                3.943
s(Zml)
         1.498
                1.855
                       3.113 0.041496 *
s(Rho)
         2.331
                2.859
                       3.435 0.029135 *
s(Turb)
         1.000
                1.000 2.608 0.114374
s(Sal)
         1.000 1.000 1.730 0.196072
         1.000 1.000 0.887 0.352232
s(Temp)
         3.128 3.804 10.680 3.11e-06 ***
s(PAR)
         1.000 1.000 8.964 0.004724 **
s(ZEU)
- - -
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Figura 3.37 Planilla de resultado Resumen de Ajuste del modelo GAM para *Pseudo-nitzschia* spp. Se muestran los coeficientes estimados (Estimate), la desviación estándar de la estimación de los coeficiente (Std. Error), el valor-t (Distribución t de Student), el valor-p, Pr(>|t|), y las estrellas de significancia para los coeficientes paramétricos. Por otro lado, se muestra la matriz de grados de libertad estimados para los términos del modelo (edf), los grados de libertad que son utilizados en las pruebas de hipótesis (Ref. df), el valor-F (Distribución F de Fisher), el valor-p y las estrellas de significancia para los términos suavizadores. Estación4=Primavera, Estación1=Verano, Estación2=Otoño. Meses del 1 al 12 (sin el 7), son de enero a diciembre. Tanto Invierno como julio, entran en el intercepto.

A pesar de que el modelo de *A. catenella* entrega que las variables que son estadísticamente significativas (p-value < 0.1), son todas menos Zml, el de la Fig. 3.36 fue el de mejor desempeño comparado con otros en términos de AIC, ANOVA, GCV y R². Además, indica que la variable ZEU debiese ser tratada de forma lineal (edf=1, Fig. 3.36). En particular, el modelo explica el 94.5% de la

varianza de los datos. En el caso de *Pseudo-nitzschia ssp.*, el modelo entrega que las variables que son estadísticamente significativas (p-value < 0.1), son todas menos la Estación, Estrat, Turb, Sal y Temp. Son justamente estas cuatro últimas variables, las que debiesen ser tratadas de forma lineal (edf=1, Fig. 3.37). En particular, el modelo explica el 95.5% de la varianza de los datos. Más importante que considerar la significancia de los predictores, es considerar las contribuciones relativas de los predictores, tal como lo proporcionan los modelos GLM. De esta forma, se resume en la Tabla 3.8, para juzgar el significado de un factor en el modelo.

Se deben revisar los resultados gráficos de relaciones funcionales (tipo spline line) del modelo GAM entre la variable dependiente o respuesta y variables predictoras (Fig. 3.38 y 3.39). El eje y es una escala relativa, de tal manera que cuando los residuos parciales (partial residuals) son positivos, significa que hay un efecto positivo sobre la variable respuesta, y un valor de y negativo indica un efecto negativo en la respuesta. Por ejemplo, para el modelo de *A. catenella* (Fig. 3.38) se muestra una disminución de la Cla con el aumento de la EKE y una relación positiva con la PAR hasta ciertos valores, para luego decaer. Esto explicaría la correlación negativa antes mencionada (Figs. 3.32 y 3.35). Como el rango de la función suavizada indica la importancia relativa de cada predictor, todos los ejes y se han ajustado aproximadamente al mismo rango de 2.0. También se muestran en los gráficos los límites de confianza del 95%. Estos tienden a diverger cerca de los extremos del rango para los predictores continuos como consecuencia de menos observaciones. Por lo tanto, la importancia relativa de cada predictor debe ser juzgado sobre el rango donde los límites de confianza son más estrechos (Silva *et al.*, 2015).



Figura 3.38 Resultados de relaciones funcionales del modelo GAM de la clorofila para *A. catenella* y predictores temporales, geográficos y ambientales obtenido del modelo ($R^2 = 94.5\%$).



Figura 3.39 Resultados de relaciones funcionales del modelo GAM de la clorofila para *Pseudo-nitzschia* spp. y predictores temporales, geográficos y ambientales obtenido del modelo ($R^2 = 95.5\%$).

El efecto de las variables para el modelo de A. *catenella* es variado (Fig. 3.38). EKE tiene un efecto negativo hasta los 1063 cm²/s² donde cambia a una pendiente positiva. Zml si bien no fue significativa, oscila entre efecto positivo y negativo hasta los 27m, donde cambió a un efecto positivo para después volver a un negativo en los 41m. La Turb es marcadamente negativa al igual que la ZEU. La Sal parte con un efecto negativo hasta los 33.6 psu donde cambia positivo y la PAR empieza con un fuerte efecto positivo, junto hasta los 11.84 E/m²day. Si vemos los meses, son los de verano los con efecto positivo, junto con la primavera. Para *Pseudo-nitzschia* spp. (Fig. 3.39) observamos que las variables no sufren oscilaciones como en el caso anterior, y son constantes en su efecto sobre la Cla. Tenemos a EKE, Zml, Turb, Sal, PAR y ZEU como efecto negativo para la Cla y Rho y Temp como positivo. En cuanto a meses y estaciones, destacan otoño y primavera como efecto positivo, y verano como negativo. Por último, para las localidades van generando un efecto más negativo para la Cla conforme nos dirigimos hacia el sur.

Una vez que se identificó la forma de las relaciones entre la variable de respuesta y cada predictor para cada especie utilizando GAM, se usaron funciones simplificadas para parametrizar estas formas en los GLM. Estas formas obtenidas de los GAM se reproducen lo más cerca posible mediante regresiones lineales o polinomiales (Fig. 3.40), pero cuando se muestran gráficamente los dos conjuntos de resultados son muy similares y, por lo tanto, solo se observa el caso para *A. catenella*. Como se muestra en la Fig. 3.41 para el modelo de Cla para *A. catenella* se obtiene que las relaciones funcionales GAM versus variables predictoras varían entre lineales, polinomios de segundo, tercer, cuarto y sexto orden. Para *Pseudo-nitzschia spp* varían entre lineales, polinomios de segundo y tercer orden.



Figura 3.40 Traslaciones típicas de las relaciones derivadas de GAM (línea azul) en funciones simplificadas (línea roja) para *A. catenella*.

Luego, se puede especificar los efectos de las variables predictoras que entran en el modelo considerando las relaciones funcionales trasladadas desde relaciones derivadas de GAM mostradas en la Fig. 3.40. Algunas interacciones fueron incluidas en los GLMs, pero debido al significativo número de posibles interacciones solo se investigó las que implican cambios interanuales e intraestacionales en las relaciones entre la Cla y los predictores. Para *Pseudo-nitzschia* spp., si bien las interacciones aumentan un poco la varianza, no mejoran el desempeño del modelo (AIC, ANOVA) y perjudican la contribución y significancia de otros factores, por lo que fueron descartadas. Posiblemente esto se deba al bajo número de datos disponibles (127 para *A. catenella*, 74 para *Pseudo-nitzschia*). Por el contrario, para *A. catenella*, las interacciones Localidad:Estrat, Temp:Sal y Estación:Temp, aumentaron la varianza del modelo y el desempeño de este (Tabla 3.8, Fig. 41). Estos efectos cruzados explicaron una parte significativa, aunque a veces muy pequeña, de la varianza.

Tabla 3.8 Porcentaje de varianza explicada por los parámetros de los GLMs (obtenidos de las tablas de desviación de los GLMs) y niveles de significancia estadística.

Predictor	Alexandrium catenella	Pseudo-nitzschia spp.
Estrat.		Eliminada
EKE	10.01 **	1.22 ***
Zml	Eliminada	7.15 .
Rho		4.19 .
Turb.	2.76 **	8.41 .
Sal	4.53 ***	0.47 *

Temp		0.25 *
PAR	38.86 ***	48.95 ***
ZEU	34.52 ***	16.40 ***
Localidad		2.29 .
Estación	0.75 **	2.02 **
Localidad:Estrat	0.65 *	
Temp:Sal	0.11 **	
Estación:Temp	0.66 **	
TOTAL	92.90	91.39
Códigos de significancia	· 0 ·*** · 0 001 ·	**' 0 01 '*' 0 05 ' ' 0 1 ' ' 1



Figura 3.41 Efecto de las interacciones con su porcentaje de varianza explicada y niveles de significancia estadística (Códigos de significancia: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1) para el modelo de *A. catenella*.

La interacción Temp:Sal aumentan en significativa cantidad la concentración de Cla cuando presentan valores bajos y se muestra disminuida cuando ambas variables aumentan (Fig. 3.41). Mismo fenómeno se observa para Temp:Estación donde a medida que aumenta la Temp, va decayendo la concentración de Cla. Una excepción sería en primavera, donde parece mantenerse constante para distintos valores de Temp. Por último, la combinación Estrat:Localidad muestra un situación límite en la 4AC. En la ZN (1AC, 2AC, 3AC), mientras mayor Estrat, mayor concentración de Cla. No obstante, en el sur (5AC, 6AC, 7AC) esto se invierte mostrando una fuerte caída de la concentración de Cla con la Estrat. Al parecer, en esta zona la posible interacción con masas de agua dulces, juegan un papel clave en la regulación y la tolerancia que tienen los microorganismos para adaptarse a cambios en la estratificación en la columna de agua.

La varianza total de la Cla explicada por el GLM para *Pseudo-nitzschia* spp. y *A. catenella* fue de 91.39% y 92.90%, respectivamente. Estos valores se obtuvieron después de la introducción de

interacciones (efectos cruzados) en *A. catenella*. Sin interacciones, el modelo GLM explica el 92.10% de la varianza. Estos porcentajes son solo ligeramente inferiores al 95.5% y 94.5% obtenidos con los modelos GAM para las mismas especies. Este resultado es una consecuencia de forzar a los predictores en los modelos GLM para que sean aproximaciones cercanas a las formas de las relaciones suavizadas obtenidas con los modelos GAM. Como vimos en 3.2 y 3.3, en ambos modelos la variable PAR es la que explica el mayor porcentaje de varianza, seguido por ZEU. Además, para *A. catenella* es interesante el aporte de la EKE (10.01%). Por lo que en futuros análisis y programas de monitoreo, se debiese tener que considerar alguna estimación de estos parámetros.

Se evalúan gráficamente los valores observados versus los valores predichos para ver cómo está el ajuste de la predicción. En la Fig. 3.42 se observan las relaciones entre valores observados y valores predichos para los modelos GLM de la Cla para eventos ocurridos de *Alexandrium catenella* (a) y *Pseudo-nitzschia* spp. (b)



Figura 3.42 Relación entre valores observados versus estimados para modelos GLM de clorofila en 127 eventos de *Alexandrium catenella* (a) y 74 de *Pseudo-nitzschia* spp. (b).

Para poder simular o predecir la Cla para *A. catenella* y *Pseudo-nitzschia* spp. en función de las variables predictoras, el modelo GLM genera una ecuación de predicción, siendo ésta una ventaja de los modelos GLM. La Fig. 3.42 muestra una relación robusta entre los modelos obtenidos y los datos observados de Cla para cada especie. Sin embargo, debido a las altas limitaciones presentes en este

estudio (ver más abajo 4.2), esto puede ser un artefacto estadístico por la baja densidad de datos disponibles para la generación del modelo. Estadísticamente, mientras mayor número de parámetros (si la densidad de datos es baja), mayor es el porcentaje de explicación de la variable dependiente. Por lo tanto, nos quedamos con el análisis y los resultados en torno a los factores ambientales que gatillan un FAN de ambas especies. No se debe considerar para propósitos predictivos, ya que puede llevar a resultados erróneos.

Por último, no deja de ser cierto que los algoritmos de cálculo entre variables, específicamente PAR, ZEU y Cla, pueden involucrar las mismas bandas de longitudes de onda (aparte de venir de la misma fuente de datos) como se analiza en la Discusión. Es por eso que se realizó un breve experimento utilizando la metodología anterior pero sin PAR ni ZEU (Tabla 3.9). En esta ocasión, el modelo de *A. catenella* no considera interacciones y explico el 66.45% de la clorofila mostrando que EKE, Zml, Estación, Estrat, Turb y Temp son variables significativas. Por otro lado, el de *Pseudo-nitzschia* spp. sin interacción explica el 57.97% de la Cla, y cuando se agrega la interacción Temp:Sal, ésta aumenta a 60.49%. En este caso, las variables Localidad, Rho, Zml, Temp:Sal y Sal fueron significativas. Temp:Sal es similar al caso *A. catenella* anterior, pero con mayores gradientes producto de la salinidad.

Predictor	Alexandrium catenella	Pseudo-nitzschia spp.
Estrat.	5.62 *	8.59
EKE	20.59 *	1.55
Zml	15.14 .	2.90 .
Rho	4.21	13.56 *
Turb.	2.62 .	7.63
Sal	0.07	0.06 .
Temp	1.86 ***	2.60
Localidad	7.82	17.58 **
Estación	8.48 **	3.47
Temp:Sal		2.51 .
TOTAL	66.45	60.49
Signif. codes: 0 '**	* 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '	· 1

Tabla 3.9 Porcentaje de varianza explicada por los parámetros de los GLMs (obtenidos de las tablas de desviación de los GLMs) y niveles de significancia estadística para los modelos sin PAR ni ZEU.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

4.1 Factores gatillantes de eventos FAN

En la siguiente sección, utilizamos los resultados de los modelos GLM (Tabla 3.8) en conjunto con las relaciones obtenidas de los anteriores análisis (3.1, 3.2, 3.3.1 y 3.3.2) para examinar la influencia de cada uno de las variables sobre la Cla en ambas especies. Se discuten los resultados por variable y especie en vez de por localidad.

4.1.1 Temperatura

En general, esta variable no presentó una fuerte correspondencia con los valores de clorofila para ambas especies. Para *Pseudo-nitzschia* spp. y *A. catenella* en el análisis por localidad, se pudo observar una fuerte correspondencia de la Temp con la Estrat. Ambas, además, presentaron una relación directa con la Cla. Sin embargo, la Temp nunca presentó altos valores de correlación con la Cla. Así también, es una variable que no aparece covariando con la Cla en los CP y casi siempre fue excluida de los modelos. Se identificó como anomalía negativa para *Pseudo-nitzschia* lo cual esta en de acuerdo con la hipotesis planteadas (Bates *et al.*, 1998, Shin, 1999, Granéli y Flynn, 2006, Almandoz *et al.*, 2007, Anderson 2009). Sin embargo, se mostró un efecto positivo de la Temp con la Cla en esta especie en las relaciones GAM, con 0.25% de participación en el GLM. Uribe *et al.*, (1995) indica que, por ejemplo, *Ps. Pseudodelicatissima* se muestra favorecida por la amplia tolerancia que muestra a las temperaturas (2-28 °C) y que la favorece especialmente en la parte baja del rango donde otras especies no pueden competir. Además, el índice de surgencia nos mostró una correlación positiva con la Cla en 6 y 7PN, resultado consistente con lo esperado y que concuerda con trabajos anteriores (Shin, 1999, Bates *et al.*, 1998, Trainer *et al.*, 2000, Kudela *et al.*, 2003; Anderson, 2006, Kudela *et al.*, 2010).

Por el contrario, durante los eventos de *A. catenella*, se determinó un número mayor de anomalías negativas de temperatura. Esto no está en acuerdo con lo demostrado de que las floraciones de *A. catenella* coinciden con notorias diferencias en la temperatura, mostrando variaciones positivas de su anomalía estandarizada (incremento de temperatura del agua) (Guzmán *et al.*, 2002; Uribe *et al.*, 1995; Lembeye, 1981 a, b; Pizarro *et al.*, 1997; Molinet *et al.*, 2003; Guzmán *et al.*, 2015; Vidal *et al.*, 2012; Espinoza *et al.*, 2016; Cornejo *et al.*, 2016). Además, fue posible observar que cuando la Temp se combinó con Sal para *A. catenella*, esta interacción aumentó la concentración de Cla cuando presentaba valores bajos. Mismo efecto se producía cuando se consideraba la interacción Temp:Estación, donde

cuando aumentaba la Temp, en todas las estaciones decaía la concentración de Cla. Sin embargo, en primavera no era tan fuerte el cambio, y se mantenía más constante. De esta forma, la Temp pareciera estar más relacionada con la Cla en A. catenella, con concentraciones grandes a bajos valores, pero cuando ocurren anomalías positivas en primavera, posiblemente entren a jugar otros factores que regulen la concentración de Cla (e.g. radiación, débil surgencia). Es por esto que las mayores abundancias tienden a ocurrir durante la primavera-verano cuando la temperatura es mayor (Guzmán et al., 2015) e incluso influye en los incrementos de su toxicidad (Uribe et al., 1995). El índice de surgencia entre octubre y abril de cada año, indica que al sur de los 42°S la surgencia estaba muy debilitada e incluso con períodos de subsidencia que la interrumpen en algunas zonas. De esta forma es que aparece durante los eventos la correlación negativa del índice de surgencia con la Cla para A. catenella. Este fenómeno de subsidencia débil en primavera-verano y fuerte en otoño-invierno no es nuevo, ni ocurre solamente en la zona más al sur de Chile, pero se desconoce los efectos que podría tener sobre las condiciones físico-químicas (nutrientes, salinidad superficial, estratificación) y biológicas (cambios en la composición de la comunidad fitoplanctónica) en la columna de agua y en la posterior respuesta del fitoplancton al incremento en radiación solar sobre todo durante primaveraverano (Buschmann et al., 2016).

4.1.2 Salinidad

La Sal fue otra variable que no presentó una relación significativa con las concentraciones de Cla en ambas especies, aunque estuvo más presente en los análisis. Para *Pseudo-nitzschia* spp. y *A. catenella* mostró un patrón oscilatorio claro y constante en las series de tiempo (más hacia el sur en *A. catenella*) que se marcaba en algunas localidades más que en otras, generando una relación generalmente inversa con la Cla. No obstante, en ninguna de las dos especies apareció con una fuerte correlación significativa, ni tampoco aparece compartiendo variabilidad en algún modo con la Cla. Esta aparente relación solo se observa cuando consideramos la situación en eventos, en donde la Sal tiene una relación negativa con la Cla en *Pseudo-nitzschia* spp. Sin embargo, el panorama cambia si consideramos el índice de salinidad costera, el cual aparecía con fuertes correlaciones positivas (excepto en 3 y 7PN) con la Cla en esta especie. Esto quiere decir que al aumentar la concentración de sales en la costa con respecto a mar abierto (> 300 km), era probable encontrar aumentos en la concentración de clorofila asociada a *Pseudo-nitzschia* spp. Esto está en acuerdo con lo indicado por Avaria *et al.* (2003), quienes relacionan una baja de la salinidad con la disminución de *P. cf. australis.* A pesar de que la variable durante eventos tiene correlaciones negativas y efectos negativos (GLM),

éstas se dan principalmente en las zonas de más al sur (6-9PN) y con magnitudes menores a r = -0.5 y porcentaje de varianza explicada de 0.47%. Cabe recordar que los modelos A y V en la parte norte era donde más se parecían. Para todas las localidades el índice positivo (índice que indica surgencia) puede mostrar que la combinación de salinidad con otro factor (*e.g.* radiación, temperatura, mezcla) durante un evento de surgencia, debe ser evaluado para explicar en parte las FAN de *Pseudo-nitzschia* spp. No obstante, un índice de salinidad positivo está en concordancia con la hipótesis de anomalías positivas para esta especie (Bates *et al.*, 1998; Anderson *et al.*, 2009).

El caso de *A. catenella* es más debatible, puesto que durante eventos FAN no se cumplía la hipótesis de anomalías negativas de Sal (Hamasaki *et al.*, 2001, Laabir *et al.*, 2011). Además, en los modelos GLM el efecto negativo de la Sal explica el 4.53% de la variabilidad de la Cla. Por otro lado, el índice de salinidad costera mostraba una fuerte correlación positiva (excepto en 7AC) con la Cla. Esto puede estar relacionado con que la condición del fitoplancton (número y/o tipo de especies) muestra una correlación con los niveles de salinidad (Uribe *et al.*, 1995; Valenzuela y Avaria, 2009). De todas maneras, hay que recordar que el efecto de la salinidad puede estar no bien representado por el promedio de ambos modelos, ya que la descarga de ríos por parte del Modelo A generaba una diferencia significativa en los niveles y la variabilidad de la salinidad en la ZS.

4.1.3 Densidad

Presentó un patrón oscilatorio claro con una relación inversa con la Cla en *Pseudo-nitzschia* spp. y *A catenella*. Sin embargo, una correlación negativa y significativa solo se presentó para 9PN y 7AC. Además, Rho no aparece covariando con la Cla en ninguna especie, y en eventos se le podía ver de manera positiva para *A. catenella*. El índice de Rho costera para *Pseudo-nitzschia* en las localidades 5, 6, 7 y 8PN se presentó con correlaciones positivas mayores a 0.39, lo cual se corresponde con un efecto positivo de Rho en el modelo GLM y anomalias positivas en eventos para *Pseudo-nitzschia*. Este explicaba el 4.19% de la variabilidad y fue levemente significativo. Esto último concuerda con la hipótesis de anomalía positiva para *Pseudo-nitzschia* durante los eventos. Esto puede deberse a que la densidad muestra un patrón parecido al de la salinidad en ambos modelos, con valores mayores en la ZN que en la ZS y un ciclo anual con valores más altos en la costa que en mar abierto (> 300 km) entre noviembre-diciembre hasta principios de abril (el máximo de salinidad era justamente entre octubre y abril). En el mencionado trabajo de Valenzuela y Avaria (2009), se indica que la correlación de la presencia de diatomeas tóxicas con los niveles de salinidad, también implica en cómo la salinidad juega

un papel en la densidad frente a la concentración celular microalgal. De esta forma, la salinidad sería más importante en regular la densidad y en la distribución de especies nocivas (Guzmán *et al.*, 2002; Uribe *et al.*, 1995; Arriagada *et al.*, 2003; Vidal *et al.*, 2006; Valenzuela y Avaria, 2009). En el último caso, este factor de salinidad-densidad tendría mayor relevancia desde un plano horizontal fiordo-océano (Valenzuela y Avaria, 2009). Por último, si bien para *A. catenella* la densidad apareció en algunos eventos como anomalía positiva, ésta no fue significativa ni estuvo presente en los modelos.

Pareciera ser que para estas tres últimas variables (Temp, Sal, Rho), los índices costeros fueron los que lograron cumplir con las hipótesis planteadas. En este sentido, un estudio dedicado a ver el cambio de estas propiedades en la costa versus mar abierto (*e.g.* por intrusión de masas de aguas, por surgencia) y el cómo este cambio afecta a la comunidad fitoplanctónica seria de utilidad.

4.1.4 Energía Cinética de Remolinos

La EKE es una de las variables de mayor interés y de mayor participación en la Cla. Aparece covariando en las CP tanto para *Pseudo-nitzschia* como para A. catenella. Con una oscilación más marcada hacia la ZS en ambas especies, muestra un claro efecto negativo en los modelos de A. catenella, explicando un 10.01% de la variabilidad de la Cla. Esto estaría en correspondencia con la hipótesis de anomalías negativas de la EKE durante los eventos. Sin embargo, para Pseudo-nitzschia spp. es complejo puesto que se presentó como anomalías positivas para en los eventos (acuerdo con la hipótesis), pero con un efecto negativo (1.22%) de la EKE en los modelos de esta especie. Si bien en el Anexo se observa con mayor profundidad lo que significa la EKE, esta puede incluir procesos que tienen más que ver con movimientos horizontales que verticales de la columna de agua (e.g. meandros, remolinos, corrientes, oleaje, mareas, esfuerzo del viento, ondas). En este contexto, el aumento de la EKE puede significar sacar del sistema fitoplancton, para ser llevado a otro sistema favorable o no para su proliferación. Por ejemplo, para A. catenella los patrones de dispersión observados los años 1996, 1998 y 2002 sugieren que las floraciones son iniciadas cerca de la costa y advectadas a lo largo de ésta por plumas de agua de menor densidad que pueden permanecer atrapadas en la costa (Molinet *et al.*, 2003), pero es la agregación física y la migración vertical de A. catenella el mecanismo que promueven y mantienen una floración (Espinoza-González y Bosaín, 2016). No obstante, Pseudo-nitzschia spp. no tiene esa capacidad por ser una diatomea (no posee flagelos para migrar en la columna de agua). Por lo tanto, no tenemos mayor información sobre cómo se vería beneficiada o despotenciada una floración producto de una advección horizontal. Además, cabe preguntarse cuánto de este efecto de la EKE es debido a la variabilidad significativa y magnitud que presentaba el Modelo A, que generaba un desacople con el Modelo V sobre todo en localidades de la ZN: 2, 3, 4 y 5PN.

4.1.5 Profundidad capa de mezcla

La Zml no muestra un patrón oscilatorio claro para Pseudo-nitzschia spp, pero si para A. catenella mientras más al sur (40°S). Para ambas especies, la Zml aparecía covariando con la Cla en los CPs. Para Pseudo-nitzschia no existe una relación clara salvo una correlación negativa en 2PN. En esta especie durante los eventos, se presentaba más como una anomalía positiva, a favor de la hipótesis planteada. Sin embargo llegó a estar con un 7.15% de participación en la Cla en los modelos GLM con un efecto negativo. Para esta especie, parece ser más clara una hipótesis de tipo "profundidad crítica" ("critical depth hypothesis", Sverdrup, 1953). Esta indica que durante invierno, la concentración de fitoplancton es generalmente baja y homogénea dentro de una capa de mezcla profunda, en la cual la intensidad de luz media es baja. En primavera, la concentración de fitoplancton superficial aumenta de forma marcada (llamada "floración de primavera") en asociación con una disminución de la profundidad de la capa de mezcla, lo que aumenta la intensidad de luz media. Sverdrup (1953) planteó entonces que la floración de primavera ocurre cuando la Zml se hace menos profunda que una profundidad crítica, definida como la profundidad por encima de la cual la producción total por área y la pérdida de biomasa están en equilibrio. Esta hipótesis ha sido usada en varias áreas marinas para investigar las condiciones que inician una floración de primavera; Atlántico norte (Obata et al., 1996; Siegel et al., 2002) y Pacífico norte occidental (Obata et al., 1996). Esta tesis tiene sentido si se piensa que las diatomeas necesitan de la surgencia para lograr captar luz y nutrientes, y esta misma surgencia (junto con el bombeo de Ekman) implica una capa de mezcla más superficial.

Para A. catenella, pareciera presentar una relación directa, que se observa en una correlación positiva en 7AC. Esta última se muestra reforzada con un índice de Zml con correlación positivo para Cla en A. catenella durante eventos, a pesar de la mayor aparición de anomalías negativa en los eventos. Esto ultimo esta a favor de la hipótesis inicial de anomalías negativas. Esta hipótesis se sostenía en el hecho de que para Valenzuela y Avaria (2009) las estaciones que muestran mayor influencia de aguas oceánicas o continentales, registraron las menores concentraciones celulares principalmente porque presentaron condiciones oceanográficas indicadoras de un proceso de mezcla. Sin embargo, utilizando la frecuencia de Brünt Väisälä no encontraron una relación clara entre los sectores de mayor abundancia fitoplanctónica y las zonas de mayor estratificación en la columna de agua. Aunque aquí si se presentó como una correlación negativa con la Cla en los eventos para A. catenella, estas fueron

bajas y no significativas (excepto en 5AC). En este caso, se puede estar dando una hipótesis de tipo "recuperación de perturbaciones" ("disturbance-recovery hypothesis", Behrenfeld, 2010; Behrenfeld y Boss, 2014). Esta hipótesis propone que un incremento estacional en la biomasa fitoplanctónica no es causado por un aumento en la producción bruta con aumento de la disponibilidad de luz en primavera, sino por una reducción en la tasa de pérdida (presión de pastoreo de zooplancton o consumo de fitoplancton por zooplancton) a través de un efecto de dilución de la capa de mezcla por una capa de agua más profunda. De esta forma, se podría hablar más de una estrategia competitiva por parte de A. catenella (versus otros integrantes del fitoplancton). En este sentido, que los índices de Zml al sur de 40°S sean mayores, sobre todo de julio a enero, puede ser un factor preponderante al momento de gatillar fenómenos FAN de esta especie. De todas maneras posee la capacidad de desplazarse verticalmente por la columna de agua, lo cual le otorga otra ventaja en condiciones ambientales adversas. Esta hipótesis ha sido observada en el océano del Atlántico norte (Boss y Behrenfeld, 2010; Behrenfeld et al., 2013), en el giro subártico occidental del Océano Pacífico Norte (Yoshie et al., 2003; Matsumoto et al., 2014), dentro del giro subtropical del Océano Pacífico Norte (Yasuda y Watanabe, 2007) y para el Mar Arábigo (Marra y Barber, 2005). Por otro lado, sigue siendo poco clara la relación entre Zml y A. catenella, puesto que si bien en los modelos GLM de A. catenella no fue significativa, la Zml oscilaba entre un efecto positivo y negativo hasta los 27m, donde cambió a un efecto positivo para después volver a un negativo en los 41m.

Estas dos hipótesis de generación de floraciones fitoplanctónicas ("critical depth hypothesis" y "disturbance-recovery hypothesis") requieren un estudio más acabado y preciso sobre la participación de la Zml y otros factores, lo cual escapa del alcance de este estudio.

4.1.6 Turbulencia

La mezcla vertical en la picnoclina, generada por los distintos fenómenos que inducen esfuerzos de corte, como: la descarga del río, el esfuerzo de corte del viento en la superficie, ondas y mareas internas (Stigebrandt y Aure, 1989), puede ser caracterizada y/o modelada de acuerdo al número de gradiente de Richardson (Sepúlveda-Steiner *et al.*, 2014). Este indicador de turbulencia no muestra un patrón oscilatorio claro en *Pseudo-nitzschia spp*, y va perdiendo su periodicidad mientras más se va hacia el sur en *A. catenella*. Al parecer, se observa con una correlación negativa en 6PN así como durante los eventos de *Pseudo-nitzschia* spp. De esta forma, se puede interpretar que mientras más estable sea la columna de agua (Ri > $\frac{1}{4}$), menor es la concentración de Cla para *Pseudo-nitzschia* spp. Esto, en

conjunto con un efecto negativo de esta variable en las relaciones GAM para *Pseudo-nitzschia spp*. (representando un 8.41% de la variabilidad de la Cla), cumplen con la hipótesis de flujo turbulento (Ri $< \frac{1}{4}$) para esta especie (Shin, 1999). Cabe recordar que a pesar de que ambas son especies FAN y forman parte del plancton marino, muestran algunas características contrastantes o antagónicas propias de las diferencias que existen entre estos dos grupos funcionales: dinoflagelados (*e.g. A. catenella*) y diatomeas (*e.g. Pseudo-nitzschia spp*.), por ejemplo su capacidad de movilizarse y de desenvolverse en los diferentes ambiente en la columna de agua. En ambientes turbulentos (*e.g.* influenciados por surgencia) las diatomeas se logran desarrollar debido a que por su falta de movimiento, la turbulencia la ayuda a evitar la sedimentación. En ambientes estables (*e.g.* disminución de salinidad, alta temperaturas en verano) los dinoflagelados son favorecidos porque muestran movimientos que les permiten evitar la sedimentación (Margalef *et al.*, 1979).

No obstante, en *A. catenella* también se presentaba como un efecto negativo en las relaciones GAM (representando un 2.76% de la variabilidad de la Cla), logrando así condiciones de alta turbulencia en los eventos en ambas especies, hipótesis contraria a la de flujos estables planteada en el caso de *A. catenella* (Villanueva, 2005). Sin embargo, como se muestra en el Anexo, en la ZS la mayor parte del tiempo se encuentra en condiciones que indican una mayor estabilidad en profundidad (Ri>0.25). Recordar que el Modelo A (V) intensificaba la estabilidad más hacia el sur (norte). Por otro lado, en el análisis de 2006-2014 en Guzmán *et al.*, (2015), se encontró una baja correlación entre la abundancia de *A. catenella* con las variables dirección y velocidad del viento. Esto indicaría que el forzamiento de estas variables sobre otros procesos físicos como formación de olas, corrientes y turbulencia de la columna de agua serían menos importantes que los efectos de la estratificación de la columna de agua por aportes de agua dulce desde ríos y glaciares (Guzmán *et al.*, 2015).

4.1.7 Estratificación

La estratificación (causada por diversos mecanismos) parece ser un factor preponderante para gatillar eventos FAN, sobre todo en la capacidad de influir en la disminución de la mezcla y posible zona de retención de partículas (Guzmán *et al.*, 1975; Espinoza *et al.* HAN 2016). La Estrat en eventos asociados a *Pseudo-nitzschia* es importante, ya que tiene una relación directa con la Cla. Esta relación directa se evidencia en una correlación positiva de la Estrat en 5 y 6PN con la Cla. Además, en las series de tiempo pasa desde un ciclo anual a dos máximos a medida que nos dirigimos hacia la ZS, demostrando una variabilidad bi-anual en esa zona. Esto está en contra de la hipótesis planteada, ya que

se esperaba que para *Pseudo-nitzschia* un aumento de la Estrat le fuera desfavorable. Sin embargo solo en los eventos fue posible observar una anomalía negativa. De todas maneras, existen trabajos que indican que floraciones de *P. australis* fueron frecuentes y persistieron durante más tiempo entre finales del verano y otoño en la Bahía Monterey, California, en condiciones de estratificación termal (Buck *et al.*, 1992; Walz *et al.*, 1994; Villac, 1996). Además, en el altamente estratificado estuario del río Zrmanja (Mar Adriático oriental; Burić *et al.*, 2008) y en Las Rías Bajas (Galicia; Velo-Suárez *et al.*, 2008) sucedió lo mismo. Finalmente, Avaria (2008) en los cruceros CIMAR Fiordos 1-4 que abarcan toda la Patagonia chilena, encontró que *Pseudonitzschia cf. australis* era de las especies más importantes cuantitativamente hablando. Aquí, indica que el crecimiento y acumulación de fitoplancton en la superficie puede atribuirse al aumento de la estabilidad vertical y a la estratificación de la superficie de la columna de agua debido a la fusión de hielo en los fiordos más australes (Pizarro *et al.*, 2000).

Para A. catenella también existe una relación directa con la Cla, a la vez que aparece covariando con ella. Durante los eventos, el índice de Estrat muestra una correlación positiva con el índice de Cla. Esto confirma la hipótesis de una anomalía positiva de Estrat para Cla en A. catenella (Guzmán y Lembeye, 1975, Guzmán et al., 1975, Villanueva, 2005, Buschmann et al., 2016, Núñez y Letelier, 2016). No obstante, no apareció como un predictor significativo para el modelo GLM de A. catenella y como anomalia negativa en los eventos. Sin embargo, al combinarse con Estrat:Localidad presentó un situación límite en la localidad 4AC. En la ZN (1AC, 2AC, 3AC), mientras mayor Estrat, mayor concentración de Cla. No obstante, en el sur (5AC, 6AC, 7AC) esto se invierte mostrando una caída de la concentración de Cla con la Estrat. A pesar de eso, los valores siguen siendo lo bastante grandes en magnitud como para mantener una estratificación marcada de la columna de agua. Otra interacción con alguna otra variable se debe incluir para el estudio del período o estación en la cual esto ocurre. Braun et al., (1993) en un crucero entre 43-45°S y 49-55°S propusieron que el aumento de las precipitaciones durante un largo período de tiempo, como consecuencia de alteraciones globales, produce un notorio descenso de la salinidad de superficie y un aumento de la estratificación. Recordar que el Modelo A mostraba una Estrat importante producto de los ríos y canales en la ZS, aumentando los valores en ciertas zonas. Esta última aumentaba justamente desde fines de abril hasta fines de octubre (otoñoinvierno) debido probablemente al aumento de precipitación. El descenso de la salinidad implica una disminución en la concentración de nutrientes en el estrato superior, mientras que el estrato subsuperficial presentaría una alta concentración de nutrientes no utilizados por encontrarse bajo la capa fótica (Uribe, 1988). La disminución de las precipitaciones durante primavera-verano reduce la estratificación y como consecuencia ascienden aguas ricas en nutrientes a la zona fótica, favoreciendo el desarrollo de floraciones de fitoplancton subsuperficiales (Braun *et al.*, 1993).

4.1.8 Radiación Fotosintéticamente Activa

La PAR es la variable más importante y que mayor porcentaje de varianza explicó para la Cla en ambas especies. Para Pseudo-nitzschia spp. presentó un patrón oscilatorio y una relación inversa con la Cla (al igual que para A. catenella). Esta relación se muestra fortalecida con una correlación negativa de la variable en todas las localidades para ambas especies y del índice de PAR costero en 10 localidades (3 de AC). Aparece covariando en varias oportunidades con la Cla de Pseudo-nitzschia spp. y con correlaciones negativas durante los eventos para las dos especies. Estos resultados claramente son contrarios a las hipótesis de anomalías positivas de PAR (o de radiación en general) para ambas especies, sobre todo si la PAR mostraba un ciclo anual con máximos costeros entre octubre y abril, o sea, primavera y verano (al igual que la Cla). Una explicación para este artefacto puede ser que durante los eventos siempre se presento con una anomalia positiva y para el modelo GLM de A. catenella si bien existía una relación positiva con la PAR en las relaciones GAM (38.86% GLM) fue hasta ciertos valores (11.84 E/m²day), y luego decaía. Esto mostraría una saturación de la fotosíntesis a valores mayores de PAR. Este valor es un poco mayor a la saturación de luz de 90 μ mol m⁻² s⁻¹ (7.7 E/m²day) en un cultivo mediterráneo de Alexandrium catenella a 20° C en el trabajo de Laabir et al. (2011). En Chile, Montecino et al., (2001) plantea que A. catenella, muestran mayor adaptación a condiciones de baja PAR, por lo que son más afectadas a la exposición de ciertos tipos de radiación. A pesar de esto, el crecimiento no se invierte ya que muestra respuestas de evasión, como la migración vertical en relación con la fuente de radiación, lo que podría ser el caso de esta especie en el medio natural (Montencino et al., 2001). Los dinoflagelados en este sentido, no son estrictamente organismos positivamente o negativamente fototácticos, puesto que varían a lo largo del día y por la intensidad de la luz (Fauchot et al., 2005). De acuerdo con esto, Jacob et al (2014) plantean que el fitoplancton primaveral (donde hay mayor radiación) está dominado por grandes células en la sección más septentrional de la Patagonia (41-43 ° S), mientras que los pequeños flagelados y picofitoplancton dominan la producción primaria y la Cla en las zonas más al sur (50°S), especialmente las áreas afectadas por el derretimiento glacial. Aquí, los Campos de Hielo Norte y Sur liberan grandes cargas de materia inorgánica, lo que conduce a una fuerte atenuación de la luz PAR (Pizarro et al., 2005; Montecino y Pizarro, 2008). En estas condiciones, cuando tanto las concentraciones de nutrientes como la disponibilidad de luz son bajas,

especies de fitoplancton de gran tamaño (diatomeas) no pueden competir con fitoplancton de menor tamaño (dinoflagelados) (Chisholm, 1992; Kiørboe, 1993).

En el modelo GLM de *Pseudo-nitzschia* a diferencia con *A. catenella*, siempre presentó un efecto negativo (48.95%) pero con anomalia positiva en los eventos. Un estudio reciente (Chen *et al.*, 2017), examinó los efectos de la exposición a corto plazo a la radiación solar y las variaciones diarias en el rendimiento fotosintético en *P. pungens* a diferentes temperaturas. Ellos descubrieron que la mayor parte de la inhibición observada (60-80%) de la fotosíntesis de esta especie cuando se aclimata a 20°C, se debió a la PAR y la cantidad de inhibición permaneció constante independientemente del tiempo de exposición. Sin embargo, el rango de µmol photons $m^{-2} s^{-1}$ a los cuales la fotosíntesis de estas diatomeas se satura o crecen, depende de la especie (Bates *et al.* 1998; Cochlan *et al.* 2008). A pesar de lo anterior, no hay pruebas suficientes sobre las relaciones irradiancia-crecimiento-fotosíntesis en organismos tóxicos en Chile (Lelong *et al.*, 2012) y un mayor estudio detallado se requiere para dilucidar conclusiones con respecto a la intensidad de los distintos tipos de radiación (radiación ultravioleta, infrarroja, de onda corta o larga, etc.) y el cómo afecta el desempeño de la PAR a las floraciones algales.

4.1.9 Profundidad del fondo de la capa eufótica

La ZEU es la segunda variable de mayor importancia después de la PAR. Mostró una oscilación clara con una relación inversa con la Cla de ambas especies. Esta relación inversa es evidenciada en correlaciones negativas de la variable y del índice (excepto 7PN y 5AC). En los eventos también se observó una correlación negativa. Que ZUE se identificara con efecto negativo en ambos modelos GLM (34.52 % para *A. catenella* y 16.40% para *Pseudo-nitzschia* spp.) a pesar de su anomalia positiva en los eventos, va en contra de la hipótesis de anomalías positivas para esta variable. Sobre todo al mostrar un ciclo anual con máximos entre octubre y abril y un dipolo en la ZN y ZS dejando entre los 34° y 38° S los menores valores en el año. No obstante, la relación entre el grosor de la capa fótica y la concentración de fitoplancton no siempre es tan directa, recordando que esta variable depende tanto de la PAR, la turbidez del agua, la Capa de Mezcla y la mezcla producto de la turbulencia y el viento. Pizarro *et al.*, (2005), plantearon que un mecanismo que estaría modulando la distribución de la clorofila registrada en su zona de estudio, y lo que podría estar sucediendo aquí, es la profundidad de la Zml versus la ZEU. Por ejemplo, en el sector occidental del Estrecho de Magallanes (52-53°S), una Zml más profunda es desventajosa para las diatomeas y dinoflagelados, que deben pasar más tiempo en la capa baja de la PAR (Ríos *et al.*, 2016). La relación potencial directa entre ZEU y la clorofila avala

esta afirmación (Pizarro et al., 2005). Por tanto, un estudio con la interacción de ambas variables sería clave en este caso. Pizarro et al., (2002), encontraron que en Antofagasta durante cruceros en enero y julio de 1997, se produjeron cambios significativos en la columna de agua, incluyendo temperaturas más altas en la ZEU, profundización de la termoclina por debajo de la ZEU y un aumento de la concentración de oxígeno como resultado de la termoclina más profunda (Morales et al., 1999). La profundización de la termoclina por debajo de la ZEU produce una limitación de la luz y una limitación de nutrientes debido a la intrusión de Agua Subtropical (González et al., 1998). A esto se le suma que el pastoreo de zooplancton es otro factor importante que influye en la concentración de Cla. González et al. (1998) reportaron para el área de Antofagasta durante los mismos períodos de muestreo en 1997, que estas tasas fueron al menos dos veces más altas en enero que en julio. Por su parte, Montecino et al., (2004) en cruceros en octubre (1998) y julio (1999) en Concepción, dan cuenta de un cambio en los ensambles de fitoplancton de dinoflagelados a diatomeas, con una disminución en la abundancia de células. Hipotetizan que al estar expuestos a una capa mixta más turbulenta, impidió que las poblaciones específicas permanecieran bajo condiciones de luz apropiadas. De esta forma, la evidencia empírica sobre los ajustes de los ensambles de fitoplancton a la disponibilidad de la luz apoya aún más la diferencia interregional de los niveles de producción en esta zona altamente productiva (Montecino et al., 2004). Finalmente, Pizarro et al., (2005) encontró que en la zona de Magallanes Norte, la tendencia es presentar una relación potencial inversa entre la ZEU y la clorofila, al igual que en las localidades de latitudes medias mencionadas (Pizarro et al., 2002, Montecino et al., 2004). Aquí la mayor profundidad de la zona eufótica está asociada a una mínima concentración de clorofila superficial (0 m) más que a la concentración de clorofila integrada en la ZEU (Pizarro et al., 2005). La magnitud de la clorofila evidencia la estructura de tamaños del fitoplancton y en consecuencia la productividad primaria en sistemas de latitudes bajas y medias. En la zona austral, también se tiene una variabilidad y magnitud similar a la encontrada en latitudes medias y bajas de la costa de Chile pero cuyo origen causal es diferente (e.g. Pizarro et al., 2002; González et al., 1998; Morales, et al., 1996). En el mar interior de Chiloé y el norte de la Patagonia, los cambios latitudinales observados en productividad primaria parecen estar ligados a patrones interanuales, los que son reforzados por la marcada variabilidad estacional, especialmente en lo que se refiere al clima lumínico disponible en la columna de agua (Pizarro et al., 2005b, González et al., 2010). Como indicado anteriormente por Jacob et al. (2014), distintas influencias terrígenas podrían modular a favor de células de fracción pequeña (probablemente flageladas) adaptadas a columnas de agua estratificadas con menores ZEU o a diatomeas grandes floreciendo en áreas oceánicas con ZUE y Zml mayores (como en el Canal Moraleda; Paredes y Montecino, 2011).

En la Fig. 3.43 se muestra un esquema que trata de resumir la influencia de cada uno de los factores estudiados aquí. Mientras más signos (positivos, +, o negativos, -) más significativo es el efecto que tiene esta variable en la especie.



Figura 3.43 Esquema de la influencia de los factores ambientales y temporales en las dos especies FAN estudiadas. Este puede ser un efecto positivo (+), negativo (-) o indeterminado (O). Mientras más signos tenga, más significativo el efecto.

En cuanto a las variables de tipo "categóricas", no hubo un mayor porcentaje de varianza explicada en los modelos de ambas especies. Para *A. catenella* la variable Estación explicaba un 0.75% (0.66% en interacción con la Temp) de la variabilidad de la Cla y la variable Localidad solo apareció en interacción con la Estrat, representando ambas el 0.65%. Se debe aclarar que la variable Mes se descartó de los GLMs debido a que la variable Estación era obtenida a partir de los meses. Esto implica una singularidad ya que ambas variables predictoras no son linealmente independientes. Comúnmente a esto se le denomina "Trampa de variables Categóricas" ("The Dummy Variable trap",

Suits 1957). De esta forma R (y cualquier otro paquete estadístico) no puede estimar todos los parámetros al estar ambas presentes. De la variable Estación, fue la primavera la de mayor significancia seguida por el verano. En cuanto a las localidades, fue la combinación de 6AC junto a la estratificación (Localidad6:Estrat) la única significativa. Si bien Mes no entro a los modelos, de la Tabla 3.7 en 69 eventos (Cla>0) el 37,68% fue en enero, 11,59% en diciembre y 10,14% en octubre. Esta tabla también muestra que en verano fue un 56.52% de los eventos, seguido de primavera (26,08%) y otoño (17,39%). Para *Pseudo-nitzschia* spp. la variable Localidad explicó el 2.29% de la variabilidad y la Estación el 2.02%. De las localidades, la 6 y 8PN fueron las únicas significativas. De las estaciones, solo la primavera fue altamente significativa. Según la Tabla 3.6, para 45 eventos (Cla>0), el 22.22% fue en enero, 17.78% en febrero y 17.78% en noviembre. Además, el 51.11% fue en verano, 37.78% en primavera y 8.89% en otoño. Los resultados de estaciones y meses están de acuerdo con las hipótesis planteadas, tanto para *A. catenella* (Molinet *et al.*, 2003; Villanueva 2005; Seguel *et al.* 2010; Guzmán *et al.*, 2002, 2007, 2009, 2010, 2015) como para *Pseudo-nitzschia* spp. (Uribe *et al.*, 1995; Seguel *et al.* 2010; Guzmán *et al.*, 2015). Un estudio más detallado se requiere en esas localidades en particular.

A pesar de lo anterior, no deja de ser cierto que los algoritmos de cálculo entre variables, específicamente PAR, ZEU y Cla, pueden involucrar las mismas bandas de longitudes de onda (aparte de venir de la misma fuente de datos). El algoritmo de cálculo de la clorofila puede depender de λ azul , λ verde, y/o λ rojo, que son las longitudes de onda específicas del instrumento más próximas a 443, 555 y 670 nm, respectivamente (O'Reily *et al.*, 2000; Maritorena y Siegel, 2005; Hu *et al.* 2012). La PAR requiere de la disponibilidad de radiancias observadas en la parte superior de la atmósfera en el régimen espectral visible (400 a 700 nm) que no se saturen sobre las nubes. Estas bandas dependen para el sensor utilizado, pudiendo coincidir con la clorofila (al menos en una banda) en los sensores SeaWiFS, MODIS, MERIS y VIIRS (Frouin *et al.*, 2002). La ZEU por su parte, es calculado directamente de los productos de clorofila (método ponderado), utilizando la siguiente ecuación empírica (Morel *et al.* 2007):

 $ZEU = 10^{1.524 - 0.436y - 0.0145y^2 + 0.0186y^3}$

 $\operatorname{Con} y = \log_{10} \operatorname{Cla}$

Por lo tanto, la alta covariabilidad entre estas variables, puede depender significativamente de cómo son calculadas, más que por cómo afectan ellas directa o indirectamente a la clorofila. El breve experimento sin PAR ni ZEU arrojó que el modelo de *Pseudo-nitzschia* spp. con la interacción Temp:Sal, explica el 60.49% de la varianza de la clorofila. Para las variables más significativas y con mayor porcentaje de explicación (Fig. 3.44 y Tabla 3.9), las Localidades 5 y 6PN muestran un efecto positivo y significativo. Rho tiene un efecto positivo hasta los 1025.25 kg/m³ donde se vuelve negativo. Zml y Sal presentan efectos negativos. Finalmente, Temp:Sal es similar al caso *A. catenella* con PAR y ZEU, pero con mayores gradientes producto de la salinidad. Por otro lado, *A. catenella* no considera interacciones y explicó el 66.45% de la clorofila mostrando que EKE muestra un efecto positivo en las primeras decenas de cm²/s², Zml es positivo hasta los 40 J/m³, pasa a positivo hasta los 60 J/m³ para volver a ser negativo. Turb no es tan clara, alternando en efectos positivos y negativos y Temp posee un claro efecto positivo hasta los 14°C, donde pasa a ser negativo. Un trabajo futuro seria evaluar y/o validar estas últimas relaciones obtenidas.



Figura 3.44 Resultados de relaciones funcionales del modelo GAM de la clorofila para *Pseudo-nitzschia* spp. y predictores temporales, geográficos y ambientales obtenido del modelo.



Figura 3.45 Resultados de relaciones funcionales del modelo GAM de la clorofila para *A. catenella*. y predictores temporales, geográficos y ambientales obtenido del modelo.

Finalmente, cabe mencionar la importancia de la variación anual de los factores en conjunto con la Cla. Recordando que la más alta energía estaba centrada en el ciclo anual de la Cla. Este ciclo de la clorofila tenía máximos entre octubre y abril, y coincidía con los mismos períodos en varios factores descritos aquí. A este ciclo se le superponía tanto un ciclo semianual, como uno interanual de 3.5 años probablemente asociado al ENSO. Esto último si se ha visto, ya que las floraciones y en particular el VPM muestran diferencias interanuales, caracterizadas por períodos leves e intensos. Se ha asociado la extensa cobertura geográfica de las floraciones en los fiordos chilenos con factores climáticooceanográficos responsables de la iniciación de estos fenómenos (Guzmán et al., 2012b). Existen varios autores que relacionan el florecimiento de A. catenella a fenómenos ENSO (Braun et al., 1993; Uribe et al., 1995; Guzmán et al., 2002; Molinet et al., 2003; Guzmán et al., 2014, 2016; Cornejo et al., 2016; Guzmán et al., 2016b; Buschmann et al., 2016; Hernández et al., 2016; Martínez et al., 2016; Clement et al., 2016). Guzmán et al., (2014, 2016) para la región de Magallanes mencionan que la abundancia de microfitoplancton y la abundancia relativa de A. catenella mostraron una correlación significativa con el Índice Multivariable ENSO (MEI), pluviometría y anomalías estandarizadas de la temperatura del aire, anomalías estandarizadas de la temperatura del agua y de la salinidad. Finalmente, plantean la hipótesis de que existen vínculos entre la abundancia de micro-fitoplancton, de A. catenella y abundancias de otros dinoflagelados a través de las teleconexiones con el ENSO, que son moduladas
por factores climáticos y oceanográficos. Estos generan cambios en el patrón de precipitaciones, temperatura del aire y probablemente derretimiento de glaciares, y sugiriendo un factor desencadenante a escala macro que regula las distribuciones y abundancias de microfitoplancton y A. catenella, pero factores locales posteriores regularían estas variables bióticas (Guzmán et al., 2014, 2016). Por último, Guzmán et al., (2016b) y Cornejo et al., (2016) muestran evidencias que vinculan la última floración del 2016 con El Niño 2015-16 que se manifestaron hasta otoño e incluso invierno del 2016 (Buschmann et al., 2016). Estas incluyen un desplazamiento hacia el sur y el mantenimiento prolongado del anticiclón del Pacífico con claras anomalías positivas de temperatura y de presión atmosférica (Buschmann et al., 2016), determinando una declinación de frentes de mal tiempo, alta radiación, ausencia de lluvia, menor escorrentía de ríos, altas temperaturas del agua, un debilitamiento de la fuerza (Hernández et al., 2016) y dirección del viento y una fuerte anomalía de menor nubosidad (Buschmann et al., 2016). Sin embargo, estas teleconexiones de tipo atmosféricas recién se están entendiendo y el cómo afecta de distintas maneras al extremo sur (área norte de Magallanes) y al extremo norte (Los Lagos y Chiloé) de los fiordos, es algo que aún está en proceso de estudio. La limitación en las series de tiempo del estudio mostrada aquí condiciona la posibilidad de hacer un estudio más detallado para este fenómeno. Sin embargo, urge entender el cómo afecta los fenómenos climático-oceanográficos, así como las teleconexiones con el ENSO, en los FAN en Chile.

4.2 Limitaciones, trabajos futuros y proyecciones.

4.2.1 Limitaciones

Las limitaciones de esta investigación son muchas y abarcan distintos niveles de conocimiento. En primer lugar, la base de datos que fue construida para recrear los eventos históricos de FAN en Chile entre 1997 y 2012, es una base de datos que no está validada oficialmente. La información está constituida por 34 documentos en total y abarca desde los 18° hasta los 45° aproximadamente. En estos registros se identifica la presencia del VPM y/o *Alexandrium catenella* y VAM y/o *Pseudo-nitzschia spp.* ya sea en muestras de agua o en carne de mariscos. Sin embargo, estas apariciones quizás no son realmente eventos masivos de FAN, sino más bien un registró aislado en la columna de agua o en la carne de mariscos de la toxina o de la especie en cuestión, sin constituir necesariamente una floración. Además, el muestreo puede no ser similar durante los diferentes años y/o aumentar durante un evento, lo que puede contribuir a fluctuaciones en la series de tiempo de los eventos FAN. Se requiere realizar una contrastación con bases de datos que posea el ISP o IFOP en Chile, de manera de validar estos

eventos o apariciones. Lamentablemente, la información de abundancia de especies toxicas y potenciales toxicas, solo esta disponible *on-line* desde el año 2017 [Webmap monitoreo de las mareas rojas en el sur de Chile 2017; *https://www.ifop.cl/marearoja/*]. Además, en muy pocos de estos trabajos se ahonda en las variables físicas, biológicas o químicas en el momento de la detección de la toxina o la especie, lo cual hubiera sido clave en el momento de parametrizar algún modelo que intente predecir estos eventos en función de los posibles factores que los gatillan.

Por otro lado, en este modelo para su mayor simplicidad, no se considera el aporte de nutrientes en el sistema; clave para definir el florecimiento de cualquier tipo de alga. Por mucho que se tengan las condiciones físicas y biológicas necesarias, si no se tiene una disponibilidad de nutrientes, no se podrá gatillar un evento FAN (Trainer et al., 2000; Kudela et al., 2003; Fehling et al., 2006; Anderson, 2006; Granéli & Flynn, 2006; Guzmán et al., 2010b;). Aunque se logre gatillar, quizás no están disponibles o no sean limitantes los que son necesarios para hacer que una especie sea tóxica o aumente su toxicidad a niveles que generen alerta sanitaria (Rue & Brulan, 2001; Anderson et al., 2002; Maldonado et al., 2002; Kudela et al., 2003; Collos et al., 2004, 2007, 2009; Granéli & Flynn, 2006; Guzmán et al., 2009; Jauzein et al., 2010; Tatters et al., 2012; Garrido et al., 2012). Es por esto que se necesita complementar con un conocimiento de los ciclos y procesos biogeoquímicos de los elementos claves que sirven de base para los FAN (silicatos, fosfatos, nitratos, nitritos, nitrógeno orgánico disuelto y amonio), así como sus forzantes físicos que afectan su distribución (Guzmán et al., 2009) y así acoplarlos a los modelos conceptuales físico-biológicos. Estos modelos biofísicos deben considerar, a su vez, la presencia simultánea de diferentes especies y grupos de microorganismos que pueden afectar el crecimiento de las especies FAN, ya sea por competencia sobre uno o varios recursos limitantes, por pastoreo, por desplazamiento, o por alteración funcional de los procesos fisiológicos intrínsecos de cada especie (Okaichi, 2003; Córdova et al, 2003). Las estrategias competitivas de adaptación y sobrevivencia que cada especie utilice son determinantes para poder desarrollarse o dominar en un espacio y tiempo determinado (Guzmán et al., 2015). Así, tasas de crecimiento, enquistamiento, mortalidad y alimentación toman una importancia vital para para poder conocer y comprender mejor la dinámica poblacional, distribución y abundancia de las diferentes especies toxicas (Guzmán et al., 2015).

Otro problema que se puede considerar al momento de generar este tipo de modelos y estudios de factores gatillantes, es la utilización de modelos hidrodinámicos. Lamentablemente, en Chile no contamos con series de tiempo largas de variables a distinta profundidad y con gran cobertura espacial.

Los modelos hidrodinámicos nacen como una solución a este problema, aportándonos con salidas de varias variables de un sistema altamente dinámico. A pesar de los adelantos en los modelos, algunos de los principales obstáculos señalados siguen siendo la asimilación de las observaciones físicas para mejorar el rendimiento del modelo hidrodinámico y la incertidumbre en las condiciones iniciales y de contorno que se aplican (Franks, 1997). En conformidad con lo anterior, los modelos aquí aplicados no tienen la resolución que se hubiera deseado para cumplir con nuestros objetivos. Esto se debe a que estos no fueron simulados para este fin y son solo un producto disponible y accesible para la realización de esta investigación. Si bien los FAN son fenómenos que pueden ser trasladables en la meso y pequeña escala (~4 km), es esencial tener información en la escala espacial y temporal de centenas de metros y días-semanas que parecen ser más consistentes con la evolución de mareas rojas (T. Antezana, com. pers.). Por último, el utilizar el promedio de ambos en la mayoría de los casos puede permitir suavizar los errores o valores atípicos que cada modelo posea individualmente, sobre todo si ambos modelos tienen un comportamiento similar. No obstante, en ciertas variables donde no eran similares (e.g. salinidad del Modelo A era mejor representada que en Modelo V), esto puede conllevar a errores. Un mejor método (aunque más largo) hubiera sido estudiar la variabilidad de los modelos y en los casos donde hubiera habido un sobreposición de ambos, haber tomado unos ejemplos para mostrar que son iguales o consistentes y haberse quedado con uno de los dos.

Por otra parte, si bien la información satelital se muestra como plataforma eficaz para la obtención de una visión sinóptica de diversas características de la superficie del océano en grandes áreas espaciales, igual poseen una baja resolución espacial y temporal en las imágenes del color del océano. Esta baja resolución temporal nos ha llevado, por ejemplo, a promediar los distintos métodos con los cuales puede estar calculada una misma variable (Métodos de promedio simple, de promedio ponderado y GSM), y así poseer mayor cobertura temporal pero también mayor ruido. Por otro lado, existe incertidumbre en utilizar la concentración de clorofila-a como proxy de la abundancia de fitoplancton en el mar. El problema es que no todos los organismos que constituyen el fitoplancton poseen la misma cantidad de pigmentos por célula, y no toda la clorofila detectada está en células vivas (Buschmann *et al.*, 2016). Esto implica una falta de especificidad taxonómica en la información satelital que no nos permite discriminar entre las distintas especies de fitoplancton (Allen *et al.*, 2008; Stumpf *et al.*, 2009). Además, las bandas del espectro electromagnético para estimar la clorofila son la azul y el verde, y son justamente estas bandas las que son mayormente afectadas por sustancias coloreadas disueltas de origen terrestre provenientes de re-suspensión de sedimentos en el mar, plumas de ríos y escorrentía superficial (Buschmann *et al.*, 2016). Es por esto que para aguas costeras ópticamente complejas las

señales de alta clorofila no son necesariamente indicadores de un florecimiento de algas. Según Buschmann *et al.*, (2016), sería bueno contrastar la información de Cla con la estimación satelital de fluorescencia superficial, ya que ésta aunque muestra limitaciones por utilizar mediciones en el color rojo del espectro (de menor energía que restringe a mediciones superficiales), entrega un indicador más confiable del fitoplancton que efectivamente está haciendo fotosíntesis, por lo que juntas permiten hacer una mejor inferencia sobre la dinámica de una floracion algal. Además, al no disponer información de abundancia relativa o conteo de células de ambas especies, se asumió para los analisis que durante una floración la especie dominaba el total de la clorofila, lo cual no siempre es el caso.

Además, con el objetivo de simplificar el problema, se asumieron y se aproximaron ciertos valores de variables así como también se promediaron las variables por mes, por modelos y por rectángulo de evento. Esto no es correcto ya que como se dijo antes, las FAN tienen escalas espaciales y temporales de kilómetros y días-semanas (T. Antezana, *com. pers.*), y las condiciones promedio de un mes donde haya ocurrido un evento no necesariamente evidencian las condiciones físicas o biológicas presentes en el ambiente durante el evento. Además, el promediar los modelos implica mayor ruido a los valores tanto de magnitud como de variabilidad. Un mejor método hubiera sido estudiar la variabilidad de los modelos y en los casos donde hubiera habido un sobreposición de ambos, haber tomado unos ejemplos para mostrar que son iguales o consistentes y haberse quedado con uno. Sin embargo, esto hubiera hecho demasiado tediosa la tarea, ya que hubiera requerido un estudio minucioso en cada una de las 14 localidades de sobreposición. El promedio de las variables dentro de un rectángulo definido en donde posiblemente ocurrió el evento, fue para poder obtener series de tiempo de las variables en cada zona de ocurrencia FAN. Se asume que las variables físicas y biológicas no cambian mucho en unos cuantos minutos o segundos sexagesimales.

Aparte de las limitaciones en el análisis de datos y los resultados obtenidos, también existen supuestos en la formulación de las hipótesis realizadas en este estudio. El afirmar que la ocurrencia de eventos FAN puede estar condicionado por la alteración de uno o varios factores, si bien puede ser cierto, no está lejos de ser especulaciones debido a la recurrencia de ciertos valores, estaciones, condiciones, o anomalías de estas variables en los eventos en Chile. Lamentablemente en Chile, son pocos los estudios que se ahondan en profundizar de manera integrativa en los factores que desencadenen un evento FAN de estas especies (la mayoría son en laboratorio, y no en ambiente natural), por lo que teorizamos a partir de su recurrencia, según la escasa información física, química y biológica del sistema, a partir de la fisiología y la biología de las especies en cuestión y según lo que la amplia literatura extranjera nos puede entregar con respecto al tema.

Finalmente, aunque existen problemas y limitaciones en este estudio, se debe hacer mención del intento por generar un modelo integrativo de la problemática FAN en el país, indicando de que aparte de los extensos monitoreos para comprender los factores que están relacionados con la aparición de *A. catenella* en la zona austral del país por parte del IFOP y el reciente trabajo en proceso de validación de Silva *et al.*, (2016), no existe un modelo de este tipo en el Chile. La metodología planteada en este estudio, por tanto, es completamente novedosa y es el primer punto de partida para un modelo que considera las múltiples áreas del conocimiento oceanográfico-ambiental de los fenómenos de marea roja. Tanto los resultados como los problemas aquí mencionados, se deben revisar en una próxima configuración de un trabajo futuro, para que de esta manera se pueda proyectar un siguiente estudio que pueda contribuir al entendimiento y modelación de estos fenómenos en el país.

4.2.2 Trabajos futuros y proyecciones.

Toda la evidencia descrita apunta hacia lo complicado del fenómeno de las floraciones de algas nocivas. La escala de los fenómenos, las interacciones múltiples y complejas de la biología con los numerosos factores climáticos, hidrológicos y oceanográficos hace un escenario difícil para su certera predicción (Buschmann *et al.*, 2016). Además, si bien podemos tratar de dimensionar los impactos socio-económicos que trae consigo estos fenómenos para el ser humano, aún no somos capaces de entender los efectos en los ecosistemas de las zonas afectadas. Al ser una especie de altísima toxicidad, es capaz de dominar y monopolizar los recursos ambientales, reestructurando drásticamente las comunidades planctónicas, afectando en su productividad e incluso excluyéndolas, alterando el equilibrio y la trama trófica de la diversidad natural de especies (T. Antezana, *com. pers.*). Ahora, si consideramos que *A. catenella* es responsable de más del 90% de los eventos tóxicos, quizás podríamos acotar el problema y ser capaces de abordarlo de otro punto de vista. Sin embargo, su ciclo de vida es muy complejo y puede aflorar en una gran variedad de ambientes de la costa chilena, por lo que aún falta mucho por estudiar y aprender de esta especie. Además, tampoco se sabe mucho de las otras especies nocivas (como *Pseudo-nitzschia*) de Chile y sus potenciales factores que gatillen eventos que pueden ser igual de importantes a los de *A. catenella* (Buschmann *et al.*, 2016).

Mediante estudios cuantiosos y destinados a la investigación de células de microalgas FAN en Chile, sus series de tiempo y como éstas se pueden ver afectadas por los factores físicos, químicos y biológicos, se puede realizar un análisis estadístico de esas variables ambientales y la ocurrencia de FAN, ajustando un modelo estadístico de coherencia de marea roja en Chile. En este estudio se utilizó un enfoque GAM-GLM para desarrollar modelos de concentración de clorofila relacionada con la aparición FAN de A. catenella y Pseudo-nitzschia spp. En Chile, la combinación de modelos GAM y GLM parecen ser un enfoque eficaz para evaluar algunos efectos ambientales sobre los factores gatillantes de eventos FAN, llegando a ser herramientas importantes para proporcionar orientación para la formulación de políticas, aunque las predicciones de dichos modelos puedan ser inciertas. El procedimiento GAM, que se empleó principalmente como un medio para encontrar las formas funcionales para el modelo GLM, resultó ser una herramienta muy útil para visualizar las relaciones entre los distintos predictores y la clorofila. El procedimiento GLM proporcionó indicaciones más sólidas de la importancia relativa de los predictores. Aunque las variables ambientales, aportaron solo una pequeña proporción de la varianza explicada por los GLM, proporcionaron relaciones significativas e importantes. Si bien nuestro enfoque de modelado parece haber tenido un desempeño satisfactorio y que se obtuvieron resultados útiles, vale la pena considerar aspectos para mejorarlo. Las principales incertidumbres se deben a un conocimiento limitado de los factores gatillantes de FAN y sus interacciones que influyen en el ecosistema y la variabilidad natural del sistema. Esto se trató de solucionar con los análisis estadísticos previos. Sin embargo, las relaciones que encontramos entre la concentración de clorofila y los factores ambientales no son prueba de causalidad, y puede haber resultado de la sincronía entre estas variables. Por lo tanto, se necesita probar estas relaciones con mejores conjuntos de datos asociados a células de la abundancia de especies FAN y no solo a clorofila. Sin embargo, estos modelos son una de las mejores herramientas disponibles para predecir futuros escenarios de FAN en Chile.

Algunas ideas para expandir estos tipos de modelos, de manera de lograr el propósito de predicción, según N. Hendrix (*com. pers.*): (1) dividir el conjunto de datos en un set de entrenamiento del modelo y un set de prueba del modelo, así los valores predichos del modelo se comparan con los valores de datos no utilizados para ver qué tan bien se realizó el modelo, (2) Probar nuevas, distintas y múltiples interacciones de los factores de manera de ver como se manifiesta el efecto sinérgico de ellos, (3) mirar los desfases de las covariables para ver si hay algunas combinaciones de covariables que preceden a los eventos FAN, (4) incorporar la autocorrelación temporal en el modelo como un efecto aleatorio (a diferencia de cada mes o estación como un efecto fijo) de manera de evaluar la persistencia de las variables, (5) evaluar los residuos por localidad para ver si hay patrones espaciales, (6) incorporar transporte terrestre al modelo (es decir, flujo direccional), esto también podría ser utilizado para evaluar retrasos espaciales (*e.g.* turbulencia en una localidad que se encuentra aguas arriba de otra), (7) a veces

los modelos con diferentes mecanismos pueden tener una capacidad predictiva similar (AIC u otra métrica), estos pueden promediarse para limitar la posibilidad de falsos positivos o verdaderos negativos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren expresar su agradecimiento para con los investigadores que se dieron el tiempo de orientar este trabajo; Dr. (c) Marco Pinto, Dra. (c) Fabiola Villanueva, Dr. (c) Maximiliano Vergara, Dr. David Cassis, Dra. (c) Dharma Reyes, Dr. Máximo Frangopulos, Dr. Marco Correa, Dr. Tarsicio Antezana y Dr. Noble Hendrix. También agradecer al Dr. Andrés Sepúlveda y Dr(c) Osvaldo Artal por las salidas del modelo el proyecto FIP "ID: 2012-56-DAP-17" (Parada *et al.*, 2013) y al Dr. Vincent Combes por las salidas del modelo de Combes *et al.*, 2015.

CAPÍTULO IV: CONCLUSIONES Y SUGERENCIAS FINALES

1. Conclusiones finales

A continuación se enumeran algunas de las principales conclusiones de esta investigación

1. Los eventos FAN de *Alexandrium catenella* en Chile se han reportado desde los años 1992 en Aysén y 1998 en la Región de Los Lagos hasta la actualidad. Estos eventos han generado catástrofes ambientales, sociales, económicas y sanitarias principalmente en los años 2002, 2006, 2009 y 2016.

2. En el último tiempo no son despreciables las diversas apariciones de *Pseudo-nitzschia spp.* que han impactado seriamente durante algunos períodos la producción de mariscos principalmente en los años 2006, 2007 y 2009.

3. A pesar de que ambas son especies FAN y forman parte del plancton marino, presentan algunas características contrastantes o antagónicas propias de las diferencias que existen entre estos dos grupos funcionales: dinoflagelados (*A. catenella*) y diatomeas (*Pseudo-nitzschia spp.*). Esto último determina generalmente distintos factores asociados en su gatillamiento.

4. Se ha observado un aumento en la cobertura y la frecuencia de estos fenómenos. En general, las causas de este aumento no son claras, pero se cree que los FAN pueden ser causadas por múltiples factores: (1) la expansión de bancos de quistes, (2) la "fertilización" de los sistemas, (3) el cambio climático y (4) la descarga del agua de lastre desde regiones afectadas. Además, es posible que el mayor esfuerzo de observación y detección de estos eventos (detección por herramientas moleculares), así como la mayor utilización de las aguas costeras (acuicultura), conlleve un aumento en sus registros (Anderson, 1989).

5. El sistema chileno basado en monitoreos ha logrado prevenir víctimas fatales en la última floración del 2016. Sin embargo, éste no ha generado soluciones de mitigación y planes de contingencia basado en la predicción.

6. Lo complicado de la predicción de eventos FAN radica en que éstos son un problema complejo que puede depender de la interacción de muchos factores biológicos, físicos, químicos, climatológicos y antrópicos.

7. Se encontró que a pesar de tener distintas configuraciones, los modelos hidrodinámicos utilizados en esta investigación, en general, responden de la misma manera en la zona de estudio. No obstante, se debe tener cuidado en conclusiones generalizadas en zonas específicas dentro de los modelos.

8. Se encontró que las imágenes satelitales son una herramienta útil para lograr una visión espacial de los fenómenos algales. No obstante, existen graves falencias en la falta de especificidad de las especies involucradas, así como en el cálculo de ciertas variables mediante reflectancias por teledetección.

9. Se debe tener especial cuidado cuando se obtienen o calculan ciertas variables, en especial en la energía cinética de remolinos (EKE) ya sea a través de las anomalías del nivel del mar, de la superficie libre de modelos hidrodinámicos o trayectorias de boyas derivadoras (Anexo).

12. Se observó que para *A. catenella* factores como la temperatura, profundidad de la capa de mezcla, la turbulencia y la estratificación pueden favorecer las floraciones de esta especie. Por otro lado, la salinidad, la energía cinética de remolinos, la radiación tipo PAR y la profundidad de la zona eufótica, tienen un efecto negativo en esta especie

13. Para *Pseudo-nitzschia spp*. la temperatura, salinidad, densidad turbulencia y estratificación pueden favorecer su proliferación. Por el contrario, la energía cinética de remolinos, la profundidad de la capa de mezcla, radiación tipo PAR y la profundidad de la zona eufótica tienen un efecto adverso para su floración.

14. En cuanto a las hipotesis planteadas para ambas especies, se puede concluir que existen algunas variables que si cumplieron con lo formulado en un principio (estaciones, temperatura, estratificación y salinidad para *A. catenella* y estaciones, surgencia y turbulencia para *Pseudo-nitzschia*), otras que no lo hicieron (radiacion y temperatura para *Pseudo-nitzschia*) y otras que fue difícil determinar su efecto (turbulencia y radiacion para *A. catenella*, aumento de AESS para *Pseudo-nitzschia*) o que no fueron determinadas (vientos y nutrientes en ambas especies). Esto se debe principalmente a la construcción de las hipotesis en base a los antecedentes disponibles en la literatura y principalmente a lo complejo de la problemática. De esta forma, en el estado actual es difícil rechazar o aceptar la hipotesis puesto que estudiar para aceptar o no las hipotesis o replantear las hipotesis alternativas mediante un estudio más profundo. A pesar de eso, se lograron cumplir con todos los objetivos y pasos propuestos en esta investigación.

15. La energía más alta estaba centrada en el ciclo anual de la clorofila para ambas especies. Este ciclo tiene máximos entre octubre y abril, y coincide con los mismos períodos en varios factores descritos aquí. A este ciclo se le superpone tanto un ciclo semianual, como uno interanual de 3.5 años probablemente asociado al ENSO. Existen varios autores que relacionan el florecimiento de *A. catenella* a fenómenos ENSO. Sin embargo, las teleconexiones de tipo atmosféricas que afectan de distintas maneras al extremo sur (área norte de Magallanes) y el extremo norte (Los Lagos y Chiloé) de los fiordos, es algo que aún está en proceso de estudio.

16. En Chile, la combinación de modelos GAM y GLM parecen ser un enfoque eficaz para evaluar algunos efectos ambientales sobre los factores gatillantes de eventos FAN. El uso de GAM, resultó ser una herramienta muy útil para visualizar las relaciones entre los distintos predictores y la clorofila. El procedimiento GLM proporcionó indicaciones más sólidas de la importancia relativa de los predictores.

2. Sugerencias finales

1. A pesar de lo encontrado en esta investigación, falta mucho conocimiento en cuanto al efecto real que puedan tener estas variables tanto en las especies, así como en la localidad y estación en las cuales estos factores se puedan manifestar. Por último, también falta un estudio minucioso que aborde las interacciones múltiples que puedan presentar estos factores, así como sus posibles efectos sinérgicos.

2. La metodología planteada en este estudio, es completamente novedosa y es el primer punto de partida para un modelo que considera las múltiples áreas del conocimiento oceanográfico-ambiental de los fenómenos de marea roja. Tanto los resultados como los problemas aquí mencionados, se deben revisar en una próxima configuración de un trabajo futuro, para que de esta manera se pueda proyectar un siguiente estudio que pueda contribuir al entendimiento y modelación de estos fenómenos en el país.

3. El conocimiento que se requiere para solucionar esta problemática debe ser generado en Chile. Un adecuado monitoreo en la columna de agua y en los sedimentos (quistes de resistencia), series de tiempo prolongadas (>30 años), comprensión de los ciclos de vida de las microalgas, imágenes satelitales junto con modelos numéricos y estadísticos deben ir en la búsqueda de pronosticar estos fenómenos y mejorar nuestra comprensión de las estructuras y procesos que dan origen a las mareas rojas.

4. Los sistemas de observación del océano son herramientas potentes para el monitoreo constante e integrado de los océanos y han sabido responder a diversas problemáticas medioambientales en estos sistemas. En la actualidad en la Región del Biobío, CHIOOS puede ser la oportunidad de cerrar las actuales brechas de conocimiento y mejorar la gestión de información en torno al tema (al menos en la región), para luego llegar a tener un sistema de investigación, predicción y monitoreo continuo de FAN en el país que permita anticipar y mitigar en forma efectiva los efectos económicos y sociales que dichas floraciones podrían tener.

5. Los costos iniciales para dicho modelo, el personal capacitado y el requerimiento computacional serían elevados, se verían balanceados por los beneficios socioeconómicos que traen consigo. Mayor protección de los recursos marinos vivos, prevención para la salud pública y menores pérdidas económicas.

ANEXO CAPITULO III

Breve descripción de los sistemas y evaluación de las variables e índices

Un punto relevante en la realización de cualquier tipo de modelo que intente describir algún sistema, es la validación de las distintas variables que lo componen, rescatando los principales rasgos espaciales y temporales del sistema a replicar. Debido a que la mayor fuente de información de las variables que se dispone para este estudio proviene de dos modelos hidrodinámicos diferentes, nos basaremos brevemente en la validación individual de ellos. Sin embargo, para una descripción detallada de los modelos y su validación asociada, se debe dirigir directamente a los trabajos en los cuales fueron desarrollados:

Modelo A: Parada et al., 2013 (ID: 2012-56-DAP-17).

Modelo V: Medel *et al.*, aceptado (esta es una documentación pero no es una validación propiamente tal).

1. Temperatura y Salinidad

En general, para el Modelo A la validación muestra que fue capaz de reproducir en gran parte la dinámica local de la zona de estudio así como las diferentes masas de agua características. El modelo evidencia un buen comportamiento de la temperatura y salinidad en el espacio, tanto para el sector costero como oceánico. Cabe mencionar que la salinidad es mejor representada en la ZS, mientras que la temperatura no muestra mayores diferencias. Tomando en consideración que la densidad depende fuertemente de la temperatura y salinidad, podemos estar seguros de que se representa de buena forma esta variable. Cabe recordar que la salinidad en la ZS es clave ya que dependiendo de los accidentes geográficos que limitan un determinado cuerpo de agua, el efecto sobre la salinidad será más intenso (Los Lagos), o variado (Aysén) con consecuencias asociadas en gran medida al número de especies del fitoplancton (Guzmán et al., 2009). Así también, la batimetría puede llegar a afectar la masa de agua salina del fondo delimitando aguas estuarinas hacia el sur y aguas salobres hacia el norte, lo que trae como consecuencia la presencia de organismos planctónico de distinta naturaleza (Avaria et al., 2004). El 2004 es el año que peor se ajusta y los mejores son los años 1999 y 2002 para la temperatura y salinidad. El año 2004 no es un año de máximos eventos FAN, pero está presente en los registros por lo que se debe tener una consideración en el análisis. Finalmente, no obstante el modelo muestra un buen desempeño en la señal estacional y en los gradientes espaciales, exhibe una cobertura espacial más amplia de las aguas cálidas respecto a los datos observados, lo que se evidencia en una menor cobertura de las aguas más frías y una contracción de la franja costera de surgencia. Se debe recordar que este es un factor clave en la proliferación sobre todo de *Pseudo-nitzschia*, por lo que una mala representación de éste factor físico implicará malas interpretaciones en los resultados finales.

Los gradientes zonales y meridionales de la temperatura y salinidad superficial del mar (TSM y SSM) son reproducidos razonablemente por el Modelo V en su validación, consistentes con el ciclo de radiación solar anual, la precipitación y las escorrentías de ríos. Al sur de 32° S, la región costera está dominada por una advección hacia el norte de aguas más frías (<14°C) y más frescas (<34 psu), lo que indica un sistema permanente todo el año de surgencia forzada por los vientos ecuatoriales que es predominante en primavera y verano (Strub *et al.*, 1998; Shaffer *et al.*, 1999; Sobarzo *et al.*, 2007). Sin embargo, el Modelo V sobrestima las concentraciones de salinidad (\geq 33.7 psu) al sur de 36° a lo largo de la costa probablemente debido a una falta de descarga de ríos y fiordos que afectan la estratificación vertical, así como también sobreestima la TSM (<1°C) y SSM (<0.2 psu) en la región del norte. En cuanto a la variación de la estructura vertical, un perfil centrado en los 32.5° indica una fuerte estratificación en el Modelo V concuerda con los datos, pero con algunas diferencias en la posición de algunas isotermas.

2. Densidad

En general, la capa superficial que está encima de la termoclina (<100-150m) entre los 10 y 51°S muestra un aumento de temperatura (desde los 10 hasta los 19°C) y también de salinidad (desde los 33.5 a 35.1) a medida que se avanza hacia el norte (Silva *et al.*, 2009). La densidad, por lo tanto, muestra aguas menos densas en el norte (1025.0-1025.2 kg/m³) que en el sur (1025.4-1025.8 kg/m³). Estas características son debido a la presencia del Anticiclón del Pacífico Sur (APS) que genera que la ZN, asociada con áreas de alta presión, reciba más radiación solar y por lo tanto una evaporación significativa (Silva *et al.*, 2009). Esto causa un incremento tanto en temperatura como en salinidad en esta zona y por lo tanto menor densidad. Por el contrario, la ZS recibe menos radiación solar y es afectada por sistemas de bajas presiones sub-polares que están asociados a altas tasas de precipitación oceánica (Silva *et al.*, 2009). Además, se le añade el efecto de la pluma de ríos y el derretimiento de los hielos, generando que en la zona de fiordos y canales de la ZS tengan bajas temperaturas y

salinidades (Silva y Neshyba, 1980; Rojas y Silva, 1996; Dávila *et al.*, 2002) lo que determina a altas densidades.



Figura 3.1 Gráfico de barras del porcentaje de los diferentes valores de densidad superficial (representado como rho -1000) en la ZN y ZS para todo el período de ambos modelos. La barras rojas para la ZN (paneles de arriba) indica el intervalo de 25.0-25.2 kg/m³, las verdes para ZS (paneles de abajo) el intervalo 25.4-25.8 kg/m³.

En la ZN el 14.23% de los datos están en el intervalo 25.0-25.2 kg/m³ para el Modelo A y 11.64% para el Modelo V (Fig. 3.48). Más de la mitad de los datos en la ZN está entre el intervalo 24.8-25.6 kg/m³ para el Modelo A y en el intervalo 25.0-25.9 kg/m³ para el Modelo V.

En la ZS el 36.96% están entre 25.4-25.8 kg/m³ para el Modelo A y el 30.84% para el Modelo V (Fig. 3.48). Más de la mitad de los datos en la ZS está entre el intervalo 25.0-25.8 kg/m³ para el Modelo A y en el intervalo 25.4-26.2 kg/m³. Por lo que el Modelo V en general muestra valores de densidad mayores que el Modelo A. Pero ambos representan el patrón general de mayor densidad en la ZS con respecto a la ZN y están dentro del rango esperado.

3. Energía cinética de remolinos

En cuanto a la energía cinética del sistema, en Hormazabal *et al.*, (2004) calculan la EKE a partir de la Anomalía del Nivel del Mar (SLA, en inglés) entre 1992 y 2001 obtenidos por datos de altimetría de TOPEX/Poseidon y ERS-1 y ERS-2, distribuidos por AVISO. A través de la SLA, pueden obtener las anomalías de las velocidades geostróficas superficiales. La justificación de utilizar la SLA y la EKE es que la mayoría de la energía de la variabilidad dinámica proviene del flujo medio y en

muchos casos este flujo medio consiste en corrientes que generan meandros y que luego conducen a la formación de remolinos (Robinson, 1947). Estos remolinos se pueden observar en la mesoescala que se evidencia en los altímetros (en este caso, 0.25° x 0.25°), sin embargo, sigue siendo solo un cálculo de energía cinética.

El problema de calcular la EKE a través de la variable de superficie libre ("zeta") que entrega ROMS es que esta variable no es exactamente la anomalía del nivel del mar. En altimetría, la cantidad equivalente al zeta de ROMS se aproxima a la suma de la Topografía Dinámica Media (MDT, en inglés) y la SLA. En equilibrio hidrostático, la superficie media de los océanos coincidiría con el geoide marino, pero debido a las corrientes marinas, oleaje, mareas, la topografía de la superficie del océano sufre variaciones. MDT es la altura del nivel medio del mar a largo plazo con respecto al geoide marino y la pendiente de MDT más SLA es casi equivalente a la pendiente de zeta. En AVISO encontramos la MADT que es el mapa de la topografía dinámica absoluta, que es lo mismo que MDT más SLA. Sin embargo, sigue siendo difícil de comparar debido a (1) que la superficie de referencia de ADT en AVISO es el geoide, mientras que la superficie de referencia de zeta en ROMS es la que quiera que sea cuando se concibe la configuración del modelo y se elige la extensión geográfica, la batimetría y la costa (normalmente la superficie de cero geopotencial). (2) El hecho de que ROMS tenga mayor resolución (~4 km versus los ~25 km de AVISO) puede llevar al error porque al aumentar la resolución, se obtiene mayor energía cinética por fenómenos de menor escala, entonces la magnitud deja de ser un gran indicador de calidad. (3) El efecto estérico asociado con la expansión térmica de la columna de agua es real y observado por los altímetros, por lo que se incluyen en SLA. Sin embargo, ROMS es un modelo Boussinesq por lo que este efecto no está considerado (Shchepetkin y McWilliams, 2005; Penven et al., 2006). Por último, (4) se debe tomar en cuenta que las mareas normalmente se eliminan de la SLA del altímetro, y ROMS si tiene mareas. Esta última característica es notoria en la ZS donde la amplitud de las mareas semidiurnas pueden alcanzar hasta los 7 m en Puerto Montt y Canal de Chacao (Cabezas 1991; Aiken, 2008) e incluso modelos arrojan valores de ~12 m (Cáceres et al., 2003; Castillo et al., 2012). Este incremento en la zona más al norte de la ZS se ha relacionado a la probable ocurrencia de fenómenos de resonancia de la onda de marea (Cáceres et al., 2003, Aiken, 2008). Sin embargo en los canales y fiordos de más al sur igual se consiguen altos valores de entre 2 y 3 m (Aiken 2008, Cáceres et al., 2003, Fierro et al., 2000; Valle-Levinson y Blanco, 2004) y en Chile central igual podemos encontrar valores de entre 2 y 4 m (Aiken, 2008; Belmar 2002). Todo esto influye en el cálculo de la EKE a través de la superficie libre de ROMS, lo que define valores mucho mayores que los obtenidos en Hormazabal et al., (2004). Es

por esto que nos remetimos a las estructuras que se puedan observar y a los rangos de valores más que la magnitud en sí.



Figura 3.2 A la izquierda el promedio de la EKE calculada por Hormazabal *et al.*, (2004) entre los años 1992 y 2001. Al medio el promedio de la EKE calculada para el Modelo A entre 1997 y 2001. A la derecha el promedio de la EKE calculada para el Modelo V entre 2000 y 2001.

En particular, en Hormazabal *et al.*, (2004) los rangos de valores van entre los 20 y 130 cm²/s² (Fig. 3.46). Para el Modelo A en todo el período del modelo (1997 al 2012) el 85.9% de los valores están entre 0 y 130 cm²/s² y el 13.4% entre 130 y 500 cm²/s². Para el Modelo V en todo el período del modelo (2000 al 2008) el 94% de los valores están entre 0 y 130 cm²/s² y el 5.9% entre 130 y 500 cm²/s². En Hormazabal *et al.*, (2004) se muestra que la media de la EKE (por unidad de masa) en la Zona de Transición Costera (CTZ, en inglés) es caracterizada por una banda ancha de alta EKE (> 40 cm²/s²) que se extiende desde la costa hasta 600 u 800 km frente a la costa. Ellos denominan unos valores bajos de EKE (< 50 cm²/s²) al sur de 38°S al igual que se en general en los Modelos A y V. De esta forma, dividen la CTZ en una zona delgada y bien definida de alta EKE en el centro de Chile (30°- 38° S) con valores de hasta 120 cm²/s² 300 km frente a la costa y otra más ancha y no tan bien definida zona de baja EKE en el norte (20°-30° S). A pesar de que no están en las mismas magnitudes, los dos modelos logran replicar la estructura de alta EKE en el centro y norte de Chile y más baja al sur de los 38°S. La zona del norte de Chile de menor EKE puede ser debido al estrés del viento hacia el ecuador que es débil pero persistente, mientras que la zona central puede ser debido a

un fuerte pero más variable estrés del viento hacia el ecuador (Hormazabal *et al.*, 2004). Estas zonas están separadas por un gradiente meridional fuerte de EKE cerca de los 30°S.

Cabe mencionar que en la validación del Modelo V, la superficie libre del modelo se comparó con mareógrafos, con una correlación de 0.56. La amplitud y la fase están bien representadas, reproduciendo incluso la conexión ecuatorial de la señal del ENSO. Además, la EKE calculada con AVISO y GOOP se comparan con el Modelo V, mostrando una significativa actividad de remolinos de mesoescala en la estructura espacial e intensidad con máximos valores cerca de 30°S (sobre 80 cm²/s²) desde la costa hasta ~600-800 km frente a la costa. Sin embargo, no representa los altos valores de EKE entre 32°S y 37°S, subestimándolos por aproximadamente 30-40 cm²/s².



Figura 3.3 EKE para el Modelo A y V en el período 1997-2003. A la derecha imagen modificada de la EKE de Chaigneau y Pizarro (2004).

Por otro lado, Chaigneau y Pizarro (2004) calcularon que la EKE en promedio para la región de la Corriente Chile-Perú ($24^{\circ} - 34^{\circ}$ S, $70^{\circ} - 82^{\circ}$ O) es de 112.7 cm²/s² y una energía cinética media ($1/2[U^2 + V^2]$) de 44.9 cm²/s². Muestra un decrecimiento de la EKE desde valores de 200-300 cm²/s² a lo largo de la costa continental hasta 50-100 cm²/s² en el océano interior. Además, muestran un máximo local de 140 cm²/s² debido al desplazamiento meridional estacional de la Corriente del Pacífico Sur ($30^{\circ} - 34^{\circ}$ S, $86^{\circ} - 100^{\circ}$ O). Sin embargo, al calcular la EKE con datos de altimetría satelital, confirman la distribución de patrones pero con magnitudes 2 veces menores que calculados del conjunto de datos de trayectorias de boyas derivadoras. Las diferencias las explican por el hecho de que los datos satelitales están solo referidos a los componentes geostróficos del flujo, mientras que la EKE de los derivadores también incluyen el componente ageostrófico. Además los datos de altimetría son representativos de la columna de agua superficial (1000-1500 m), mientras que la

circulación que deriva es influenciada por la dinámica de los primeros 15 m. Un número de procesos adicionales, no bien resueltos por las mediciones satelitales, pueden tener lugar en esta capa más superficial (Chaigneau y Pizarro, 2004). En la Fig. 3.47, se aprecia que ambos modelos logran reconstruir estos patrones pero con un importante frente de EKE en el Modelo A (frente que no se observa en Chaigneau y Pizarro (2004) porque es más costero que sus datos). Sin embargo en el modelo A la parte más al norte se limita hasta los 73°O, a diferencia con Chaigneau y Pizarro (2004) que llega hasta los 78°O. La EKE del Modelo V tiene valores mucho más pequeños, pero es más homogénea en la distribución longitudinal con máximos más cerca de la costa.

4. Capa de mezcla

Las masas de agua superficiales (Agua Subtropical, AST y Agua Subantartica, ASAA) incluyen a la capa de mezcla, la cual es más profunda al noroeste y más superficial (e incluso a veces ausente) en la ZS. Fluctúa fácilmente entre los 20 (~20°S) y 80 (~34°S) metros en la ZN. Por el contrario, en la ZS se encuentra más superficial que en la ZN (Silva *et al.*, 2009). A los 28°S puede alcanzar 40 m de grosor hacia el este y 120 m hacia el oeste. Por el otro lado, a los 43°S el grosor puede ser de 50 m de profundidad al este y 60 m hacia el oeste.



Figura 3.4 En los paneles de los costados, tenemos una visión zonal para ambos modelos, mientras que al medio una visión meridional de la Zml. La Zml de ambos modelos y los cálculos zonales y meridionales corresponden al promedio en todo el período de los modelos. Las líneas punteadas corresponden a las zonas donde se extrajeron los cortes zonales (líneas horizontales) y el promedio entre las líneas meridionales (verticales)

El método utilizado para calcular la capa de mezcla sobreestima los valores de la profundidad sobre todo en la zona oceánica (Fig. 3.51) con respecto a Silva *et al.*, (2009). En la costa se mantienen en rangos entre 0 y 30 m y el patrón respeta una capa de mezcla más profunda en la ZN que en la ZS. En Medel *et al.*, (aceptado) calcularon la capa de mezcla siguiendo a Boyer Montégut *et al.* (2004) con un criterio de temperatura de 0.5°C. El gradiente zonal de la capa de mezcla fue bien representado por el Modelo V, el cual muestra una separación por la isolinea de 30 m de profundidad. Valores altos (bajos) fueron encontrados en la región oceánica (costera) entre 35-40 (10-20) m de profundidad. La estructura vertical de la salinidad del Modelo V, evidencian el núcleo de la Corriente Subsuperficial Perú-Chile transportando agua subsuperficial salina (>34.4 psu) de la AESS pero con algunos valores subestimados (0.1-0.2 psu) y centrada muy cercana a la costa. De la misa forma el mínimo salino (~34.1 psu) está bien representado sobre los 200 m de profundidad desde la costa hasta los 80°O, correspondiendo al ASAA, sobreestimando algunos valores superficiales (0.1-0.2 psu) entre 78°O y 75°O. La circulación oceánica general está bien representada por el Modelo V, representando el típico sistema de surgencia y las cuatro masas de aguas importantes de Chile central.

5. Turbulencia

La mezcla vertical en la picnoclina, generada por los distintos fenómenos que inducen esfuerzos de corte, como: la descarga del río, el esfuerzo de corte del viento en la superficie, ondas y mareas internas (Stigebrandt y Aure, 1989), puede ser caracterizada y/o modelada de acuerdo al número de gradiente de Richardson (Ri, Sepúlveda-Steiner *et al.*, 2014).

En la ZN, Djurfeldt (1989) calculó Ri en el Golfo de Arauco (37° 7'S, 73° 19'O). Durante condiciones de viento normal del sur, Ri es mayor en todas partes, indicando mezcla interna débil o una estabilidad mayor en el Golfo de Arauco (G.A.). Esto igual se cumple para los vientos del norte, excepto para su estación 4 donde Ri es pequeño, indicando mezcla interna intensa.



Figura 3.5 En los paneles de arriba se muestran mapas de Ri superficial de cada modelo. En los paneles de abajo los valores de Ri con profundidad correspondiente a su panel inmediatamente arriba. Línea roja indica Ri=0.25. G.A.: Golfo de Arauco.

En la Fig. 3.52, a pesar de que en la superficie se observan valores de Ri que indican turbulencia (Ri<0.25), rápidamente cambian a valores que indican una mayor estabilidad en profundidad (Ri>0.25). Por lo que, contrastando la estación de verano donde es más probable encontrar viento sur y la de invierno donde es más probable encontrar viento norte, podemos ver que en general se observan condiciones de estabilidad en el Golfo de Arauco en ambos modelos, como lo obtenido en Djurfeldt (1989).

En la ZS Castillo (2012) calculó basado en observaciones de CTD y ADCP, el Ri para estimar la mezcla vertical en el fiordo Reloncaví (41°40'S). Durante el verano y especialmente en la boca del fiordo las condiciones de mezcla están presentes. Estas condiciones de mezclas se muestran durante el invierno solo en un 4%, mientras que en la cabeza del fiordo el 7.4% de los casos presentaron un Ri<0.25, lo cual indica que el fiordo mantiene su estratificación durante el invierno y el verano; solo 8% de los Ri estimados estuvieron debajo de 0.25. Por lo tanto, las condiciones favorables para la generación de inestabilidades que favorecen la mezcla vertical se observan en muy pocas oportunidades y principalmente durante el invierno pues la mayor parte del tiempo, el fiordo se encuentra muy estratificado. Estas condiciones turbulentas están presentes alrededor de profundidades de \sim 4 m durante invierno y de \sim 6 m durante el verano. Por el contrario, valores mayores de Ri se obtuvieron bajo la picnoclina (\sim 2 m) (Castillo, 2012). También en el sur Sepúlveda-Steiner *et al.*,

(2014) emplaza un estudio en el fiordo Comau (42° 22'S, 72° 25'O) logrando calcular el número de Richardson utilizando los valores de velocidades del ADCP y los perfiles de densidad calculados utilizando las mediciones realizadas con sonda multiparámetro. Sin embargo solo presenta un gráfico en profundidad y no emite mayor discusión al respecto.



Figura 3.6 En los paneles de al medio se muestran mapas de Ri superficial. En los paneles de arriba (abajo) los valores de Ri con profundidad correspondiente al Fiordo Reloncaví (Comau). Línea roja indica Ri=0.25.

En la Fig. 3.53 vemos que pasa algo similar al Golfo de Arauco. En los primeros metros vemos valores que se alternan entre estabilidad y turbulencia, pero pasado una profundidad, la columna de agua se estabiliza. Recordar que esto es solo para el Modelo A. En general, se parecen las condiciones para ambos fiordos, en donde las condiciones de turbulencia están presentes en menos de 6% de las ocasiones en los primeros metros de profundidad.

6. Estratificación

Existen varios procesos estacionales que modifican la estratificación vertical de densidad en la columna de agua. Desde el patrón de vientos favorables a la surgencia o subsidencia, el balance de calor de la capa de mezcla, el cual es dominado por la radiación solar, y el balance del agua fresca, el cual es dominado por la descarga de ríos y la precipitación (Sobarzo *et al.*, 2007). Sobarzo *et al.*, 2007 calculó que el déficit de energía potencial (a una profundidad de 80 m) en Chile central durante el

invierno alcanzó aproximadamente 60 J/m³, duplicando los valores de verano. En los primeros 20 m, el cambio estacional en el déficit de energía potencial fue menor.



Figura 3.7 En los paneles de arriba densidad (como Rho-1000) superficial, al medio la frecuencia de Brunt–Väisälä, abajo la anomalía de energía potencial para el Modelo A (izquierda), Sobarzo *et al.*, 2007 (al medio) y Modelo V (derecha). Todos los valores están calculados en relación a la Estación 18 del COPAS (36°30.80'S, 73°7.75' W) entre agosto del 2002 y febrero del 2006.

Según la Fig. 3.49, se aprecia que mientras el Modelo A parece sobreestimar los valores de la anomalía de energía potencial (estratificación) en comparación con Sobarzo *et al.*, 2007. Mientras, el Modelo V parece subestimarlos. No obstante en ambos se puede observar un patrón de aumento desde mayo hasta octubre aproximadamente, con una baja en julio para el Modelo A y en septiembre para el Modelo V. Los patrones de densidad son similares al igual que las magnitudes, con una menor densidad en el período abril-octubre y con el Modelo V teniendo mayor homogeneidad en la columna de agua. Probablemente se deba a la carencia de entrada de agua dulce en el modelo. La frecuencia de Brunt–Väisälä muestra altos valores en otoño-invierno en superficie (< 20 m) para Sobarzo *et al.*, (2007) y el Modelo V, pero bajo los 20 m para el Modelo A. Sin embargo, en general las magnitudes entre los modelos y Sobarzo *et al.*, 2007 son semejantes.



Figura 3.8 Gráfico de barras del porcentaje de los diferentes valores de estratificación en la ZN y ZS para todo el período de ambos modelos.

El Modelo V muestra un patrón similar de estratificación entre la ZN y la ZS (Fig. 3.50). El modelo se comporta de la misma forma probablemente debido a la ausencia de ríos y entradas de agua dulce en él. Lo que determina una mayor concentración de altos valores de estratificación en la ZS por sobre la ZN. A pesar de esto, el rango de valores se mantiene dentro de lo esperado.

Según la Fig. 3.50, el Modelo A en la ZN pareciera tener una distribución más normal, con valores distribuidos entre los 40 y 300 J/m³, dando cuenta de la mayor estratificación en la ZN sobre todo en la parte oceánica (Fig. 3.50). En cambio en la ZS tiene un sesgo que hace que tenga mayores valores más bajos que en la ZN, debido probablemente a la fuerte mezcla producido por los sistemas frontales y el viento y no se genera estratificación debido a los ríos. Recordemos que la ZS va entre los 38 y 45° S, en donde la descarga de agua dulce proviene solo de los ríos Bueno (40.24°S, 73.71°W), Cautín (38.78°S, 73.40°W), Maullin (41.59°S, 73.64°W) y Valdivia (39.87°S, 73.41°W). Por lo tanto, no está considerada la fuerte entrada de agua dulce de la zona de Puerto Montt, Chiloé o la zona de fiordos y canales australes. Esto repercute en el cálculo de la estratificación puesto que lo único que determina una densidad más alta que en la ZN sería una disminución de la temperatura, sin tomar en consideración una disminución de salinidad que generaría el flujo típico de dos capas (Sievers y Prado 1994; Silva *et al.*, 1995, 1997; Sievers *et al.*, 2002, Sievers y Silva, 2006). A pesar de esto, los valores son lo suficientemente altos para confirmar fuerte presencia de estratificación en la ZS, aunque menor que en la ZN.

CAPÍTULO V: REFERENCIAS

Agenbag, J. J., A. J. Richardson, H. Demarcq, P. Fréon, S. Weeks, F. A. Shillington. 2003. Estimating environmental preferences of South African pelagic fish species using catch size-and remote sensing data. Prog. Oceanogr. 59(2):275-300.

Aguilera-Belmonte, A., I. Inostroza, J. M. Franco, P. Riobó, y P. I. Gómez. 2011. The growth, toxicity and genetic characterization of seven strains of *Alexandrium catenella* (Whedon and Kofoid) Balech 1985 (*Dinophyceae*) isolated during the 2009 summer outbreak in southern Chile. Harmful Algae, 12: 105-112.

Aiken C.M. 2008. Barotropic tides of the Chilean Inland Sea and their sensitivity to basin geometry. Journal. of Geophys. Res., 113:8-24

Allen, J., T.J. Smyth, J.R. Siddorn, M. Holt. 2008. How well can we forecast high biomass algal bloom events in a eutrophic coastal sea?. Harmful Algae 8(1):70-76.

Almandoz, G. O., M. E. Ferrario, G. A. Ferreyra, I. R. Schloss, J. L. Esteves, y F. E. Paparazzo. 2007. The genus *Pseudo-nitzschia* (*Bacillariophyceae*) in continental shelf waters of Argentina (Southwestern Atlantic Ocean, 38–55 S). Harmful Algae, 6(1):93-103.

Álvarez, G., E. Uribe, S. Quijano-Scheggia, A. López-Rivera, C. Mariño, y J. Blanco. 2009. Domoic acid production by *Pseudo-nitzschia australis* and *Pseudo-nitzschia calliantha* isolated from North Chile. Harmful Algae, 8(6):938-945.

Alvera-Azcárate, A., A. Barth, M. Rixen, J. M. Beckers. 2005. Reconstruction of incomplete oceanographic data sets using empirical orthogonal functions: application to the Adriatic Sea surface temperature. Ocean Modelling, 9(4):325-346.

Alvera-Azcárate, A., D. Sirjacobs, A. Barth, J. M. Beckers. 2012. Outlier detection in satellite data using spatial coherence. Remote sens. Environ., 119:84-91.

Anderson, C.R., D. Siegel, R. Kudela, M. Brzezinski. 2009. Empirical models of toxigenic *Pseudo-nitzschia* blooms: potential use as a remote sensing detection tool in the Santa Barbara Channel. Harmful Algae, 8: 478-492.

Anderson, C.R., M.A. Brzezinski, L. Washburn y R. Kudela. 2006. Circulation and environmental conditions during a toxigenic *Pseudo-nitzschia australis* bloom in the Santa Barbara Channel, California. Mar. Ecol. Prog. Ser., 327: 119-133.

Anderson, C.R., M.R.P. Sapiano, M.B.K. Prasad, W. Long, P.J. Tango, C.W. Brown, R. Murtugudde. 2010. Predicting potentially toxigenic *Pseudo-nitzschia* blooms in the Chesapeake Bay. J. Mar. Syst., 83: 127-140.

Anderson, C.R., R.M. Kudela, C. Benitez-Nelson, E. Sekula-Wood, C.T. Burrell, Y. Chao, G. Langlois, J. Goodman, D.A. Siegel. 2011. Detecting toxic diatom blooms from ocean color and a regional ocean model. Geophys. Res. Lett., 38(4): L04603.

Anderson, C.R., R.M. Kudela, M. Kahru, L. Rosenfeld, D. Green, R. Stumpf. 2014. Merging satellite and numerical model data in the California current to create continuous imagery and forecasts of harmful algal blooms. [http://cce.nasa.gov/cce/biodiversity_2014agenda/Posters/1-Anderson_EF2014.pdf]. Reviewed: 17 August 2015.

Anderson, C.R., S. Moore, M. Tomlinson, J. Silke y C. Cusak. 2015. Living with harmful algal blooms in a changing world: Strategies for modeling and mitigating their effects in coastal marine ecosystems. In: J. Ellis y D. Sherman (eds.). Coastal and marine hazards, risks, and disasters volume. Elsevier, Amsterdam, pp. 495-561.

Anderson, D. M. 1989. Toxic algal blooms and red tides: a global perspective. Red tides: Biology, environmental science and toxicology, 11-16.

Anderson, D. M., Fukuyo, Y., Matsuoka, K. 1995. Cyst methodologies. Manual on harmful marine microalgae. IOC Manuals and Guides, 33: 229-245.

Anderson, D. M. 1997. Bloom dynamics of toxic *Alexandrium* species in the northeastern US. Limnol Oceanog, 42(5part2):1009-1022.

Anderson, D.M., P.M. Glibert y J.M. Burkholder. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. Estuaries., 25:704-726.

Anderson, D. M., B. A. Keafer, J. L. Kleindinst, D. J. McGillicuddy, J. L. Martin, K. Norton, C. H. Pilskaln, J. L. Smith, C. R. Sherwood, B. Butman. 2014. *Alexandrium fundyense* cysts in the Gulf of Maine: long-term time series of abundance and distribution, and linkages to past and future blooms. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 103:6-26.

Angeles, S., A. Jordi, E. Garces, G. Basterretxea, A. Palanques. 2010. *Alexandrium minutum* resting cyst distribution dynamics in a confined site. Deep-Sea Research II, 57:(3-4): 210-221.

Angeles, S., E. Garces, A. Rene, N. Sampedro. 2012. Life-cycle alternations in *Alexandrium minutum* natural populations from the NW Mediterranean Sea. Harmful Algae, 16:1-11.

Arenas V., G. Aroca, L. Guzmán, N. Pesse, X. Vivanco. 2010. Informe final. Establecimiento de criterios y diseño metodológico a utilizar para la declaración de áreas (plaga (FAN), riesgo libre) y su aplicación teórica. FIP No. 2008-32 / abril-2010. Instituto de Fomento Pesquero.

Arriagada G., M. Córdoba, B. Suárez, A. Aguilera, C. Fuentes, A. Clément, S. Urcelay, S. 2003. Dinámica de un brote de Veneno Paralizante de los Mariscos (VPM) en el sur del Archipiélago de Chiloé, X región, Chile. In Proceedings of the 10th International Symposium on Veterinary Epidemiology and Economics.

Arriagada, G., M. Cordoba, B.A. Suarez-Isla, A. Aguilera, C. Fuentes, A. Clement, S. Urcelay. 2004. Dinámica de un brote de Veneno Paralizante de los Mariscos (VPM) en el sur del Archipiélago de Chiloé, Xa región, Chile. In: 10th Symposium of the International Society for Veterinary Epidemiology and Economics (ISVEE), November 17 - 21, 2003, Viña del Mar, Chile.

Avaria, S. 2008. Phytoplankton in the austral Chilean channels and fjords. In: N. Silva y S. Palma (eds.). 2008. Progress in the oceanographic knowledge of Chilean interior waters, from Puerto Montt

to Cape Horn. Comité Oceanográfico Nacional - Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, pp. 89-92.

Avaria S., M. Cáceres, P. Muñoz, S. Palma y P. Vera. 1999. Plan nacional sobre floraciones de algas nocivas en Chile. Grupo de Trabajo sobre Floraciones de Algas Nocivas (FAN), Comité Oceanográfico Nacional. [http://www.cona.cl/descargas/planfan.pdf]. Reviewed: 17 August 2015.

Avaria, S., C. Cáceres, P. Castillo, P. Muñoz. 2003. Distribución del microfitoplancton marino en la zona Estrecho de Magallanes-Cabo de Hornos, Chile, en la primavera de 1998 (Crucero Cimar-3 Fiordos). Cienc. Tecnol. Mar, 26:79-96.

Avaria, S., C. Cáceres, P. Muñoz, P. 2004. Distribución del microfitoplancton marino entre el golfo Corcovado y el estero Elefantes en la primavera de 1998 y en el verano de1999 (Crucero Cimar-4 Fiordos). Cienc. Tecnol. Mar, 27, 17-47.

Avila, M., C. De Zarate, A. Clement, P. Carbonell, y F. Pérez. 2015. Efecto de factores abióticos en el crecimiento vegetativo de *Alexandrium catenella* proveniente de quistes en laboratorio. Rev. Biol. Mar. Oceanog., 50: 177-185.

Balech E. 1985. The genus *Alexandrium* or *Gonyaulax* of the tamarensis group. In: Anderson D.A., White A.W. and Baden D.G. (eds), Toxic dinoflagellates. Elsevier, New York. pp. 33-38.

Bates, S.S., L.D. Garrison y R.A. Horner. 1998. Bloom dynamics and physiology producing *Pseudo-nitzschia* species of domoic-acid-. In: D.M. Anderson, A.D. Cembella, y G.M. Hallegraeff (eds.). Physiological ecology of harmful algal blooms. Springer-Verlag. Heidelberg. pp. 267-292.

Beckers JM, Rixen M. 2003. EOF calculations and data filling from incomplete oceanographic datasets. J Atmos Oceanic Technol, 20:1839-1856

Behrenfeld, M. 2010. Abandonding Sverdrup's crtical depth hypothesis on phytoplankton blooms. Ecology 91:977–989. Behrenfeld, M. J., S.C. Doney, I. Lima, E. S. Boss, D. A. Siegel. 2013. Annual cycles of ecological disturbance and recovery underlying the subarctic Atlantic spring plankton bloom. Global biogeochem cy, 27(2):526-540.

Behrenfeld, M. J., y E. S. Boss. 2014. Resurrecting the ecological underpinnings of ocean plankton blooms. Ann.Rev. Mar. Sci. 6:167–194.

Belmar J.P. 2002. Distribución de parámetros espectrales de olas generadas por el viento frente a la costa de Chile (18°-36°S). Tesis de Oceanógrafo, Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 98 pp.

Benavides H., L. Prado, S. Diaz, J.L. Carreto. 1995. An exceptional bloom of *Alexandrium catenella* in the Beagle channel, Argentina. In: Lassus P., G. Arzul, E. Erard, P. Gentien, C. Marcaillou (eds). Harmful Marine Algal Blooms. Intercept Ltd. Pp 113-119.

Benazzouz, A., S. Mordane, A. Orbi, M. Chagdali, K. Hilmi, A. Atillah, J.L. Pelegrí, Hervé, D. 2014. An improved coastal upwelling index from sea surface temperature using satellite-based approach–The case of the Canary Current upwelling system. Cont Shelf Res, 81:38-54.

Bennis, A. C., M.G. Marmol, R. Lewandowski, T. C. Rebollo, F. Brossier. 2007. A comparison of three turbulence models with an application to the West Pacific Warm Pool. arXiv preprint math-ph/0701059.

Bissett, W.P., R. Arnone, S. DeBra, D. Dye, G. Kirkpatrick, C. Mobley y O.M. Schofield. 2008. Integration of ocean-colour remote sensing with coastal nowcast/forecast simulations of harmful algal blooms. In: M. Babin , J. Cullen, y C. Roesler (eds.). Real Time Observation Systems for Marine Ecosystem Dinamics and Harmful Algal Blooms: Theory, Instrumentation and Modelling. UNESCO Publishing. Paris, pp. 695-731.

Blauw, A., P. Anderson, M. Estrada, M. Johansen, M. Laanemets, L. Peperzak, D. Purdie, R. Raine y E. Vahtera. 2006. The use of fuzzy logic for data analysis and modelling of European harmful algal blooms: results of the HABES project. Afr. J. Mar. Sci., 28: 365-369.

Blondeau-Patissier, D., J.F. Gower, A. G. Dekker, S. R. Phinn, V. E. Brando. 2014. A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans. Prog. Oceanog., 123:123-144.

Blum, I., D.S. Rao, P. YouLian, S. Swaminathan, N.G. Adams, D.V. Subba Rao. 2006. Development of statistical models for prediction of the neurotoxin domoic acid levels in the pennate diatom *Pseudo-nitzschia pungens f. multiseries* utilizing data from cultures and natural blooms. Algal Cultures, Analogues of Blooms and Applications, 2:891-916.

Boop, L., Monfray, P., Aumont, O., Dufresne, J.L., Le Treut, H., Madec, G., Terray, L., Orr, J.C., 2001. Potential impact of climate change on marine export production. Global Biogeochem. Cycles 15:81–99

Boss, E., y M. Behrenfeld. 2010. In situ evaluation of the initiation of the North Atlantic phytoplankton bloom. Geophys Res Lett, 37(18).

Boyer Montégut, C., G. Madec, A. S. Fischer, A. Lazar, D. Iudicone. 2004. Mixed layer depth over the global ocean: An examination of profile data and a profile-based climatology. Journal of Geophys Res: Oceans, 109(C12).

Braun, M., J.L. Blanco & J. Osses. 1993. Investigación monitoreo de marea roja en la XII Región. Informe SUBPESCA, Instituto de Fomento Pesquero, 181 pp.

Buck, K. R., L. Uttal-Cooke, C. H. Pilskaln, D. L. Roelke, M. C. Villac, G. A. Fryxell, L. Cifuentes, F.P. Chavez.1992. Autecology of the diatom *Pseudonitzschia australis*, a domoic acid producer, from Monterey Bay, California. Mar Ecol Prog Ser, 293-302.

Burić, Z., D. Viliĉié, K. C. Mihalić, M. Carić, K. Kralj, N. Ljubeŝić. 2008. *Pseudo-nitzschia* blooms in the Zrmanja River estuary (eastern Adriatic Sea). Diatom res, 23(1):51-63.

Buschmann, A. 2005. Marea roja y salmonicultura en el sur de Chile. Publicaciones Oceana, Santiago, Chile, 14.

Buschmann, A., L. Farías, F. Tapia, D. Varela & M. Vásquez. 2016. Informe Final Comisión Marea Roja. Academia Chilena de Ciencias, Noviembre 2016, 66 pp.

Cabezas A. 1991. Características y variabilidad del régimen de oleaje en el golfo Coronados, Xa región. Tesis de Oceanógrafo, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 106 pp.

Cáceres, M., A. Valle-Levinson, J. Fierro, M. Bello, M. Castillo. 2003. Variabilidad longitudinal del flujo en canales con influencia batimétrica y topográfica. Resultados Crucero Cimar, 8:17-24.

Cai W., S. Borlace, M. Lengaigne, P. Van Rensch, M. Collins, G. Vecchi, A. Timmermann, A. Santoso, M. J. McPhaden, L. Wu, M.H. England, G. Wang, E. Guilyardi. 2014. Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. Nature climate change, 4(2);111-116.

Cai W., A. Santoso, G. Wang, S. W. Yeh, S.I. An, K.M. Cobb, M. Collins, E. Guilyardi, F.F. Jin, J. S.Kug, M. Lengaigne, M. J. McPhaden, K. Takahashi, A. Timmermann, G. Vecchi, M. Watanabe, L.Wu. 2015. ENSO and greenhouse warming. Nature Climate Change. 5:849–859

Carlsson, P. y E. Granéli 1998. Utilization of dissolved organic matter (DOM) by phytoplankton, including harmful species. In: Anderson, D.M., A.D. Cembella, G.M. Hallegraeff (Eds.). Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms, vol. G41. Springer-Verlag, Berlin, pp. 509–524.

Casault B., A. Vézina, B. Petrie. 2003. Atlas of surface mixed layer characteristics for the Scotian Shelf and the Gulf of Maine, Can. Data Rep. Hydrogr. Ocean Sci., 164, 306 pp.

Cassis, D., P. Muñoz y S. Avaria. 2002. Variación temporal del fitoplancton entre 1993 y 1998 en una estación fija del seno Aysén, Chile (45°26'S 73°00'W). Rev. Biol. Mar. Oceanog., 37(1): 43-65.

Castillo, M. 2012.Circulación y mezcla en el Fiordo Reloncaví, Chile. Tesis Doctoral en Oceanografía, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Concepción.

Castillo M. I., O. Pizarro, U. Cifuentes, N. Ramirez, L. Djurfeldt. 2012. Subtidal dynamics in a deep fjord of southern Chile. Cont Shelf Res, 49:73-89.

Chaigneau A., O. Pizarro. 2004. Eddy characteristics and tracer transports from TP/ERS altimetry, in a region offshore Chile. Gayana, 68(2): 102-107.

Chambers, J. M. y T. J. Hastie. 1992. Statistical Models in S, Wadsworth & Brooks/Cole.

Chapelle, A., C. Labry, M. Sourisseau, C. Lebreton, A. Youenou y M.P. Crassous. 2010. *Alexandrium minutum* growth controlled by phosphorus. An applied model. J. Marine Syst., 83: 181-191.

Chen, J., H. Wang, A. Q. Yang, R. R. Si, W. C. Guan. 2017. Short-term and diurnal temperature changes alter the response of harmful algal blooms of *Pseudo-nitzschia pungens* to solar ultraviolet radiation. new Zeal J Mar Fresh, 1-13.

Chisholm, S. W. 1992. Phytoplankton size. Envir Sci R, 213:213-237.

Clark, R. F., S. R. Williams, S. P. Nardt, A. S. Manoguerra. 1999. A review of selected seafood poisonings. Undersea hyperbar m, 26(3):175.

Clement, A., L. Lincoqueo, M. Saldivia, C.G. Brito, F. Muñoz, C. Fernandez, F. Perez, C.P. Maluje, N.C.S. Martins, V. Moncada & G. Contreras. 2016. Climatic anomalies and harmful flagellates blooms in Southern Chile. Proceedings 17th International Conference on Harmful Algal Bloom. Florianopolis, 9-14 October 2016, pp. 34-37.

Clement, A. y G. Lembeye. 1994. Manejo y perspectivas futuras de las floraciones algales nocivas en Chile. IOC Workshop Report No. 101, pp. 21-29.

Cochlan, W. P., Herndon, J., & Kudela, R. M. 2008. Inorganic and organic nitrogen uptake by the toxigenic diatom *Pseudo-nitzschia australis* (*Bacillariophyceae*). Harmful Algae, 8(1):111-118.

Collins M., S. I. An, W. Cai, A. Ganachaud, E. Guilyardi, F. F. Jin, M. Jochum, M. Lengaigne, S. Power, A. Timmermann, G. Vecchi, A. Wittenberg. 2010. The impact of global warming on the tropical Pacific Ocean and El Niño. Nature Geoscience, 3(6): 391-397.

Collos, Y., C. Gagne, M. Laabir, A. Vaquer, P. Cecchi y P. Souchu. 2004. Nitrogenous nutrition of *Alexandrium catenella (Dinophyceae)* in cultures and in Thau Lagoon, Southern France. Fr. J. Phycol., 40: 96-103.

Collos, Y., A. Vaquer, M. Laabir, E. Abadie, T. Laugier, A. Pastoureaud y P. Souchu. 2007. Contribution of several nitrogen sources to growth of *Alexandrium catenella* during blooms in Thau lagoon, Southern France. Harmful Algae, 6: 781-789.

Collos, Y., B. Bec, C. Jauzein, E. Abadie., T. Laugier, L. Jacques, A. Pastoureaud, P. Souchuand y A. Vaque. 2009. Oligotrophication and emergence of picocyanobacteria and a toxic dinoflagellate in Thau lagoon, southern France. J. Sea, Res., 61: 68-75.

Collos, Y., C. Jauzein, W. Ratmaya, P. Souchu, E. Abadie, y A. Vaquer. 2014. Comparing diatom and *Alexandrium catenella/tamarense* blooms in Thau lagoon: importance of dissolved organic nitrogen in seasonally N-limited systems. Harmful Algae, 37: 84-91.

Combes V., S. Hormazabal, E. Di Lorenzo. 2015. Interannual variability of the subsurface eddy field in the Southeast Pacific. J Geophys Res: Oceans, 120(7):4907-4924.

Córdova, J. L., Escudero, C., & Bustamante, J. 2003. Bloom inside the bloom: intracellular bacteria multiplication within toxic dinoflagellates. Rev Biol Mar Oceanog, 38(2).

Cornejo, M.F., V. Muñoz, L. Iriarte, J. Monsalve, M.A. Tocornal, G. Vidal & L. Guzmán. 2016. Distribution patterns of *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid; Balech, 1985) and PSP between the confluence of Baker and Messier channels (47°S, 74°W), during the last decade. 17th International Conference on Harmful Algal Bloom. Florianopolis, 9-14 October 2016, 145 pp.

Cox F. y P. Bravo. 2014. Sector pesquero: evolución de sus desembarques, uso y exportación en las últimas décadas. Sector Pesca y Acuícola – pesca industrial – pesca artesanal - harina y aceite de pescado – algas. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias, www.odepa.gob.cl

Dávila P. .M., D. Figueroa, E. Müller. 2002. Freshwater input into the coastal oceans and its relation with the salinity distribution off austral Chile (35°-55° S). Cont. Shelf Res., 22:521-534.

Díaz, P.A., C. Molinet, M. Seguel, M. Díaz y M. O. Millanao. 2013. Efecto de anomalías climáticas sobre las floraciones de *Alexandrium catenella* en el sur de Chile. In: J.L. Iriarte, L. Vargas-Chacoff, C. Rosas y A. Farías (eds.). Ciencia y Tecnología Para una Acuicultura Sostenible. Resúmenes del IV Congreso Nacional de Acuicultura. Universidad Austral de Chile, Puerto Montt, Chile, pp. 130-134.

Djurfeldt, L. 1989. Circulation and mixing in a coastal upwelling embayment; Gulf of Arauco, Chile. Cont Shelf Res, 9(11):1003-1016.

Erickson, G. y L. Nishitani. 1985. The possible relationship of El Nino/Southern Oscillation events to interannual variations in *Gonyaulax* populations as shown by records of shellfish toxicity. In: Wooster, W.S. y D. L. Fluharty (eds). Proceedings of the Meeting on El Nino Effects in the Eastern Subarctic Pacific, Washington Sea Grant Program, University of Washington, Washington DC, pp. 283-290.

Espinoza, O., L. Guzmán, R. Martínez & P. Carbonell. 2016. Characterization of species composition, spatial and temporal trends and occurrence of Harmful Algal Blooms species in fjords and channels, Southern Chile. 17th International Conference on Harmful Algal Bloom. Florianopolis, 9-14 October 2016, 37 pp.

Espinoza-Gonzalez, O. & V. Besoaín. 2016. Modelling the distribution and abundance of *Alexandrium catenella* in fjords and channels, Southern Chile. 17th International Conference on Harmful Algal Bloom. Florianopolis, 9-14 October 2016, 98 pp.

Eurostat Archive. 2015. Chile-UE: indicadores estadísticos y cifras comerciales. [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Archive:Chile-UE:_indicadores_estad%C3%Adsticos_y_cifras_comerciales]. Reviewed: 2 June 2017

Fairall C. W., E. F. Bradley, D.P. Rogers, J.B. Edson, G. S. Young. 1996. Bulk parameterization of air-sea fluxes for tropical ocean-global atmosphere coupled-ocean atmosphere response experiment. J Geophys Res: Oceans, 101(C2):3747-3764.

Fauchot, J., M. Levasseur, S. Roy. 2005. Daytime and nighttime vertical migrations of *Alexandrium tamarense* in the St. Lawrence estuary (Canada). Mar Ecol Prog Ser, 296:241-250.

Fehling J., K. Davidson, C. Bolch y P. Tett. 2006. Seasonality of *Pseudo-nitzschia spp*. *Bacillariophyceae* in western Scottish waters. Mar. Ecol. Prog. Ser., 323: 91-105.

Fernández R., A. Tocornal. 2000. Marea Roja, Desafío para la Salud Pública. II Seminario-Taller de Floraciones de Algas Nocivas: In Enfoque Interdisciplinario e Intersectorial en la Búsqueda del Desarrollo Humano. Punta Arenas, Chile, Noviembre 2000: 9-10.

Fernandez-Riverola, F. y J. M. Corchado. 2003. Forecasting red tides using an hybrid neuro-symbolic system. AI Commun., 16(4): 221-233.

Ferrario, M.E., E.A. Sar y S.E. Sala. 2002. Capítulo 7: Diatomeas potencialmente toxígenas del Cono Sur Americano. In: E.A. Sar, M.E. Ferrario y B. Reguera (eds.). Floraciones Algales Nocivas en el cono sur Americano. Instituto Español de Oceanografía., pp. 167-194.

Fierro, J., M. Bravo, M. Castillo. 2000. Caracterización del régimen de mareas y corrientes a lo largo del Canal Moraleda (43° 54'S-45° 17'S). Cienc. Tecnol. Mar, 23, 3-14.

Figueroa, R. 2005. The significance of sexuality and cyst formation in the life-cicle of four marine dinoflagellate species. Tesis doctoral. Lund University. Sweden. 171 pp. ISBN 91-7105-217-8.

Fire, S.E., W. Zhihong, M. Berman, G.W. Langlois, S.L. Morton, E. Sekula-Wood y C.R. Benitez-Nelson. 2010. Trophic transfer of the harmful algal toxin domoic acid as a cause of death in a Minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) stranding in Southern California. Aquat. Mamm., 36: 342-350.

Fraga, S., D. M. Anderson, I. Bravo, B. Reguera, K. A. Steidinger, C. M. Yentsch. 1988. Influence of upwelling relaxation on dinoflagellates and shellfish toxicity in Ria de Vigo, Spain. Estuar, Coast Shelf S, 27(4):349-361.

Frangopulos, M. J. 2002. Significado ecológico de la producción de toxinas PSP en dinoflagelados. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo. España. 162 pp.

Franks, P. J. 1997. Models of harmful algal blooms. Limnol Oceanog, 42(5part2):1273-1282.

Frouin R., B. A. Franz, P. J. Werdell. 2003. The SeaWiFS PAR product. In Algorithm Updates for the Fourth SeaWiFS Data Reprocessing, Hooker S. B., E. R. Firestone (eds). CC NASA/TM-2003-206892, 22:46-50.

Fuentes, C., A. Clément y A. Aguilera. 2006. Summer *Alexandrium catenella* bloom and the impact on fish farming, in the XI Aysén Region, Chile. In Proceedings of the 12th international conference on harmful algae. International society for the study of harmful algae and intergovernmental oceanographic commission of UNESCO. Copenhagen, pp.183-186

Garrido, C., M. Frangópulos, y D. Varela. 2012. Efecto de diferentes proporciones de nitrógeno/fósforo en el crecimiento y toxicidad de *Alexandrium Catenella (Dinoflagellata)*. Ans. Inst. Pat., Punta Arenas, Chile, 40(2):113-123.

Genovesi, B., M. Laabir, E. Masseret, Y. Collos, A. Vaquer, D. Grzebyk. 2009. Dormancy and germination features in resting cysts of *Alexandrium tamarense* species complex (*Dinophyceae*) can facilitate bloom formation in a shallow lagoon (Thau, southern France). J. of Plankton Res., 31(10): 1209-1224.

Genovesi, B., D. Mouillot, T. Laugier, A. Fiandrino, M. Laabir, A. Vaquer, y D. Grzebyk. 2013. Influences of sedimentation and hydrodynamics on the spatial distribution of *Alexandrium catenella/tamarense* resting cysts in a shellfish farming lagoon impacted by toxic blooms. Harmful algae, 25: 5-25.

Gentien, P., P. Donaghay, H. Yamazaki, R. Raine, B. Reguera, T. Osborn. 2005. Harmful algal blooms stratified. Oceanog,18(2).

Giddings, S.N., P. MacCready, N.S. Banas, K.A. Davis, S.A. Siedlecki, B.M. Hickey, V.L. Trainer, R.M. Kudela, N. Pelland. 2014. Hindcasts of harmful algal bloom transport on the Pacific Northwest coast. J. Geophys. Res., 119(4):2439-2461.

Gil, M. 2014. Toxina amnésica de los mariscos en Chile. REDVET Rev. Electrón., 2014 Volumen 15 N° 10 [http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n101014.html]. Reviewed: 18 September 2017.

Glibert, P.M., J.I. Allen, A.F. Bouwman, C.W. Brown, K.J. Flynn, A.J. Lewitus y C.J. Madden. 2010. Modeling of HABs and eutrophication: status, advances, challenges. J. Mar. Syst., 83: 262-275.

Glibert, P. M., F. P. Wilkerson, R.C. Dugdale, J. A. Raven, C. L. Dupont, P. R. Leavitt, A. E. Parker, J. M. Burkholder y T. M. Kana. 2016. Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions. Limnol Oceanog, 61(1):165-197.

González H, G. Daneri, D. Figueroa, J. L. Iriarte, N. Lefèvre, G. Pizarro, R. Quiñones, M. Sobarzo, A. Troncoso. 1998. Producción primaria y su destino en la trama trófica pelágica y océano profundo e intercambio océano-atmósfera de CO2 en la zona norte de la Corriente de Humboldt (23° S): posibles efectos del evento El Niño 1997- 1998. Revista Chilena de Historia Natural 71: 429- 458.

González, H. E., M. J. Calderón, L. Castro, A. Clement, L. A. Cuevas, G. Daneri, J. L. Iriarte, L.
Lizárraga, R. Martínez, E. Menschel, N. Silva, C. Carrasco, C. Valenzuela, C. A. Vargas y C. Molinet.
2010. Primary production and plankton dynamics in the Reloncaví Fjord and the Interior Sea of Chiloé,
Northern Patagonia, Chile. Mar Ecol Prog Ser, 402:13-30.

Granéli, E. y K. Flynn. 2006. Chemical and physical factors influencing toxin content. In: Granéli E. y J.T. Turner (Eds.). Ecology of Harmful Algae. Springer, Berlin, pp. 229-241.

Grant, J., C. Bacher, J.G. Ferreira, S. Groom, J. Morales, C. Rodriguez-Benito, S. Saitoh, S. Sathyendranath & V. Stuart. 2009. Remote sensing applications in marine aquaculture. In: M.H. Forget, V. Stuart & T. Platt (eds.). IOCCG. Remote sensing in fisheries and aquaculture. Reports of the International Ocean Colour Coordinatng Group N°8, IOCCG, Dartmouth, 6: 77-88.

Gu, S.M., X.H. Sun, Y.H. Wu y Z.D. Cui. 2012. An approach to forecast red tide using generalized regression neural network. In: Institute of Electrical and Electronics Engineers (eds.). Natural Computation (ICNC), 2012 Eighth International Conference on. IEEE, Chongqing, pp. 194-198.

Guzmán, D., N. Silva. 2002. Caracterización física y química y masas de agua en los canales australes de Chile entre Boca del Guafo y Golfo Elefantes (Crucero CIMAR-4 fiordos). Revista Ciencia y Tecnología del Mar, 25(2):45-76.

Guzmán L., I. Campodonico. 1975. Marea roja en la Región de Magallanes. An. Inst. Pat., Ser. Monogr. 9, 44.

Guzmán, L., G. Lembeye. 1975. Estudios sobre un florecimiento tóxico causado por *Gonyaulax catenella* en Magallanes. II.- Algunas condiciones hidrográficas asociadas. Ans. Inst. Pat., Punta Arenas ,Chile, 6 (1-2): 185- 195

Guzmán L., G. Pizarro. 2014b. Effects of the El Niño-Southern Oscillation (ENSO) teleconnections on the abundance of micro-phytoplankton and *Alexandrium catenella*, in Southern Chile. The 16 th International Conference on Harmful Algae. Michael Fowler Centre, Wellington · 27–31 October 2014.

Guzmán L., I. Campodonico, J. Hermosilla. 1975. Estudios sobre un florecimiento tóxico causado por *Gonyaulax catenella* en Magallanes. I.- Distribución espacial y temporal de *G. catenella*. Ans. Inst. Pat., Punta Arenas, Chile, 6 (1-2): 73-183.

Guzmán, L., H. Pacheco, G. Pizarro y C. Alarcón. 2002. *Alexandrium catenella* y Veneno Paralizante de los Mariscos en Chile. En: Ferrario, E. M. y B. Reguera (Eds.). Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano, 235-255.

Guzmán, L., G. Vidal, X. Vivanco, M. Palma, C. Espinoza, P, Mejías, R. Ulloa, L. Iriarte, V. Arenas,
S. Mercado, Elías Fernández -Niño, J. Monsalve, C. Alarcón, P. Salgado, N. Butorovic, P.
Hino josa y C. Zamora. 2007. Manejo y Monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los
Lagos, Aysén y Magallanes. Etapa I 2006- 2007. Informe Final. 141 p. Ministerio de Economía,
Fomento y Reconstrucción - Subsecretaría de Pesca.

Guzmán, L., G. Vidal, X. Vivanco, V. Arenas, L. Iriarte, S. Mercado, C. Alarcón, H. Pacheco, M. Palma, C. Espinoza, P. Mejías, E. Fernández -Niño, J. Monsalve, G. Pizarro, P. Hinojosa, C. Zamora, P. Zamora & N. Pesse. 2009. Manejo y Monitoreo de las mareas rojas en las regiones de
Los Lagos, Aysén y Magallanes. Etapa II 2007-2008. Informe Final. 187p. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción - Subsecretaría de Pesca.

Guzmán, L., G. Vidal, X. Vivanco, V. Arenas, L. Iriarte, S. Mercado, C. Alarcón, H.
Pacheco, M. Palma, C. Espinoza, P. Mejías, E. Fernández -Niño, J. Monsalve, G. Pizarro, P. Hinojosa
& C. Zamora. 2010a. Manejo y Monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén y
Magallanes. Etapa III 2008- 2009. Informe Final. 205p. Ministerio de Economía, Fomento y
Reconstrucción - Subsecretaría de Pesca.

Guzmán, L., X. Vivanco, G. Vidal, G. Pizarro, C. Hernández, M.A. Tocornal, M.T. Fauré & M. Palma. 2010b. Spatial and temporal variability of *Alexandrium catenella* and PSP in southern Chile (43-55°S) (May 2006-July 2010). In: K.A. Pagou & G.M. Hallegraeff (eds.). Proceedings of the 14th International Conference on Harmful Algae. Hersonissos-Crete, Greece, 1-5 November 2010, 151 pp.

Guzmán, L., G. Vidal, G. Pizarro, X. Vivanco, L. Iriarte C. Alarcón, V. Arenas, S. Mercado,
H. Pacheco, P. Mejías, P. Salgado, M. Palma, C. Espinoza, , E. Fernández -Niño, J. Monsalve, C.
Zamora, & P. Hinojosa. 2011. Manejo y Monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los Lagos,
Aysén y Magallanes. IV Etapa 2010. Informe Final. 205p. Ministerio de Economía, Fomento
y Reconstrucción - Subsecretaría de Pesca.

Guzmán, L., G. Vidal, G. Pizarro, X. Vivanco, L. Iriarte, C. Alarcón, V. Arenas, S. Mercado,
H. Pacheco, P. Mejías, M. Palma, E. Fernández -Niño, J. Monsalve, C. Espinoza & C.
Zamora. 2012. Manejo y monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén
y Magallanes. Etapa V 2011- 2012. Informe Final. 61 pp. Ministerio de Economía, Fomento
y Reconstrucción - Subsecretaría de Pesca.

Guzmán L., P. Salgado, X. Vivanco, C. Cáceres. 2012b. Informe final. Convenio asesoría integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura, 2011. Monitoreo de *Alexandrium catenella* en la zona no declarada y colindante al norte de la actual área FAN de *A. catenella*. Región de Los Lagos. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Instituto de Fomento Pesquero.

Guzmán L., G. Vidal, G. Pizarro, X. Vivanco, L. Iriarte, C. Alarcón, V. Arenas, S. Mercado, H. Pacheco, P. Mejías, M. Palma, E. Fernández -Niño, J. Monsalve, C. Espinoza, C. Zamora. 2012c.

Informe final. Monitoreo complementario de las mareas rojas en las regiones de los Lagos, Aysén y Magallans. Valparaíso:Instituto de Fomento Pesquero

Guzmán, L., G. Vidal, G. Pizarro, X. Vivanco, L. Iriarte, C. Alarcón, V. Arenas *et al.* 2013. Manejo y monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes. Etapa VI 2012 2013. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción-Subsecretaría de Pesca, Informe Final, 57pp.

Guzmán L., G. Vidal, G. Pizarro, X. Vivanco, L. Iriarte, C. Alarcón, V. Arenas, S. Mercado, H.
Pacheco, P. Mejías, M. Palma, E. Fernández -Niño, J. Monsalve, C. Espinoza, G. Labra, S. Cancino, N.
Pesse. 2013b. Informe final. Monitoreo complementario de las mareas rojas en las regiones de los
Lagos, Aysén y Magallanes. Valparaíso:Instituto de Fomento Pesquero

Guzmán, L., G. Vidal, G. Pizarro, X. Vivanco, L. Iriarte, C. Alarcón, L. López *et al.* 2014. Manejo y monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes. Etapa VII 2013 2014. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción-Subsecretaría de Pesca, Informe Final, 60 pp.

Guzmán, L. 2015. Manejo y monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes. Etapa VIII 2014-2015. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Subsecretaría de Pesca, Informe Final, 208 pp.

Guzmán, L., G. Pizarro & N. Butorovic. 2016. New evidences of El Niño-Southern Oscillation (ENSO) teleconnections with micro-phytoplankton and *Alexandrium catenella* abundances, in the Magellan region, Southern Chile. The 17th International Conference on Harmful Algal Bloom. Florianopolis, 9 14 October 2016, 194 pp.

Guzmán L., O. Espinoza, E. Pinilla, R. Martínez, P. Carbonell, M. J. Calderón, L. López, C. Hernández. 2016b. The *Alexandrium catenella* and PSP outbreak in the Chilean coast, the first in the open coast of the South East Pacific Ocean. The 17 th International Conference on Harmful Algal Bloom. 09-14 October. Florianopolis, Brazil.

Hallegraeff, G. M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycologia, 32(2):79-99.

Hallegraeff, G.M. 1994. Species of the diatom genus *Pseudonitzschia* in Australian waters. Bot. Mar., 37: 397-411.

Hallegraeff G. M. 2003. Harmful algal blooms: A global overview. In Manual on Harmful marineMicroalgae, G. M. Hallegraeff, D.M. Anderson, A.D Cembella (eds), UNESCO. Paris, France. Pp 25-49.

Hallegraeff, G. M. 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. J. Phycol., 46(2):220-235.

Hallegraeff, G. M. 2016. Progress in our understanding of fish-killing microalgae: implications for management and mitigation. The 17 th International Conference on Harmful Algal Bloom. 09-14 October. Florianopolis, Brazil.

Hamasaki, K., M. Horie, S. Tokimitsu, T. Toda, S. Taguchi. 2001. Variability in toxicity of the dinoflagellate *Alexandrium tamarense* isolated from Hiroshima Bay, western Japan, as a reflection of changing environmental conditions. J Plankton Res, 23(3):271-278.

Hardle, W. Applied Nonparametric Regression. Cambridge University Press, 1994.

Hasle, G.R. 1965. *Nitzschia* and *Fragilariopsis* species studied in the light and electron microscopes. II. The group *Pseudonitzschia*. Skr. Norske Vidensk.-Akad. Oslo, Mat. -Naturv.. Kl. N.S., 18:1-45.

Hasle, G. R. 1972. distribution of *Nitzschia seriata* Cleve and allied species. Nova Hedwigia, Beih. 39: 171–190.

Hastie, T. J. 1992. Generalized additive models. Chapter 7 of Statistical Models in: J. M. Chambers y T. J. Hastie (eds). S., Wadsworth \& Brooks/Cole.

Hastie, T. y Tibshirani, R. 1990. Generalized Additive Models. London: Chapman and Hall.

Häussermann, V., C.S. Gutstein, M. Bedington, D. Cassis, C. Olavarria, A. C. Dale, A. M.Valenzuela-Toro, M. J.Perez-Alvarez, H. H. Sepúlveda, K. M.McConnell, F. E. Horwitz, G. Försterra. 2017. Largest baleen whale mass mortality during strong El Niño event is likely related to harmful toxic algal bloom. PeerJ, 5:e3123.

He, R., D.J. McGillicuddy, B.A. Keafer & D.M. Anderson. 2008. Historic 2005 toxic bloom of *Alexandrium fundyense* in the western Gulf of Maine: 2. Coupled biophysical numerical modeling. J. Geophys. Res.: Oceans, 113:(C7).

Hernández, C., M. Seguel, C. Molinet & P.A. Díaz. 2016. Exceptional climatic anomalies and Paralytic Shellfish Poisoning outbreak in southern Chile. 17th International Conference on Harmful Algal Bloom. Florianopolis, 9-14 October 2016, 194 pp.

Hormazabal, S., Shaffer, G., & Leth, O. 2004. Coastal transition zone off Chile. J Geophys Res: Oceans, 109(C1).

Howard, M.D.A., N. Ladizinsky, W.P. Cochla, R.M. Kudela. 2007. Nitrogenous preference of toxigenic *Pseudo-nitzschia australis* (*Bacillariophyceae*) from field and laboratory experiments. Harmful Algae, 6:206–217.

Hu, C., Z. Lee, B. Franz. 2012. Chlorophyll a algorithms for oligotrophic oceans: A novel approach based on three-band reflectance difference. J Geophys Res, 117(C1).

Hwang, D.F. y Y.H. Lu. 2000. Influence of environmental and nutritional factors on growth, toxicity, and toxin profile of dinoflagellate *Alexandrium minutum*. Toxicon, 38:1491–1503.

Instituto de Salud Pública, Ministerio de Salud. 2002-2012. Informes programa de vigilancia de la marea roja en Chile. [http://www.ispch.cl/]. Reviewed: 10 August 2015.

Itakura, S., M. Yamaguchi. 2001. Germination characteristics of naturally occurring cysts of *Alexandrium tamarense (Dinophyceae)* in Hiroshima Bay, Inland Sea of Japan. Phycologia, 40(3):263-267.

Jacob, B. G., F. J. Tapia, G. Daneri, J. L. Iriarte, P. Montero, M. Sobarzo, R. A. Quiñones. 2014. Springtime size-fractionated primary production across hydrographic and PAR-light gradients in Chilean Patagonia (41–50 S). Prog Oceanog, 129:75-84.

Jauzein, C., C. Labry, A. Youenou, J. Quéré, D. Delmas y Y. Collos. 2010. Growth and phosphorus uptake by the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* (*Dinophyceae*) in response to phosphate limitation. J. Phycol., 46: 926-936.

Jeong, H. J., A. S. Lim, P. J. Franks, K. H. Lee, J. H. Kim, N. S. Kang, M. J. Lee, S. H. Jang, S. Y. Lee,E, Y. Yoon, J. Y. Park, Y. D. Yoo, K. A. Seong, J. E. Kwon, T. Y. Jang. 2015. A hierarchy ofconceptual models of red-tide generation: nutrition, behavior, and biological interactions. HarmfulAlgae, 47: 97-115.

Kiørboe, T. 1993. Turbulence, phytoplankton cell size, and the structure of pelagic food webs. Adv mar biol, 29:1-72.

Kudela, R.M., W. Cochlan y A. Roberts. 2003. Spatial and temporal patterns of *Pseudo-nitzschia spp*. in central California related regional oceanography. In: Steidinger K.A., J.H. Landsberg, C.R. Tomas y G.A. Vargo (eds.). Harmful Algae 2002. Florida and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography, and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. St. Petersburg, Florida, USA, pp. 347-349.

Kudela, R. M., S. Seeyave, y W. P. Cochlan. 2010. The role of nutrients in regulation and promotion of harmful algal blooms in upwelling systems. Prog. Oceanogr., 85(1):122-135.

Laabir, M., C. Jauzein, B. Genovesi, E. Masseret, D. Grzebyk, P. Cecchi, A. Vaquer, Y. Perrin y Y. Collos. 2011. Influence of temperature, salinity and irradiance on the growth and cell yield of the harmful red tide dinoflagellate *Alexandrium catenella* colonizing Mediterranean waters. J. Plankton Res., 33(10):1550-1563.

Lane, J.Q., P.T. Raimondi, R.M. Kudela. 2009. Development of a logistic regression model for the prediction of toxigenic *Pseudo-nitzschia* blooms in Monterey Bay, California. Mar. Ecol. Prog. Ser., 383:37-51.

Lelong, A., D. F. Jolley, P. Soudant, H. Hégaret. 2012. Impact of copper exposure on *Pseudo-nitzschia spp.* physiology and domoic acid production. Aquatic toxicology, 118:37-47.

Lembeye, G. 1998. Seguimiento de la toxicidad en recursos pesqueros de importancia comercial en la X y XI Región. Informe Final, Proyecto FIP: 1997-49, pp. 86- 89.

Lembeye G., 2006. Florecimiento algales nocivos en aguas australes. In: Silva, N., Palma, S. (Eds.), Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos. Comité Oceanográfico Nacional – Pontificia Universidad Catholica de Chile, Valparaiso, pp. 99–103

Lembeye G., N. Marcos, A. Sfeir, C. Molinet, F. Jara, A. Clément, X. Rojas. 1998. Seguimiento de la toxicidad en recursos pesqueros de importancia comercial en la X y XI región. Informe Final Proyecto FIP, 97:49-86.

Lembeye, V. 1981a. Segunda aparición del veneno paralítico de los mariscos (VPM) asociado a *Gonyaulax catanella*, en Magallanes, Chile, 1981. In In An. Inst. Pat.

Lembeye, V. 1981b. Estructura del fitoplancton asociado a la presencia del veneno paralítico de los mariscos en Seno Unión y áreas adyacentes (Magallanes, Chile), 1981. In In An. Inst. Pat.

León González, Á., H. Llinás Solano, J. Tilano, J. 2008. Análisis multivariado aplicando componentes principales al caso de los desplazados. Ingeniería y desarrollo, (23).

Lindahl, T. 1993. Instability and decay of the primary structure of DNA. Nature 362, 709-715. Li, Y., y R. He. 2014. Spatial and temporal variability of SST and ocean color in the Gulf of Maine based on cloud-free SST and chlorophyll reconstructions in 2003–2012. Remote sens environ, 144: 98-108. López-Rivera, A., M., Pinto, A. Insinilla, B. S. Isla, E. Uribe, G. Alvarez, M. Lehane, A. Furey, K. J. y James. 2009. The occurrence of domoic acid linked to a toxic diatom bloom in a new potential vector: The tunicate *Pyura chilensis* (piure). Toxicon, 54(6):754-762.

Loureiro, S., C. Jauzein, E. Garcés, Y. Collos, J. Camp, D. Vaqué. 2009. The significance of organic nutrients in the nutrition of *Pseudo-nitzschia delicatissima (Bacillariophyceae)*. J. Plankton Res., 31: 399–410.

Lundholm, N., P. J. Hansen, y Y. Kotaki. 2004. Effect of pH on growth and domoic acid production by potentially toxic diatoms of the genera *Pseudo-nitzschia* and *Nitzschia*. Mar. Ecol-Prog. Ser., 273:1-15.

Maclean, J. L. 1989. Indo-Pacific red tides, 1985–1988. Marine Pollution Bulletin, 20(7):304-310.

Maldonado, M.T., M.P. Hughes, E.L. Rue, y M.L. Wells. 2002. The effect of Fe and Cu on growth and domoic acid production by *Pseudo-nitzschia multiseries* and *Pseudo-nitzschia australis*. Limnol. Oceanogr., 47: 515-526.

Mao, J.Q., J.H.W. Lee y K.W. Choi. 2009. The extended Kalman filter for forecast of algal bloom dynamics. Water Res., 43(17): 4214-4224.

Marchetti, A., V. L. Trainer y P. J. Harrison. 2004. Environmental conditions and phytoplankton dynamics associated with *Pseudo-nitzschia* abundance and domoic acid in the Juan de Fuca eddy. Mar. Ecol. Prog. Ser., 281: 1-12.

Mardones J., A. Clément, X. Rojas, C. Aparicio. 2010. *Alexandrium catenella* during 2009 in Chilean waters, and recent expansion to coastal ocean. Harmful Algae News 41:8-9.

Mardones, J. I., C. Bolch, D. Varela, L. Untari, G. M. Hallegraeff. 2015. Mating compatibility and encystment characteristics of *Alexandrium catenella* dinoflagellate strains from Chilean southern fjords. In: A. Lincoln MacKenzie (eds). Marine and Freshwater Harmful Algae 2014. Proceedings of the 16th International Conference on Harmful. Algae. Cawthron Institute, Nelson, New Zealand and the International Society for the Study of Harmful Algae (ISSHA), pp. 159-162.

Margalef, R., M. E. Miyares, D.B.F de Rubinat. 1979. Functional morphology of organisms involved in red tides, as adapted to decaying turbulence. Elsevier/North-Holland.

Maritorena S., D. A. Siegel. 2005. Consistent merging of satellite ocean color data sets using a biooptical model. Remote Sens Environ, 94(4):429-440.

Marra, J., y R. T. Barber. 2005. Primary productivity in the Arabian Sea: A synthesis of JGOFS data. Prog Oceanog, 65(2):159-175.

Martinez, G., X. Molina, M. I. Olmedo y V. Montecino. 2000. Susceptibilidad a la radiación ultravioleta_B del dinoflagelado *Alexandrium catenella* Kofoid Balech y de la diatomea *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin. Rev. Chil. Hist. Nat., 73(2): 323-330.

Martínez, M.C., O. Villarroel G., E. Raymond G., L. Delgado R., M. Soto y J. Ramírez R. 2008. Programa de inocuidad de los alimentos reporte de estudios 2006-2007. Subdepartamento de Alimentos y Nutrición. Departamento de Salud Ambiental. Instituto de Salud Pública de Chile, 85 pp.

Martínez, R., L. Guzmán, O. Espinoza-González & P. Carbonell. 2016. Diverse algal blooms in fjords and channels of southern Chile, increased abundance and geographic coverage during summer 2016. The 17th International Conference on Harmful Algal Bloom. Florianopolis, 9-14 October 2016, 157 pp.

Mathsoft. 2001. S-PLUS 4 guide to Statistics. Seattle: Data Analysis Products Division.

Matsumoto, K., M. C. Honda, K. Sasaoka, M. Wakita, H. Kawakami, S. Watanabe, S. 2014. Seasonal variability of primary production and phytoplankton biomass in the western Pacific subarctic gyre: control by light availability within the mixed layer. J Geophys Res: Oceans, 119(9):6523-6534.

McCullagh P. y J. A. Nelder. 1989. Generalized Linear Models. Chapman and Hall/CRC, second edition.

McGillicuddy, D.J., C.A. Stock, D.M. Anderson y R.P. Signell. 2003. Hindcasting blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandrium spp.* in the western Gulf of Maine. In: N.J. Valette-Silver y D. Scavia

(eds.). Ecological Forecasting: New Tools for Coastal and Ecosystem Management. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 1, pp. 61-66.

McGillicuddy D. J., D. M. Anderson, D. R. Lynch, D. W. Townsend. 2005. Mechanisms regulating large-scale seasonal fluctuations in *Alexandrium fundyense* populations in the Gulf of Maine: results from a physical–biological model. Deep-Sea Rea PT II, 52(19):2698-2714.

McGillicuddy D. J., D. W. Townsend, R. He, B. A. Keafer, J. L. Kleindinst, Y. Li, J.P. Manning, D. G. Mountain, M. A. Thomas, D. M. Anderson. 2011. Suppression of the 2010 *Alexandrium fundyense* bloom by changes in physical, biological, and chemical properties of the Gulf of Maine. Limnol Oceanogr, 56(6):2411-2426.

Medel C., C. Parada, C. Morales, O. Pizarro, C. Conejero. Aceptado. How biophysical interactions associated with sub- and mesoscale structures affect planktonic larvae in the Juan Fernández Ridge: a modelling approach. Submitted to Progress in Oceanography in 2016. Accepted March 2017.

Medina, M. 1997. Estudio comparativo del fitoplancton del seno Aysén, XI región, y variables oceanográficas asociadas en cruceros de verano y otoño (1992). Tesis, Carrera de Biología Marina. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Valparaíso, 63 pp.

Mellor, G. L., P. A. Durbin. 1975. The structure and dynamics of the ocean surface mixed layer. J Phys Oceanog, 5:718–728.

Millero, F. J., & Poisson, A. 1981. International one-atmosphere equation of state of seawater. Deep-Sea Res, 28(6):625-629.

Molina E. 2016. Reporte Crisis Social Ambiental en Chiloé. Resumen Ejecutivo. Septiembre, 2016. [http://www.greenpeace.org/chile/es/documentos/Greenpeace-revela-evidencia-cientifica-que-indicaque-el-vertido-de-salmones-desato-la-crisis-socioambiental-en-Chiloe/]. Reviewed: 4 May 2017.

Molinet, C., A. Lafon, G. Lembeye y C. Moreno. 2003. Patrones de distribución espacial y temporal de floraciones de *Alexandrium catenella* (Whedon y Kofoid) Balech 1985, en aguas interiores de la Patagonia noroccidental de Chile. Rev. Chil. Hist. Nat., 76(4): 681-698.

Montecino, V., X. Molina, G. Martínez, M. I. Olmedo, L. Retamal, G. Hannach, M. V. Orellana, M. V. 2001. Ecophysiological strategies in response to UV-B radiation stress in cultures of temperate microalgae isolated from the Pacific coast of South America. Rev Chil Hist Nat, 74:293-311.

Montecino, V., R. Astoreca, G. Alarcón, L. Retamal, G. Pizarro. 2004. Bio-optical characteristics and primary productivity during upwelling and non-upwelling conditions in a highly productive coastal ecosystem off central Chile (~ 36 S). Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 51(20): 2413-2426.

Montecino, V., y G. Pizarro. 2008. Primary productivity, biomass and phytoplankton size in the austral Chilean channels and fjords: spring- summer patterns. In: Silva, N., y S. Palma (eds.), Progress in the oceanographic knowledge of Chilean Interior Water, from Puerto Montt to Cape Horn. Published by the Comité Oceanográfico Nacional & Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile. pp. 93- 97.

Moore, S. K., N. J. Mantua, J. A. Newton, M. Kawase, M. J. Warner, J. P. Kellogg. 2008. A descriptive analysis of temporal and spatial patterns of variability in Puget Sound oceanographic properties. Estuar., Coast. Shelf S., 80(4):545-554.

Moore, S. K., N. J. Mantua, B. M. Hickey, V. L. Trainer. 2010. The relative influences of El Niño-Southern Oscillation and Pacific Decadal Oscillation on paralytic shellfish toxin accumulation in northwest Pacific shellfish. Limnol Oceanogr, 55(6):2262-2274.

Morales, C., J. Blanco, M. Braun, H. Reyes, N. Silva. 1996. Chlorophyll-a distribution and associated oceanographic conditions in the upwelling region off northern Chile during the winter & spring 1993. Deep-Sea Res., 43(3): 267-289.

Morales, C. E., S. E. Hormazábal, J. Blanco. 1999. Interannual variability in the mesoscale distribution of the depth of the upper boundary of the oxygen minimum layer off northern Chile (18–24S): Implications for the pelagic system and biogeochemical cycling. J. Mar. Res., 57(6):909-932.

Morel A., Y. Huot, B. Gentili, P. J. Werdell, S. B. Hooker, B. A. Franz. 2007. Examining the consistency of products derived from various ocean color sensors in open ocean (Case 1) waters in the perspective of a multi-sensor approach. Remote Sens Environ. 111.

Mountain D. G., M. A. Thomas, D. M. Anderson. 2011. Suppression of the 2010 *Alexandrium fundyense* bloom by changes in physical, biological, and chemical properties of the Gulf of Maine. Limnol Oceanogr, 56(6):2411-2426.

Müller, M. N., T. W. Trull, y G. M. Hallegraeff, G. M. 2015. Differing responses of three Southern Ocean *Emiliania huxleyi* ecotypes to changing seawater carbonate chemistry. Mar. Ecol. Prog. Ser., 531:81-90.

Müller, M.N., J.I. Mardones & G.M. Hallegraeff. 2016. Effects of ocean acidification on *Alexandrium catenella*: towards understanding physiological response to seawater carbonate chemistry. 17th International Conference on Harmful Algal Bloom. Florianopolis, 9-14 October 2016, 81 pp.

Muñoz P., S. Avaria, H. Sievers, R. Prado, R. 1992. Presencia de dinoflagelados tóxicos del género *Dinophysis* en el seno Aysén, Chile. Rev Biol Mar, 27:187-212.

Murillo, V., L. Figueroa, N. Paredes, R. Gonzalez & M. Oyarzún. 2008. Programación y análisis de información biológica y oceanográfica obtenida a través del programa de sanidad de moluscos bivalvos (PSMB). Fondo de Investigación Pesquera, Proyecto: FIP N°2006-36 (Segunda Licitación), Informe Final, 473 pp.

Muttil N., K. W. Chau. 2006. Neural network and genetic programming for modelling coastal algal blooms. Int J Eenviron Pollut, 28(3-4):223-238.

Muttil N. y J.H.W. Lee. 2005. Genetic programming for analysis and real-time prediction of coastal algal blooms. Ecol. Model., 189(3-4): 363-376.

Muttil, N. y K.W. Chau. 2006. Neural network and genetic programming for modelling coastal algal blooms. Int. J. Environ. Pollut., 28: 223-238.

Navarro, J. M., M. G. Muñoz, A. M. Contreras. 2006. Temperature as a factor regulating growth and toxin content in the dinoflagellate *Alexandrium catenella*. Harmful Algae 5: 762-769.

Nguyen-Ngoc, L. 2003. An autoecological study of the potencially toxic dinoflagellate *Alexandrium* affine isolated from Vietnamese Waters. Harmful Algae 3: 117-129.

Ní Rathaille, A. y R. Raine. 2011. Seasonality in the excystment of *Alexandrium minutum* and *Alexandrium tamarense* in Irish coastal waters. Harmful Algae. 10:629-635.

Núñez L., J. Letelier. 2016. Tratar los efectos del cambio climático en nuestras costas, particularmente el de la marea roja con énfasis en el evento de *A. catenella* entre enero y mayo del 2016. Comisión del Medio Ambiente y Bienes Nacionales del Senado de Chile. 17 de Mayo del 2016. [http://www.senado.cl/appsenado/index.php?mo=comisiones&ac=sesiones_celebradas&idcomision=19 3&tipo=3&legi=485&ano=2016&desde=0&hasta=0&idsesion=10585&idpunto=13546&listado=2] Reviewed: 4 May 2017.

Obata, A., J. Ishizaka, M. Endoh. 1996). Global verification of critical depth theory for phytoplankton bloom with climatological in situ temperature and satellite ocean color data. J. Geophys. Res.: Oceans, 101(C9):20657-20667.

Okaichi, T. (Ed.). 2003. Red Tides. Terra Scientific Publishing Company, Tokyo

O'Reilly J. E., S. Maritorena, M. C. O'Brien, D. A. Siegel, D. Toole, D. Menzies, R. C. Smith, J. L. Mueller, B. G. Mitchell, M. Kahru, R. P. Chavez, P. Strutton, G. F. Cota, S. B. Hooker, C. R. McClain, K. L. Carder, F. Mueller-Karger, L. Harding, A. Magnusion, D. Phynney, G. F. Moore, J. Aiken, K. R. Arrigo, R. Letelier, M. Culver. 2000. SeaWiFS Postlaunch Calibration and Validation Analyses, Part 3, NASA Tech. Memo. 2000-206892, Vol. 11, S. B. Hooker y E. R. Firestone (eds.) NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Md., 2000.

Palma S., P. Apablaza D. Soto. 2007a. Diversity and aggregation areas of planktonic cnidarians of the southern channels of Chile (Boca del Guafo to Pulluche Channel). Investigaciones Marinas 35:71–82.

Palma S., P. Apablaza N. Silva. 2007b. *Hydromedusae (Cnidaria)* of the Chilean southern channels (from the Corcovado Gulf to the Pulluche-Chacabuco Channels). Scientia Marina 71:65–74.

Palma, S., H. Mourino, A. Silva, M.I. Barao, M.T. Moita. 2010. Can *Pseudo-nitzschia* blooms be modeled by coastal upwelling in Lisbon Bay?. Harm Algae, 9(3):294-303.

Palma S. y Silva N. 2004. Distribution of siphonophores, chaetognaths, euphausiids and oceanographic conditions in the fjords and channels of southern Chile. Deep-Sea Rea PT II: Topical Studies in Oceanography 51, 513– 535.

Palma S. y G. Aravena. 2001.Distribución de quetognatos, eufáusidos y sifonóforos en la región magallánica. Cienc. Tecnol. Mar., 24:47–59.

Pan, Y., D.V. Subba Rao, K.H. Mann, R.G. Brown y R. Pocklington. 1996. Effects of silicate
limitation on production of domoic acid, a neurotoxin, by the diatom *Pseudo-nitzschia multiseries*. I.
Batch culture studies. Mar. Ecol. Prog. Ser., 131: 225-233.

Parada C., E. Fulton, S. Vásquez, S. Soto, S. Hormazábal, S. Núñez, E. González, H. A. Sepúlveda, E.
Di Lorenzo, C. Salas, O. Artal, A. Sepúlveda, C. Gatica, M. Arteaga, N. Alegria. 2013. Informe Final:
Estimación de índices de reclutamiento basados en variables y modelos biofísicos de pelágicos
pequeños de la zona Centro-sur de Chile: Fase I. ID:2012-56-DAP-17, Instituto de Investigación
Pesquera, Subsecretaría de Pesca.

Paredes, M. A., y V. Montecino. 2011. Size diversity as an expression of phytoplankton community structure and the identification of its patterns on the scale of fjords and channels. Cont. Shelf Res, 31(3):272-281.

Park, S., Y. Lee y S.R. Lee. 2013. Forecasting red tide using ensemble method. Int. J. Softw. Eng. and Its Applications, 7(5): 145-152.

Park, S. y S.R. Lee. 2014. Red tides prediction system using fuzzy reasoning and the ensemble method. Appl. Intell., 40: 244–255.

Penven P., L. Debreu, P. Marchesiello, J. C. McWilliams. 2006. Evaluation and application of the ROMS 1-way embedding procedure to the central California upwelling system. Ocean Modelling, 12(1):157-187.

Pizarro G., L. Guzman, M. Frangopulos, C. Alarcon. 1997. Environmental conditions associated with phytoplankton blooms in a remote area of PSP detection (Bahia Pecket, Strait of Magellan, Chile). VIII International Conference on Harmful Algae, 25–29 June 1997, Vigo (Espana).

Pizarro, G., J. L. Iriarte, V. Montecino, J. L. Blanco, L. Guzmán. 2000. Distribución de la biomasa fitoplanctónica y productividad primaria máxima de fiordos y canales australes (47°-50° S) en octubre 1996. Cienc. Tecnol. Mar, 23: 25-48.

Pizarro, G., V. Montecino, L. Guzmán, V. Muñoz, V. Chacón, H. Pacheco, M. Frangópulos, L.
Retamal, C. Alarcón. 2005. Patrones locales recurrentes del fitoplancton en fiordos y canales australes (43°-56° S) en primavera y verano. Cienc. y Tecnol. del mar, 28(2).

Pizarro, G., R. Astoreca, V. Montecino, M. A. Paredes, G. Alarcón, P. Uribe, L. Guzmán. 2005b.
Patrones espaciales de la abundancia de la clorofila, su relación con la productividad primaria y la estructura de tamaños del fitoplancton en julio y noviembre de 2001 en la región de Aysén (430-460 S). Cienc. y Tecnol. del mar, 28(2).

Pizarro, G., C. Garrido, C. Cárdenas, M. Frangópulos, C. Alarcón, L. Guzmán, C. Zamora y H.
Pacheco. 2011. Distribución espacial de A*lexandrium catenella* y de toxinas paralizantes en el plancton y mariscos entre el Golfo de Penas y Canal Trinidad (primavera 2008). Cienc. Tecnol. Mar, 34(1-2): 19-30.

Pizarro O., G. Shaffer, B. Dewitte, M. Ramos. 2002. Dynamics of seasonal and interanual variability of the Peru-Chile Undercuurent. Geophys Res Lett, 29(12).

Power S., F. Delage, C. Chung, G. Kociuba, K. Keay. 2013. Robust twenty-first-century projections of El Nino and related precipitation variability. Nature, 502(7472):541-545.

Qian, Z. y C. Zhang. 2009. Prediction model for harmful algal blooms using improved wavelet networks. The second open science meeting on HABs and eutrophication of GEOHAB, Beijing, China. [http://www2.cs.sfu.ca/~zqian/personal/pub/GEOHAB09.pdf]. Reviewed: 10 August 2015.

Ramírez, B. 2005. Distribución vertical de clorofila en los fiordos australes ubicados entre el estrecho de Magallanes y el cabo de Hornos (Chile). Cienc Tecnol Mar, 28(2).

Ramírez, B., y E. Pizarro. 2005. Distribución de clorofila a y feopigmentos en los canales australes chilenos comprendidos entre Puerto Montt y la laguna San Rafael, Chile. Cienc Tecnol Mar, 28(1).

Recknagel, F. 1997. ANNA-artificial neural network model for predicting species abundance and succession of blue-green algae. Hydrobiologia, 349: 47-57.

Recknagel, F., J. Bobbin, P. Whigham y H. Wilson. 2002. Comparative application of artificial neural networks and genetic algorithms for multivariate time-series modelling of algal blooms in freshwater lakes. J. Hydroinform., 4(2): 125-133.

Ríos, F., R. Kilian, E. Mutschke. 2016. Chlorophyll-a thin layers in the Magellan fjord system: The role of the water column stratification. Cont Shelf Res, 124:1-12.

Rivera, A. 2013. Rol e implicancia del Ministerio de Salud para el control y vigilancia de la marea roja en Chile [http://www.achipia.cl/con-exito-se-llevo-a-cabo-ii-seminario-curso-principios-de-inocuidad-alimentaria-pia-2013/prontus_achipia/2013-10-28/120415.html]. Reviewed: 17 August 2015.

Rivera P. 1985. Las especies del género *Nitzschia Hassall*, sección *Pseudonitzschia* (*Bacillariophyceae*), en las aguas marinas chilenas. Gayana Bot, 42(3-4):9-38.

Robinson, G. D. 1947. Notes on the measurement and estimation of atmospheric radiation. Q J Roy Meteor Soc, 73(315-316):127-150.

Robles R., S. Urcelay, J. Pinto, J. Herrera, G. Sotomayor, L. Stuardo, J. Cassigoli, P. Bertoni, G. Arriagada. 2003. Análisis de riesgos de la operación de viveros flotantes y barcos de transporte de peces vivos de salmónidos. Universidad de Chile, Informe final proyecto FIP 2002-23. 239 pp.

Rodriguez-Benito C., C. Haag, A. Alvial. 2003. Implementation of new technologies to monitor phytoplankton blooms in the South of Chile. Proceedings of the First International Meris Workshop. Frascati 10-13 Nov.. ESA/SP 549.

Rodríguez Benito C., C. Haag; M. Fea; H. Gutierrez. 2006. Monitoring Marine Life from Space. ESA Bulletin. Nº 126: 3-7

Rodríguez-Benito, C., S. Badessi, L. Accia & M. Bertinaria. 2008. The ESA EO Satellite-Based Data Dissemination System (DDS). First receiver installed in Patagonia. IV Aquarius/SAC D Science Workshop. Puerto Madryn. Chubut, 3-5 December 2008. [http://mariscope.cl/the-esa-eo-satellite based-data-dissemination-system-dds-first-receiver-installed-in-patagonia/]. Reviewed: 14 April 2017. pp.

Rojas R., N. Silva. 1996. Atlas oceanográfico de Chile (18° 21'S-50° 00'S). Volumen I, 1-234.

Rue, E. y K. Bruland. 2001. Domoic acid binds iron and copper: a possible role for the toxin produced by the marine diatom *Pseudo-nitzschia*. Mar. Chem., 76: 127-134.

Ruesta G. 2011. Ficotoxinas marinas en el *Octopus tehuelchus*: estudio de una situación de riesgo para la salud. Tesis para la carrera de Especialista en Salud Pública Veterinaria, Universidad Nacional de La Pampa, Argentina.

Sacau-Cuadrado, M., P. Conde-Pardo, P. Otero-Tranchero. 2003. Forecast of red tides off the Galician coast. Acta Astronaut. 53(4):439-443.

Sakamoto, Y., M. Ishiguro, G. Kitagawa G. 1986. Akaike Information Criterion Statistics. D. Reidel Publishing Company.

Salgado, G. 2011. Distribución espacio-temporal de ensambles de quistes de dinoflagelados productores de floraciones algales nocivas en sedimentos costeros del sur de Chile (Región de Los Lagos) durante los últimos 150 años. Tesis Doctorado. Universidad de Concepción, Concepción, 131 pp. Salgado, P., L. Guzmán, C. Garrido y X. Vivanco. 2012. Monitoreo de *Alexandrium catenella* en zona no declarada y colindante al norte de la actual área FAN de *A.catenella*, Región de los Lagos. Informe Final, Instituto de Fomento Pesquero, 32 pp.

Salgado P., G. Pizarro, L. Guzmán. 2012b. Distribución de *Alexandrium Ostenfeldii* y *Alexandrium sp.* (*Dinophyceae*) En Chile. In: Proceedings of the XXXII Congreso de Ciencias del Mar, Punta Arenas, Chile, 22–26 October 2012, p. 267.

Saunders P. M. 1981. Practical conversion of pressure to depth. J Phys Oceanogr, 11(4):573-574.

Seeyave, S., T.A. Probyn, G.C. Pitcher, M.I. Lucas, D.A. Purdie. 2009. Nitrogen nutrition of *Pseudo-nitzschia spp.*, *Alexandrium catenella* and *Dinophysis acuminata* dominated assemblages on the west coast of South Africa. Mar. Ecol-Prog. Ser., 379:91–107.

Seguel, M., M.A. Tocornal y A. Sfeir. 2005. Floraciones algales nocivas en los canales y fiordos del sur de Chile. Rev. Cienc. y Tecnol. del mar, 28(2): 5-13.

Seguel, M., A. Sfeir y V. Albornoz. 2010. Distribución de quistes de *Alexandrium catenella* y *Protoceratium reticulatum* en la zona comprendida entre Puerto Montt y la Boca del Guafo. Rev. Cienc. y Tecnol. del mar, 33: 59-70.

Seguel M., A. Sfeir, J. González, P. Díaz, C. Molinet y G. Labra. 2011. Quistes de dinoflagelados en sedimentos marinos del sur de Chile con énfasis en *Alexandrium catenella* y *Protoceratium reticulatum*. Cienc. y Tecnol. del mar, 34(1-2): 5-17.

Seguel, M. y A. Sfeir. 2003. Floraciones algales nocivas en el área sur de la X región y los canales occidentales de la XI región. Informes Preliminares, Crucero CIMAR 8 Fiordos, pp. 173-180.

Sepúlveda-Steiner O., A. de la Fuente, C. Meruane, M. Contreras y Y. Niño. 2014. Caracterización de la hidrodinámica del Fiordo Comau y análasis de su influencia en la distribución vertical de microalgas. XXV Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Santiago, Chile, Agosto 2014.

Shaffer, G., O. Pizarro, L. Djurfeldt, S. Salinas, J. Rutllant. 1997. Circulation and low-frequency variability near the Chilean coast: Remotely forced fluctuations during the 1991–92 El Nino. J. Phys. Oceanog., 27(2):217-235.

Shaffer G., S. Hormazábal, O. Pizarro, S. Salinas. 1999. Seasonal and interannual variability of currents and temperature off central Chile. J. Geophys. Res., 104:29951-29961

Shchepetkin A. F., J. C. McWilliams. 2005. The regional oceanic modeling system (ROMS): a splitexplicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. Ocean Modelling, 9(4):347-404.

Shin, J. 1999. "*Pseudo-nitzschia*". In: Smith, E. 2006. *Pseudo-nitzschia australis*. Monterey Bay Aquarium Research Institute, Moss Landing, CA http://www.mbari.org/staff/conn/botany/diatoms/jennifer/indexa.htm. Reviewed: 17 August 2015.

Siegel, D. A., S. C. Doney, J. A. Yoder. 2002. The North Atlantic spring phytoplankton bloom and Sverdrup's critical depth hypothesis. Science, 296(5568):730-733.

Sievers H. A., C. Calvete, N. Silva. 2002. Distribución de características físicas, masas de agua y circulación general para algunos canales australes entre el golfo de Penas y el estrecho de Magallanes (Crucero CIMAR Fiordo 2), Chile. Cienc. Tecnol. Mar, 25(2):17-43.

Sievers H. A., N. Silva. 2006. 4.1 Masas de agua y circulación en los canales y fiordos australes. In: Silva, N., S. Palma (eds.), Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos. Comité Oceanográfico Nacional—Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 53-58.

Sievers H. A., R. Prado. 1994. Contraste de las características oceanográficas del seno Aysén, Chile, entre invierno y verano (Lat. 45° 20' S). Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 29(2):167-209.

Silva, C., E. Yáñez, V. Vargas, J. Aguilera, J. Lastra & F. Sánchez. 2016. Modelo e implementación de un sistema de seguimiento y vigilancia de marea roja al sistema de información geográfica. Fondo de Investigación Pesquera y Acuicultura, Proyecto FIP N°2014-76, 376 pp.

Silva L., O. Villarroel, J. C. Ríos, E Paris. 2016. Floraciones algales nocivas y toxinas marinas. Centro de Información Toxicológica de la Universidad Católica (CITUC). [http://www.colegiomedico.cl/wp-content/uploads/2016/05/Marea-Roja-CITUC.pdf] Reviewed: 14 April 2017.

Silva N., H. Sievers, R. Prado. 1995. Características oceanográficas y una proposición de circulación para algunos canales australes de Chile entre 41°20'S y 46°40'S. Rev Biol Mar, 30:207-254

Silva N., C. Calvete, H. Sievers. 1997. Características oceanográficas físicas y químicas de canales australes chilenos entre Pto. Montt y laguna San Rafael (Crucero Cimar-Fiordo 1). Cienc Tecnol Mar, Comité Oceanográfico Nacional (Chile) 20:23-106.

Silva N., N. Rojas, A. Fedele. 2009. Water masses in the Humboldt Current System: Properties, distribution, and the nitrate deficit as a chemical water mass tracer for Equatorial Subsurface Water off Chile. Deep-Sea Rea PT II, 56(16):1004-1020.

Silva, S. y S. Neshyba. 1980, Masas de agua y circulación geostrófica frente a la costa de Chile austral. Inst. Ant Chileno. 25/26: 5-32

Simpson J. H., D. J. Edelsten, A. Edwards, N. C. G. Morris, P. B. Tett. 1979. The Islay front: physical structure and phytoplankton distribution. Estuar Coast Mar Sci, 9(6):713-726.

Sirjacobs, D., A. Alvera-Azcárate, A. Barth, G. Lacroix, Y. Park, B. Nechad, K. Ruddick, Beckers, J.
M. 2011. Cloud filling of ocean colour and sea surface temperature remote sensing products over the Southern North Sea by the Data Interpolating Empirical Orthogonal Functions methodology. J. Sea Res., 65(1), 114-130.

Smayda, T. J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. In: Granéli, E., Sundström, B., Edler, L., Anderson, D. M. (eds.) Toxic marine phytoplankton. Elsevier Science Publishing Co., Inc., Amsterdam, p. 29–41

Smayda, T. J., C. S. Reynolds. 2001. Community assembly in marine phytoplankton: application of recent models to harmful dinoflagellate blooms. J. of Plankton Res., 23(5):447-461.

Sobarzo M., L. Bravo, D. Donoso, J. Garcés-Vargas, W. Schneider. 2007. Coastal upwelling and seasonal cycles that influence the water column over the continental shelf off central Chile. Prog Oceanogr, 75(3):363-382.

Stigebrandt, A., J. Aure. 1989. Vertical mixing in basin waters of fjords. J. Phys. Oceanog., 19(7):917-926.

Stock, C. A., D. J. McGillicuddy, A. R. Solow, y D. M. Anderson. 2005. Evaluating hypotheses for the initiation and development of *Alexandrium fundyense* blooms in the western Gulf of Maine using a coupled physical–biological model. Deep-Sea Rea PT II: Topical Studies in Oceanography. 52(19):2715-2744.

Strub P.T., J. Mesías, V. Montecinos, J. Rutland, S. Salinas. 1998. Coastal ocean circulation of western South America. Coastal segment (6,E). In: Robinson A., K. Brink (eds.), The Sea, Volume 11. John Wiley & Sons Inc., pp. 273–313.

Stumpf R. P., M. C. Tomlinson, J. A. Calkins, B. Kirkpatrick, K. Fisher, K. Nierenberg, R. Currier, T. T. Wynne. 2009. Skill assessment for an operational algal bloom forecast system. Journal of Marine Systems, 76(1), 151-161.

Suárez, Isla B.A., A. López, C. Hernández, A. Clement y L. Guzmán. 2002. Capítulo 12: Impacto económico de las floraciones de microalgas nocivas en Chile y datos recientes sobre la ocurrencia de veneno amnésico de los mariscos. In: E.A. Sar, M.E. Ferrairo, B. Reguera B. (eds.). Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano. Instituto Español de Oceanografía, Mos, Pontevedra, España, pp. 257-268.

Suárez-Isla B. A., A. Clément. 2002. Investigación, Tecnologías de la Información y Capacitación Local para apoyar la Toma de Decisiones sanitarias en Mareas Rojas. Proyecto FONDEF MR02I1004, Universidad de Chile, Facultad de Medicina y Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Santiago, Chile, 75 p. Suárez-Isla, B., y Guzmán-Méndez, L. 1992. Floraciones de algas nocivas, mareas rojas y toxinas marinas. Revista Sanidad Defensa Nacional, 9, 133-138.

Sun J., D.A. Hutchins, Y. Feng, E.L. Seubert, D.A. Caron y F.X. Fu. 2011. Effects of changing pCO2 and phosphate availability on domoic acid production and physiology of the marine harmful bloom diatom *Pseudo-nitzschia multiseries*. Limnol. Oceanogr., 56: 829-840.

Sun Q., C. Miao, Y. Qiao, Q. Duan. 2017. The nonstationary impact of local temperature changes and ENSO on extreme precipitation at the global scale. Climate Dynamics, 1-12.

Suits, D. B. 1957. Use of Dummy Variables in Regression Equations". J. Am. Stat. Assoc. 52(280): 548–551.

Sverdrup, H. U. 1953. On conditions for the vernal blooming of phytoplankton. Journal du Conseil Permanent International Pour 1. Exploration de la Mer, 18:287–295.

Tatters, A.O., F.X. Fu y D.A. Hutchins. 2012. High CO2 and silicate limitation synergistically increase the toxicity of *Pseudo-nitzschia fraudulenta*. PLoS ONE, 7(2): e32116.

Terseleer, N., N. Gypens, C. Lancelot. 2013. Factors controlling the production of domoic acid by *Pseudo-nitzschia (Bacillariophyceae)*: a model study. Harm. Algae, 24:45-53.

Torres, R., M. Frangópulos, M. Hamamé, V. Montecino, C. Maureira, G. Pizarro y B. Reid. 2011. Nitrate to silicate ratio variability and the composition of micro-phytoplankton blooms in the innerfjord of Seno Ballena (Strait of Magellan, 54°S). Cont. Shelf. Res., 31: 244-253.

Torres, R., N. Silva, B. Reid y M. Frangópulos. 2014. Silicic acid enrichment of subantarctic surface water from continental inputs along the Patagonian archipelago interior sea (41–56°S). Prog. Oceanogr., 129(A): 50-61.

Toumazou V., J. F. Cretaux. 2001. Using a Lanczos eigensolver in the computation of empirical orthogonal functions. Mon. Weather. Rev., 129(5):1243-1250.

Trainer, V.L., N.G. Adams, B.D. Bill, C.M. Stehr y J.C. Wekell. 2000. Domoic acid production near California coastal upwelling zones, June 1998. Limnol. Oceanogr., 458: 1818-1833.

Trainer, V.L., B.M. Hickey y R.A. Horner. 2002. Biological and physical dynamics of domoic acid production off the Washington coast. Limnol. Oceanogr., 475: 1438-1446.

Trainer, V., W. Cochlan, A. Erickson, B. Bill, F. Cox, J. Borchert, K. Lefebvre. 2007. Recent domoic acid closures of shellfish harvest areas in Washington State inland waterways. Harmful Algae, 6:449–459.

Turner, J. S. 1973. Bouyancy effects in fluids: Cambridge monographs on mechanics and applied mathematics.

Uribe J. C. 1988. Antecedentes de un tercer brote de veneno paralizante de los mariscos (VPM) en la Región de Magallanes. An Inst Pat (Chile), 18:97-101.

Uribe, J.C., L. Guzmán y S. Jara. 1995. Monitoreo mensual de la marea roja en la XI y XII Regiones. Proyecto FIP-IT/93-16. Univ. Magallanes, Punta Arenas, pp. 282.

Uribe, J.C., S. Oyarzún y V. Latorre. 2010. *Alexandrium catenella* Whedon y Kofoid Balech, 1985, in Magellan waters, Chile. Anales Instituto Patagonia Chile, 381: 103-110.

Valenzuela M., S. Avaria. 2009. Distribución del microfitoplancton marino entre el seno Reloncaví y Boca del Guafo en invierno y primavera de 2005 (crucero CIMAR 11 fiordos). Cienc Tecnol Mar, 32(2):43.

Valle-Levinson, A., y J. L. Blanco. 2004. Observations of wind influence on exchange flows in a strait of the Chilean Inland Sea. J. Mar. Res., 62(5):720-740.

Van Dolah, F.M., D. L.Roelke y R.M. Greene. 2001. Health and ecological impacts of harmful algal blooms: risk assessment needs. Hum. Ecol. Risk Assess., 7 (5): 1329-1345.

Vecchi G. A., A. T. Wittenberg. 2010. El Niño and our future climate: where do we stand?. Wiley Interdiscip Rev Clim Change, 1(2):260-270.

Velo-Suarez, L., S. Gonzalez-Gil, P. Gentien, M. Lunven, C. Bechemin, L. Fernand, R. Raine, B. Reguera. 2008. Thin layers of *Pseudo-nitzschia spp*. and the fate of *Dinophysis acuminata* during an upwelling--Downwelling cycle in a Galician Ria. Limnol Oceanog, 53(5):1816.

Velo-Suárez, L. y J.C. Gutiérrez-Estrada. 2007. Artificial neural network approaches to one-step weekly prediction of *Dinophysis acuminata* blooms in Huelva Western Andalucía, Spain. Harmful Algae, 6: 361-371.

Vidal, G., L. Díaz, M. Palma, C. Espinoza, J. Aros, M. Seguel, A. Sfeir & L. Guzmán. 2006. Investigación y monitoreo de toxinas marinas y fitoplancton nocivo en la X Región. Instituto de Fomento Pesquero, Proyecto Fondo de Desarrollo e Innovación Innova/CORFO (Ex-FDI), Informe Final, 66 pp.

Vidal, G., L. Guzmán, X. Vivanco, V. Arenas, L. Iriarte, S. Mercado, C. Alarcón & P. Pacheco. 2012.
Influence of environmental variables on *Alexandrium catenella* motile stage and other harmful taxa in southern Chile (43-55°S) (January-December 2009). In: K.A. Pagou & G.M. Hallegraeff (eds.).
Proceedings of the 14th International Conference on Harmful Algae. Hersonissos-Crete, Greece, 1-5
November 2010, pp. 66-68.

Vila, M., E. Garcés, M. Masó y J. Camp. 2001. Is the distribution of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* expanding along the NW Mediterranean coast?. Mar. Ecol-Prog. Ser., 222:73-83.

Villac M. C. 1996. Synecology of the genus *Pseudo-nitzschia H. Peragallo* from Monterey Bay, California, USA. PhD dissertation, Texas A&M University, College Station

Villanueva, F. 2005. Biogeografía y análisis retrospectivo de *Alexandrium catenella dinoflagellata* en la zona austral de Chile. Tesis de grado presentada como parte de los requisitos para optar al grado de licenciado en biología marina. Facultad de Ciencias Escuela de Biología Marina. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile, 81 pp.

Wang Y. y D. Liu D. 2013. Reconstruction of satellite chlorophyll-a data using a modified DINEOF method: a case study in the Bohai and Yellow seas, China. Int J Remote Sens 35:204–217

Wasserman, L. 2006. All of Nonparametric Statistics. Berlin: SpringerVerlag.

Whedon W.F., C. A. Kofoid C.A. 1936. Dinoflagellates of the San Francisco region. I. On the skeletal morphology of two new species, *Gonyaulax catenella* and *G. acatenella*. Univ. Calif. Publ. Zool. 41:25-34.

Wilson, C. 2011. The rocky road from research to operations for satellite ocean-colour data in fishery management. ICES J. Mar. Sci., 68(4): 677-686.

Wong, K. T., J. H. Lee y I. J. Hodgkiss. 2007. A simple model for forecast of coastal algal blooms. Estuar. Coast. shelf s., 74(1):175-196.

Wong, K.T.M., J.H.W. Lee y P.J. Harrison. 2009. Forecasting of environmental risk maps of coastal algal blooms. Harmful Algae, 83: 407-420.

Wurmann C. 2017. Regional review on status and trends in aquaculture development in Latin America and the Caribbean – 2015. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1135/3. Rome, Italy.

Yasuda, I., y T. Watanabe. 2007. Chlorophyll a variation in the Kuroshio Extension revealed with a mixed-layer tracking float: implication on the long-term change of Pacific saury (Cololabis saira). Fish. Oceanog., 16(5):482-488.

Yoshie, N., Y. Yamanaka, M. J. Kishi, H. Saito. 2003. One dimensional ecosystem model simulation of effects of vertical dilution by the winter mixing on the spring diatom bloom. J. Oceanog., 59:563-572.

Zamudio L., A. P. Leonardi, S. D. Meyers, J. J. O'Bryen. 2001. ENSO and eddies on the southwest coast of Mexico, Geophys. Res. Lett., 28:13–16.